

Mariana Conte Grand
Martina Chidiak

Editoras de contenido

Martina Chidiak
Mariana Conte Grand
Vanesa D'Elia
Carlos Galperin
Mariano Rabassa

PROGRESOS EN ECONOMÍA AMBIENTAL



ASOCIACION ARGENTINA
DE ECONOMIA POLITICA

EDICON
FONDO EDITORIAL ECONOMICO

 **consejo**

Profesorado de Ciencias Económicas de la Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad de Buenos Aires

Progresos en Economía Ambiental

Progresos en economía ambiental / compilado por Ernesto Rezk. - 1a ed. -
Buenos Aires: Consejo Profesional de Ciencias Económicas de la Ciudad
Autónoma de Buenos Aires, 2011.
216 p.; 21x15 cm.

ISBN 978-987-660-105-4

1. Economía Ambiental. I. Rezk, Ernesto, comp.
CDD 330

ISBN: 978-987-660-105-4

1ra. Edición

Hecho el depósito que marca la Ley 11.723.

Prohibida su reproducción total o parcial por cualquier
medio sin autorización previa del CPCECABA.

EDICON

Fondo Editorial Consejo

Consejo Profesional de Ciencias Económicas de la
Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Viamonte 1549 - CABA

Tel. 5382-9200

www.consejo.org.ar

www.edicon.org.ar

Mariana Conte Grand y Martina Chidiak
(editoras de contenido)

Progresos en Economía Ambiental

Martina Chidiak
Mariana Conte Grand
Vanesa D'Elia
Carlos Galperín
Mariano Rabassa

EDICON
FONDO EDITORIAL CONSEJO

 **consejo**

Profesional de Ciencias Económicas de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires

Sobre los autores

Martina Chidiak

Es Licenciada en Economía en la Universidad de Buenos Aires (1991), y tiene una Maestría en Economía Ambiental en el University College London (1996). Completó su doctorado Economía Industrial con felicitaciones del jurado (2002) en la Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris. Actualmente es Profesora Adjunta de Economía Ambiental en la Facultad de Ciencias Económicas, Universidad de Buenos Aires e investigadora senior del Centro de Investigaciones sobre Desarrollo Económico en América del Sur (Centro de IDEAS) de la Universidad Nacional de San Martín. Se ha desempeñado como investigadora del CENIT, Buenos Aires, y como consultora de diversos organismos internacionales (la Comisión Económica para América Latina de Naciones Unidas, el Banco Interamericano de Desarrollo, el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, la Comisión Europea, el Centro Internacional para el Comercio y el Desarrollo Sustentable (ICTSD) y organismos de cooperación internacional –JICA, GTZ, Cooperación Francesa–) y nacionales (Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable y Ministerio de Economía). Ha coordinado y publicado varios estudios en publicaciones nacionales e internacionales sobre temas ambientales vinculados a políticas sobre cambio climático, producción limpia, gestión ambiental empresaria, biocombustibles y cuestiones tecnológicas.

Mariana Conte Grand

Es Licenciada en Economía de la Universidad Nacional de La Plata (1990), tiene un Posgrado en Políticas Públicas del Instituto Torcuato Di Tella (1992), y un Ph.D. en Economía de la Universidad de California en Los Ángeles (1997). Actualmente es Directora de la Maestría en Economía de la Universidad del CEMA, ha trabajado en el diseño de políticas ambientales para la Environmental Protection Agency, el National Renewable Energy Laboratory, el Banco Mundial, el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, la Secretaría de Recursos Naturales y Desarrollo Sustentable de la Nación, y la Cancillería Argentina. Ha también sido consultora en casos legales sobre daños ambientales. Ha recibido becas y financiamiento para proyectos de investigación de la Fundación Antorchas, el Banco Interamericano de Desarrollo, la Phi Beta Kappa Alumni Association, el Institute of Global Conflict and Cooperation de la Universidad de California, el Beijer Institute de la Royal Swedish Academy of Sciences, la Agencia de Promoción Científica y Tecnológica de Argentina y el Inter American Institute for Climate Change. Sus trabajos de investigación han sido publicados en libros y revistas como *Ecological Economics* y *Environment and Development Economics*.

Vanesa D'Elia

Es Licenciada en Economía de la Universidad Nacional de Rosario (2002) y Magister en Economía de la Universidad del CEMA (2005), donde actualmente está cursando el Doctorado en Economía. Sus áreas de especialización son la Economía Ambiental y la Seguridad Social. Desde 2008 es Directora del área de Estudios de la Seguridad Social en ANSES y a partir de 2009, se desempeña como asesora del Ministro de Economía y Finanzas Públicas. Ha participado

como delegada argentina en negociaciones internacionales en el ámbito de Naciones Unidas y Grupo de los 20 (G20) relacionadas con el cambio climático y con temas de energía. Su investigación se centra en la valuación económica de impactos ambientales y en políticas de protección social con énfasis en los sistemas de pensiones. Ha sido profesora en varias universidades de la Argentina, tanto en carreras de grado como de posgrado. Actualmente dicta cursos de Microeconomía, Teoría del Desarrollo Sustentable y Econometría Aplicada. Cuenta con varias publicaciones en revistas nacionales e internacionales.

Carlos Galperín

Es Licenciado en Economía de la Universidad de Buenos Aires (1989) y Master en Economía y Administración de Empresas con diploma de honor del ESEADE (1994). En el presente se desempeña como coordinador en el Centro de Economía Internacional (CEI) del Ministerio de Relaciones Exteriores, Comercio Internacional y Culto de la República Argentina. Sus áreas de especialización son economía ambiental, política comercial, integración económica, políticas agrícolas y biotecnología agrícola. Es docente en cursos de grado y postgrado sobre economía, política comercial y economía ambiental. Cuenta con trabajos publicados en revistas académicas con referato del país y del exterior, libros, documentos de trabajo y presentaciones en congresos académicos.

Mariano Rabassa

Es licenciado en Economía (2000) y Magister en Economía (2002) de la Universidad Nacional de La Plata, y Ph.D. en Economía Agraria y de los Recursos Naturales de la Universidad de Illinois en Urbana-Champaign (2008). Su

tesis doctoral ha sido distinguida por la Agricultural and Applied Economics Association con el Outstanding Doctoral Dissertation Award. Desde 2008 trabaja como consultor en las oficinas del Banco Mundial en Washington DC. Se especializa en la evaluación de políticas ambientales y en la medición del impacto del cambio climático sobre la economía.

Índice

Sobre los autores	5
Prólogo	13
Introducción <i>Mariana Conte Grand</i>	15
Referencias	19
La difusión pública de información ambiental como regulación <i>Mariana Conte Grand</i>	21
I. Introducción	21
II. Incentivos de las empresas para “ser verdes”	27
III. Metodologías empíricas para medir la relación entre medio ambiente y beneficios	29
IV. Metodología y resultados de los estudios de eventos	32
IV. A. Metodología de estudio de eventos	32
IV. A.1. Definición de la “ventana” del evento	33
IV. A.2. Modelo para estimar retornos “normales”	34
IV. A.3. Tests de significatividad	36
IV. B. Principales resultados obtenidos en la literatura sobre impacto de eventos ambientales	37
V. Resumen y Conclusiones	44

Anexo A. Medición del valor de la reputación ambiental en el largo plazo	48
Anexo B. Tests de hipótesis en estudios de eventos	52
Tests paramétricos	52
Tests no paramétricos	53
Test del Signo	53
Test de rangos con signos de Wilcoxon	54
Referencias bibliográficas	56

Economía y Cambio Climático: Valuación de Costos y Beneficios 63

Vanesa V. D'Elia

I. Introducción	63
II. Aspectos Económicos del Cambio climático	66
III. Valuación económica de los impactos del cambio climático	69
III. A. Modelización de los impactos del cambio climático	71
III. A. 1. Riesgo e incertidumbre	74
III. A. 2. Tasa de descuento	76
III. A. 3. Evaluación económica de los impactos de “no mercado”	80
III. B. Costos de estabilización de las emisiones	82
IV. Financiamiento del Cambio Climático	83
V. Regulación internacional para un problema global	86
V. A. Metas y mecanismos de regulación	87
V. B. Mecanismos de financiamiento	90
V.C. Estado actual de las negociaciones	93
VI. Conclusiones	95
Referencias bibliográficas	98
Anexo	102

Federalismo ambiental: una revisión de la literatura 105
Mariano Rabassa

I. Introducción	105
II. Contaminación interjurisdiccional	108
III. Competencia interjurisdiccional	120
III. A. Regulación ambiental y la localización de las firmas	123
III. B. Evidencia de comportamiento estratégico.	127
IV. Discusión	133
Referencias bibliográficas	140

Comercio Internacional y Ambiente 147
Martina Chidiak - Carlos Galperin

I. Introducción	147
II. Efectos competitivos de la política ambiental	151
II.A. Efectos de la política ambiental sobre los flujos de comercio	151
II.B. Migración de industrias hacia países/regiones con regulaciones ambientales menos exigentes (“ <i>pollution haven hypothesis</i> ”)	155
II.C. Política ambiental “adaptativa”	162
II.D. La “hipótesis de Porter”: ¿existe un vínculo positivo entre política ambiental y competitividad?	167
III. Efectos ambientales de la liberalización y de los acuerdos comerciales regionales	169
III.A. Evaluación de efectos ambientales de cambios en los patrones de comercio	171
III.B. Evaluaciones de sostenibilidad de los acuerdos comerciales	175
IV. Barreras al comercio basadas en argumentos (preocupaciones) ambientales	180
IV.A. Un enfoque económico	181

IV.B. Lo que enseña la experiencia: instrumentos empleados, ámbitos de aplicación y nuevas tendencias	184
IV.C. Relevancia e impacto potencial de este tipo de barreras	192
V. Lectura general y reflexiones finales	199
Referencias	204

Prólogo

La Asociación Argentina de Economía Política tiene como misión “Promover el análisis económico en el país con miras al adelanto de la ciencia”.

En este sentido, sus Reuniones Anuales han sido desde el inicio su principal medio de contribución científica, creando un ámbito estable y adecuado para la presentación de nuestros trabajos, para la evaluación crítica e independiente de la calidad de nuestra producción y para la difusión de nuestros resultados innovadores.

Del mismo modo, las Reuniones Anuales han permitido poner a los asociados, en particular a los jóvenes, en contacto con académicos de primer nivel tanto en el orden nacional como internacional.

A partir de noviembre de 2004 se tomó la iniciativa de reforzar los aspectos de difusión y formación académica incorporando paneles de Progresos en Economía, con la intención de que sean un vehículo eficaz para difundir a toda la comunidad científica los más recientes y destacados avances en cada una de las especialidades de la Economía.

Este libro, que edita ahora la AAEP, con la colaboración editorial del CPCECABA, es el resultado académico del Panel sobre Progresos en Economía Ambiental desarrollado en la XLV Reunión Anual realizada en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (Universidad Nacional de Buenos Aires) en noviembre de 2010.

Se descuenta que, al igual que lo acontecido con los anteriores paneles, Progresos en Economía Ambiental será desde ahora una publicación de referencia para nuestros miembros y para docentes, investigadores, graduados y alumnos en Economía.

Ernesto Rezk
Presidente - AAEP

Introducción

*Mariana Conte Grand**

Universidad del CEMA

La economía ambiental es un campo de estudio relativamente poco conocido en Argentina, por lo cual vale la pena comenzar este libro por delimitarlo en lo que no incluye. En primer lugar, la economía ambiental no es economía de los recursos naturales. Ésta última tiene como principal objetivo analizar la dinámica y la gestión en el tiempo de los recursos naturales (Cropper y Oates, 1992). Esto implica que trata principalmente cuestiones referidas a las trayectorias de conservación y extracción en bosques, minería, pesca y al uso de otros recursos como petróleo y agua. En segundo lugar, la economía ambiental es también distinta de la economía ecológica. La economía ecológica es un campo multidisciplinario que incluye biólogos y otros profesionales no economistas, cuya base fundamental no son los consumidores y empresas como en la teoría microeconómica neoclásica sino que pone énfasis en el valor del medio ambiente por sí mismo y no por su valor para las personas (Constanza, 1991). La economía ecológica tiene además una visión más pesimista del medio ambiente que la economía ambiental ya que la primera pone énfasis en los límites al crecimiento económico dados por la naturaleza mientras que la segunda

* Agradezco a Martina Chidiak por sus comentarios a esta introducción. Las opiniones de este trabajo son exclusivas del autor y no representan las de la Universidad del CEMA.

cree que las señales de precios permiten impulsar el progreso técnico, el cual facilita ir superando al menos parcialmente los límites impuestos por los recursos disponibles.

Sabiendo lo que no es economía ambiental, falta entonces definir lo que sí es. La economía ambiental tiene sus orígenes como subdisciplina alrededor de 1960, con el surgimiento de las políticas ambientales en los países desarrollados. Sin embargo, ya antes de eso había surgido la idea de lo ambiental como una “falla de mercado”, idea que ya había sido debatida por Pigou en los años 1920 (Pigou, 1920). Allí se remonta la idea de los economistas ambientales según la cual la ineficiencia en los temas de medio ambiente ocurre porque no hay mercados (y por lo tanto, no hay precios) de bienes ambientales como el agua y el aire limpios. A la sugerencia de impuestos “pigouvianos” como una manera de resolver las externalidades originadas en la contaminación, vino luego el famoso trabajo de Coase (1960) que favorecía las negociaciones entre privados sobre regulaciones del Estado, y toda una abundante literatura posterior sobre las ventajas y desventajas de los distintos instrumentos de política ambiental (Weitzman, 1974).

Además del tipo de regulaciones para resolver las cuestiones de eficiencia involucradas en la problemática ambiental, se puede decir que hay dos grandes temas adicionales que hacen al área. Uno de ellos es la valuación económica de costos y beneficios ambientales, ya sea para diseñar las regulaciones ambientales (esto es, cuán estricta debe ser una norma para que la contaminación no sea excesiva), para evaluar proyectos, o cuantificar daños ambientales en casos legales (Pearce, 2002). Otra rama de la economía ambiental es la que se refiere a los impactos de las distintas políticas ambientales en la innovación, la competitividad y la localización de las empresas, los cuales afectan las decisiones de

política ambiental en países federales y los intentos por establecer mecanismos internacionales de protección ambiental.

Los cuatro capítulos que se presentan en este libro de *Progresos en Economía Ambiental* fueron presentados en un Panel en la XLV Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Política, llevada a cabo en Facultad de Ciencias Económicas de la Universidad de Buenos Aires en noviembre de 2010. El objetivo del panel fue reunirnos algunos de los economistas argentinos que investigamos en el área de economía ambiental, y hacer una revisión de la literatura existente y de los progresos recientes en algunos de los temas de cada una de las áreas arriba descriptas.

En el primer capítulo, Mariana Conte Grand define el problema ambiental y los distintos tipos de regulaciones existentes. Luego, discute el impacto que tiene difundir públicamente información ambiental de las empresas. Hacer público el desempeño ambiental empresarial se ha convertido en un tipo de regulación, llamada “de la tercera ola” (Tietenberg, 1998). Se analiza entonces en dicho capítulo la literatura empírica sobre cómo afectan las noticias ambientales a los rendimientos accionarios de las empresas, la cual se basa en tres tipos de metodologías (comparación entre índices bursátiles verdes o no, estudios de eventos o de impactos de corto plazo, y trabajos basados en regresiones de largo plazo). Se mencionan también allí los resultados de algunos trabajos de esta literatura sobre el caso de Argentina.

Luego, en el segundo trabajo, Vanesa D’Elía aborda el tema de la valuación económica de impactos ambientales para el caso específico del cambio climático. Para eso distingue entre los costos/beneficios de la “acción” y los costos/beneficios de la “inacción” frente al cambio global, las distintas estimaciones disponibles y las dificultades inherentes a su cuantificación (las cuales generalmente tienen que ver con el hecho de que se trata de impactos no lineales,

asimétricos y que persisten por un período de tiempo extenso por lo que considerar el riesgo y la incertidumbre es clave).

En los últimos dos artículos se discuten los avances de la literatura económica y la evidencia empírica en lo que hace a dos cuestiones: el federalismo ambiental y la relación entre comercio y medio ambiente.

En el tercer paper del volumen, Mariano Rabassa repasa el Teorema de la Descentralización según el cual una mayor descentralización aumenta el bienestar social al permitir que las políticas varíen de acuerdo a los costos y a los beneficios locales, pero lo relaciona con el hecho de que la delegación de atribuciones puede ser muy costosa si el gobierno federal puede aprovechar economías de escala en la implementación de las regulaciones, si existen efectos de derrame producto de la polución que cruza los límites jurisdiccionales o si las jurisdicciones deciden competir para atraer industrias a costa de un deterioro de la calidad ambiental. Luego, reseña los principales trabajos en la literatura empírica reciente sobre cada uno de estos efectos: si existe mayor contaminación cerca de los bordes jurisdiccionales o, si los reguladores locales compiten para atraer industrias mediante la reducción de los requisitos ambientales.

Finalmente, en el cuarto trabajo aquí incluido, Martina Chidiak y Carlos Galperín ofrecen una revisión de la literatura sobre comercio y ambiente. Consideran tres líneas centrales de análisis definidas en términos de las preocupaciones que las motivan. La primera se relaciona con los impactos de las políticas ambientales sobre la competitividad. La segunda con los efectos ambientales de la apertura comercial y los acuerdos comerciales. La tercera, con el surgimiento de barreras al comercio fundamentadas en argumentos ambientales. Para cada línea de análisis, los autores presentan los aportes de la literatura teórica y empírica (incluyendo los trabajos disponibles para Argentina) y los casos prácticos más salientes.

Ambas editoras agradecemos a la AAEP por habernos invitado a coordinar este libro (especialmente al Dr. Daniel Heymann, su anterior presidente, por sugerir este tema) y a todos los autores por haber dedicado tiempo y ganas a la realización de este proyecto. Finalmente, en lo personal, agradezco al Dr. Miguel Ángel Craviotto quien siendo abogado despertó mi interés por esta rama de la economía.

Referencias

- Coase R. (1960), 'The Problem of Social Cost', *Journal of Law and Economics* **3**: 1-44.
- Costanza R., ed (1991), *Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability*. New York, Columbia Univ. Press.
- Cropper M.L. y W. E. Oates (1992). "Environmental Economics: A Survey," *Journal of Economic Literature* **30** (2): 675-740.
- Pearce D. (2002). "An Intellectual History Of Environmental Economics", *Annual Review of Energy and the Environment* **27**: 57–81.
- Pigou A.C. (1920), *Economics of Welfare*. Macmillan and Co, 1era edición.
- Tietenberg T. (1998), "Disclosure Strategies for Pollution Control", *Environmental and Resource Economics*, **11** (3-4): 587-602.
- Weitzman M. L. (1974). "Prices vs. quantities," *Review of Economic Studies* **41**: 477-491.

La difusión pública de información ambiental como regulación

*Mariana Conte Grand**
Universidad del CEMA

I. Introducción

La teoría microeconómica, a través del denominado “primer teorema de la economía del bienestar”, establece que los mercados competitivos son eficientes (Lerner, 1951). Para que esto se cumpla, se deben satisfacer dos requisitos: que ningún agente económico pueda influir en los precios, y que los mercados sean completos. El primer requisito tiene que ver con evitar situaciones de poder de mercado (monopolios u oligopolios, entre otros) y el segundo está vinculado con evitar problemas relacionados con la existencia de bienes públicos, externalidades reales o asimetrías informativas. En cualquier libro de texto, la problemática ambiental es justamente un caso típico de lo que se denomina falla de mercado (una situación en la cual el mercado dejado a sí mismo no necesariamente es eficiente).

Más precisamente, la contaminación ambiental puede verse desde dos puntos de vista. Por un lado, puede analizarse la calidad ambiental como un bien público. Por otro lado,

* Las opiniones de este trabajo son exclusivas del autor y no representan las de la Universidad del CEMA.

puede focalizarse en el mercado de un bien cuya producción o consumo genera una externalidad negativa. Es un bien público puro el que tiene dos características: no rivalidad en el consumo y escasas posibilidades de excluir a ciertos agentes de recibir los beneficios que otorga el bien (Samuelson, 1954). La calidad ambiental tiene efectivamente estas dos propiedades. Por un lado, una vez que una persona tiene acceso a cierta calidad ambiental (por ejemplo, aire puro), otra persona puede simultáneamente disfrutar de la misma (no rivalidad en el consumo). Y, por otro, es casi imposible evitar que la otra persona reciba los beneficios de dicha calidad ambiental.

Una manera alternativa de pensar el problema ambiental es, en vez de focalizar en el mercado de la calidad ambiental (o la contaminación), poner énfasis en el mercado de un bien cuyo consumo o producción genera un daño que no está tenido en cuenta en dicho mercado, pero genera costos a otro agente económico fuera de ese mercado. Por eso es que se llama “externalidad”. Más precisamente, lo que ocurre con una externalidad negativa es que el precio del bien (aquel en que la máxima disponibilidad a pagar por el bien por parte del demandante es igual a lo mínimo que quieren recibir por el bien los oferentes) no refleja todos los costos. Esto es, el precio no es una señal confiable de lo que pasa en un mercado con externalidad negativa, ya que no incorpora el daño que el consumo y la producción de ese bien hacen a un tercero. No lo refleja porque se produce un costo que no es compensado a través del sistema de precios, ya que el mismo ocurre a un tercero que está fuera del mercado del bien del que se trata.

Pero, los bienes públicos son un caso especial de externalidad (Binger y Hoffman, 1998). En efecto, la provisión de una mayor calidad ambiental genera una externalidad positiva (multidireccional) en la utilidad entre todas las personas

que la consumen. Esto ocurre porque, como el consumo del bien público es no rival, todas las personas se benefician de que las otras quieran demandar el bien público. Si hablamos de contaminación (un mal), se genera una externalidad negativa mutua en la utilidad. Por ende, hablar de externalidades es suficiente para englobar ambas maneras de analizar el fenómeno de la contaminación desde el punto de vista económico. Y, cuando hay externalidades, el óptimo difiere del equilibrio. Se justifica entonces que exista alguna política ambiental para cerrar esa brecha. Como se definió más arriba, cuando hay externalidades, los mecanismos de incentivos que normalmente hacen que los mercados sean eficientes, no están operativos. Por ende, para restaurar la eficiencia, debe buscarse alguna solución que permita “internalizar” esa externalidad. La idea es que los precios cumplen un rol descentralizador muy importante en el equilibrio de mercado (Hayek, 1945). Pero, si esos precios no incluyen compensaciones por el daño externo generado, son una señal borrosa.

En este contexto, hay tres grandes tipos de regulaciones ambientales que pueden ser aplicadas. Las primeras políticas que se diseñaron para hacer frente a los problemas ambientales fueron las llamadas “de la primera ola” o de “orden y control” (por su denominación en inglés “command and control”). Los instrumentos de “orden y control” consisten en fijar restricciones específicas a las fuentes contaminantes, que establecen un determinado comportamiento ambiental, y lo sostienen a través de la fiscalización de los contaminadores. Éstos son básicamente los siguientes: estándares de calidad ambiental (máximas concentraciones de contaminantes permitidas), estándares de emisiones o efluentes (máximo permisible de emisiones gaseosas o descargas de efluentes), estándares de procesos (tipo de tecnologías a utilizar), estándares de productos (características de productos contaminantes), y estándares de insumos (el tipo de insumos

que pueden utilizarse). El atractivo de estos instrumentos para las autoridades ambientales es que, al menos teóricamente, retienen control sobre la cantidad total de emisiones permitidas (y deciden sobre cuáles son los sectores a los que se les pide el mayor esfuerzo ambiental). Sin embargo, en la práctica, este tipo de regulaciones tiene al menos tres debilidades: requieren tener un buen nivel de información, llevan a falta de incentivos a la innovación, y pueden generar situaciones de fuertes presiones por parte de los regulados.

Como consecuencia de estas debilidades, es que fueron surgiendo cada vez más regulaciones llamadas de la “segunda ola” o “políticas de mercado” o “basadas en incentivos”. El uso de esta clase de instrumentos ha ido aumentando a una tasa creciente a partir de 1970, sobre todo en los países desarrollados (ver al respecto la base de datos de la OCDE y la Unión Europea: <http://www2.oecd.org/ecoinst/queries/>), y también han empezado a ser usados en países de menor desarrollo relativo cada vez con mayor frecuencia (Serôa Da Motta et al, 1999). Estas regulaciones incluyen principalmente: impuestos directos o indirectos sobre las emisiones/subsidios, sistemas de depósito/reembolso, permisos comercializables, y sistemas de responsabilidad legal. Se llaman así (“de mercado” o “basadas en incentivos”) porque el objetivo de este segundo tipo de regulación es la creación de incentivos de forma tal que sean los mismos contaminadores los que elijan el nivel de contaminación óptimo como resultado de buscar su propio interés. Los incentivos apropiados se dan porque, de esa manera, las empresas incorporan el daño ambiental dentro de sus cálculos. Esto ocurre ya sea porque tienen que pagar un impuesto, comprar un permiso o pagar por daños si es que no quieren renunciar a cierto nivel de contaminación. Sin embargo, los instrumentos de este tipo no evitan que se necesite información para su diseño así como cierto grado de fiscalización.

Por eso, a fines de los 80s y principios de los 90s surgieron regulaciones del tipo de “difusión pública” de información ambiental o de la llamada “tercera ola” (Tietenberg 1998 o Tietenberg y Wheeler 2001). La publicación de datos sobre el comportamiento ambiental de las empresas tiene como objetivo ponerlas frente a las presiones de los consumidores o inversores, y así inducirlas a cambiar su comportamiento contaminante, a pesar de que el gobierno no tenga un gran poder de fiscalización.¹ La ventaja de este tipo de políticas, sobre todo en países con baja capacidad de control, es que se comparten con la comunidad y los inversores el monitoreo de conductas ambientales. Existen numerosos ejemplos en el mundo de regulaciones que consisten en dar a conocer información ambiental de las empresas. Uno de los programas más importantes es el Inventario de Sustancias Tóxicas (Toxics Release Inventory, TRI, <http://www.epa.gov/tri/>) de los Estados Unidos, que provee información al público sobre la descarga de sustancias tóxicas al medio ambiente.²

¹ Programas de tipo positivo incluyen también acuerdos voluntarios entre el regulador y las empresas para reducir las emisiones, con premios para las empresas que participan.

² A éste le sigue en importancia un programa similar que tiene Canadá (ver el Inventario Nacional Descargas de Canadá: <http://www.ec.gc.ca/pdb/npri/>). En los países en desarrollo, se destacan dos programas: el Program for Pollution Control, Evaluation and Rating (PROPER) en Indonesia, y el ECOWATCH en Filipinas. Estos dos últimos no revelan información concreta sobre las emisiones de las firmas (como el TRI), sino que efectúan una clasificación de las empresas asignándoles colores diferentes de acuerdo con su grado de acatamiento a los estándares ambientales. Existen además otras experiencias en el mundo. Por ejemplo, el Inventario de Contaminación en el Reino Unido, El Inventario Nacional de Contaminación en Australia, el Registro de Emisiones de México y Transferencia de Contaminantes, el Registro de transferencia y descarga de contaminantes de la República Checa, el Programa Visión Verde (Greenwatch) de China, entre otros. Varios de estos programas se desarrollan bajo proyectos del Banco Mundial (ver www.worldbank.org/nipr).

A la hora de comparar entre los distintos instrumentos regulatorios, en su famoso artículo, Weitzman (1974) concluyó que la equivalencia entre metas cuantitativas e impuestos depende de si la información de beneficios y costos de que se dispone es completa o no. Pero, el análisis de Weitzman (1974) se limitaba a discutir si impuestos o estándares eran relativamente más eficientes según la información disponible. Hoy en día la literatura se ha movido hacia comparaciones entre distintos tipos de instrumentos de regulación ambiental que van más allá de la eficiencia y consideran cuestiones de equidad y de factibilidad política de la implementación de tal o cual regulación (ver, por ejemplo, Kehoane et al, 1998), e incluso cuestiones de recaudación. Si se repasa la literatura reciente sobre elección de instrumentos para hacer política ambiental, se tienden a recomendar impuestos verdes y permisos comercializables que se subastan, pero no existe evidencia de que alguno de estos instrumentos de regulación ambiental sea mejor que los demás en todos los aspectos arriba mencionados (Goulder y Parry, 2008). En ese contexto, la difusión pública de información ambiental siempre se considera un complemento a la regulación ambiental más formal como son los estándares, impuestos o permisos. No se piensa que este tipo de instrumentos más informales puedan reemplazar a éstos, sino que puedan complementarlos.

El objetivo principal de este capítulo es proveer una revisión detallada de las metodologías que se utilizan para evaluar la efectividad de la difusión de información ambiental y los resultados a los que se arriba. El documento está organizado como sigue. En la Sección II se define cómo opera la difusión pública de información ambiental en quiénes la reciben. Esto lleva al tipo de incentivos que tendrían las empresas para ser verdes. En la Sección III se repasan las distintas metodologías empíricas para medir el impacto de

conductas hacia el ambiente sobre el desempeño financiero de las empresas (si hay un impacto financiero por ser verde, habría incentivos a serlo). Luego, en la Sección IV se detalla la metodología y los resultados de estudios de eventos, que se sustenta en datos de los mercados de capitales. Finalmente, la Sección V resume y concluye el trabajo.

II. Incentivos de las empresas para “ser verdes”

Generalmente, se observa que las empresas aparecen tomando cada vez más recaudos por cuidar el medio ambiente, lo que se ha dado en llamar responsabilidad ambiental empresarial. Según Elhauge (2005), responsabilidad social empresarial es: “sacrificar beneficios en el interés social”.³ El debate en economía sobre la posibilidad de que las empresas adopten acciones de responsabilidad social corporativa lleva casi 30 años. En un artículo pionero (“The Social Responsibility of Business is to Increase Its Profits”) en *The New York Times Magazine*, Milton Friedman se opone a la idea de responsabilidad social empresarial y afirma que la única responsabilidad social de las empresas es usar sus recursos para llevar a cabo actividades que aumenten sus beneficios cumpliendo con las reglas del juego, esto es competencia libre dentro de la ley.⁴ Entonces es tarea del gobierno fijar

³ Esta definición está en la línea de que las empresas exitosas no son solamente aquéllas que presentan balances positivos en sus resultados económicos sino en un “triple bottom line” (Elkington, 1994). Esto es, que consideran no solamente lo económico (“profit” o beneficios), sino el impacto social (“people” o gente) y ambiental (“planet” o planeta). La idea es que, tomando en cuenta estos tres frentes, se puede evaluar si la rentabilidad económica de una empresa está siendo “subsidiada” por impactos en el medio ambiente y en la comunidad.

⁴ Traducción libre de “there is one and only one social responsibility of business –to use its resources and engage in activities designed to increase its profits so long as it stays within the rules of the game, which is to say, engages in open and free competition without deception and

regulaciones para una calidad ambiental óptima y es deber de las empresas el maximizar beneficios dadas esas regulaciones. En ese escenario ideal, no se justifica que las empresas “sacrifiquen beneficios en el interés social” debido a que la regulación ambiental del gobierno ya les hace hacer eso.

Pero, muchas veces se observa que el sector privado decide tomar acciones a favor del medio ambiente aunque el Estado no pueda obligarlo a hacerlo debido a su escasa capacidad institucional. En ese caso, las empresas podrían tomar no el tipo de acciones que se encuadran dentro de la definición de responsabilidad social empresarial de Elhauge (“sacrificar beneficios en el interés social”) sino medidas basadas en la llamada “Hipótesis de Porter”, según la cual medio ambiente y competitividad son complementarios (Porter y van der Linde, 1995). Esta última lógica estaría más cerca de la de Milton Friedman en su artículo de 1970.

En efecto, para que sea compatible que las empresas cuiden el medio ambiente y obtengan beneficios económicos, los costos de un mejor desempeño ambiental se deben compensar con aumentos de ingresos y rebajas de otros costos. Hay varias maneras en que ser responsable ambientalmente puede implicar mayores beneficios (ver Tabla 1). Por un lado, del lado de los ingresos, podrían conseguirse mayores ventas ya que los consumidores pueden “premiar” ese comportamiento. Podría también lograrse acceso a mercados que requieren ser “verde” para ingresar, etc. Del mismo modo, una mayor responsabilidad ambiental puede reducir los costos de las empresas, porque el cuidado del medio ambiente implica menos riesgos de penalidades por parte del gobierno, menos costos de litigación, créditos más baratos e incluso menores costos laborales por mayor satisfacción de los empleados que lleve a incrementos en la productividad y disminuciones en el ausen-

fraud.” (última frase del mencionado artículo de Friedman, el cual puede leerse completo en: <http://www.umich.edu/~thecore/doc/Friedman.pdf>).

tismo (ver Telle 2006, Margolis y Elfenbein 2008, o Reinhardt et al. 2008 para una revisión de los motivos para que una empresa tenga incentivos a ser “verde”).

Tabla 1. Impacto de la responsabilidad ambiental en los beneficios de las empresas

Beneficios =

Ingresos	- Costos
Mayor disponibilidad a pagar de los consumidores	Ahorro de costos regulatorios (menos multas, menos litigación)
Mejor acceso a ciertos mercados (y a compras públicas)	Ahorro de costos materiales, energía y servicios
Posibilidad de vender tecnología de control de la contaminación como un subproducto de hacer cambios técnicos para empresas propias	Ahorro de costos de capital (mejor acceso a los mercados financieros de crédito)
Mayor atractivo para inversores	Ahorro de costos laborales (aumento de productividad, disminución de la rotación y facilidad para contratar nuevos

Ahora bien, esta potencial relación positiva entre ambiente y economía empresarial, que en el mundo de los negocios se percibe de manera general, es un resultado fundamentado en la literatura académica. Existen múltiples publicaciones en las cuales se cuantifica si el mercado premia (castiga) con mayores (menores) beneficios a aquellas empresas que son (no son) responsables en el cuidado del medio ambiente.

III. Metodologías empíricas para medir la relación entre medio ambiente y beneficios

Una de las publicaciones pioneras, que hace una cuantificación de dicha relación entre tener cierta reputación ambiental y tener beneficios, es Bragdon y Marlin (1972). El

trabajo de Bragdon y Marlin calcula el grado de asociación entre una variable de control de la contaminación (medida ésta a través de un índice) y una medida de desempeño económico (medido por los retornos financieros de las empresas), en base a datos de 17 empresas norteamericanas del sector industrial de fabricación de pulpa y papel. Como resultado de dicho cálculo, los autores encuentran una asociación positiva entre el control de la contaminación y el desempeño de las empresas.

Sin embargo, el trabajo de Bragdon y Marlin (1972) es preliminar en el sentido que utiliza una metodología estadística muy simple: la del coeficiente de correlación lineal. En los años siguientes, apareció una frondosa línea de investigación empírica tratando de cuantificar la relación ambiente-desempeño empresario por medio de métodos estadísticos más sofisticados. Si se repasa la literatura que intenta medir ese valor reputacional ambiental, su existencia es demostrada por distintos autores, aunque usan diferentes datos y diversas metodologías de estimación.

Las mismas tienen que ver con tres líneas principales de estudio. El primer tipo de trabajos, los *Análisis de Portfolio*, consisten en comparar el rendimiento de carteras de valores que incluyen empresas ambientalmente responsables con fondos que están constituidos por empresas que no han sido evaluadas por criterios de sustentabilidad ambiental. De acuerdo con Ambec y Lanoie (2008), un tercio de los trabajos de ese tipo encuentra que los fondos “verdes” tienen mejor desempeño que el resto. La debilidad de estos análisis es que no pueden separar qué parte de la diferencia de los índices se debe a lo ambiental y qué parte a otras características de las empresas que se incluyen dentro de índices bursátiles “verdes” versus las que no. Esta debilidad hace que no incluyamos esta clase de estudios en nuestra revisión de la literatura.

El segundo tipo de trabajos, *Estudios de corto plazo o Estudios de Eventos*, intentan captar cómo las noticias referidas al cuidado ambiental de empresas que cotizan en bolsa impactan en los retornos de sus acciones al momento en que la noticia ocurre. Para ello se usa la llamada “metodología de eventos”, la cual considera los retornos empresarios en una “ventana” los días previos y posteriores a la publicación de una noticia ambiental y analiza si dichos retornos son “anormales” o son los esperados. Si concluye que los retornos son “anormales”, éstos se atribuyen al impacto (de corto plazo) de la reputación ambiental. La gran mayoría de estos trabajos hallan que los retornos anormales por eventos ambientales son significativos (entre el 1% y el 2% en países desarrollados, y este impacto es aún mayor en países en desarrollo).

Y, en tercer lugar, está la línea de *Estudios de largo plazo*. Estos estudios intentan explicar distintos indicadores contables de desempeño financiero (el ratio del valor de una empresa en relación al valor de reposición de sus activos tangibles o “q de Tobin”, o algunos otros indicadores financieros como retorno de activos, el retorno en términos de ventas, etc.) en función de algún indicador de *performance* ambiental (emisiones, certificaciones ISO, adopción de estándares internacionales, etc.) y otros factores. Según Ambec y Lanoie (2008), tres cuartas partes de estos trabajos encuentran una asociación positiva entre prácticas verdes y resultados económicos. La diferencia es que este método emplea datos contables, mientras que el segundo (los estudios de eventos) usan datos de retornos accionarios en los mercados de valores (esta clasificación entre métodos por usar datos de mercado versus datos contables puede verse en Mc Williams y Siegel 2000). Por eso es que en este artículo, repasaremos solamente en profundidad la metodología basada en datos de mercado (para un análisis breve de la literatura sobre estudios de largo plazo, ver Anexo A de este capítulo).

IV. Metodología y resultados de los estudios de eventos

Como ya fue mencionado, la literatura que captura el impacto de corto plazo que el conocimiento público del desempeño medioambiental empresarial tiene sobre el desempeño financiero de las empresas se basa en la metodología de “estudio de eventos”. La difusión de información ambiental es lo que constituye un “evento”. Lo que se busca captar es cómo noticias referidas al cuidado ambiental impactan en los retornos de las acciones de las firmas involucradas al momento en que las noticias ocurren. Se trata de determinar si ese evento tiene o no un impacto significativo. En esta Sección se exponen brevemente las cuestiones metodológicas más importantes de este tipo de estudios y se resumen los resultados obtenidos en los trabajos científicos considerados más importantes en esta temática.

IV. A. Metodología de estudio de eventos

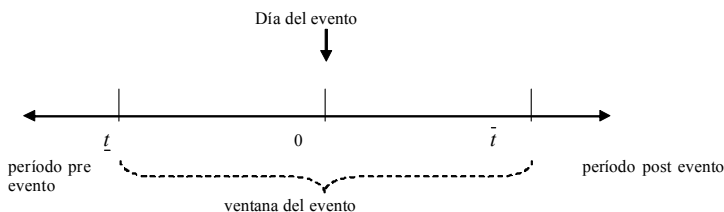
La metodología de estudio de eventos se fundamenta en el supuesto de que los mercados de capitales funcionan de manera eficiente, por lo que toda la información actual y esperada se ve reflejada en el retorno de las acciones que cotizan en el mercado. El valor de las acciones está directamente vinculado al valor presente de los ingresos netos de cada una de las empresas.

Los aspectos metodológicos más importantes tienen que ver con: 1) la selección del tamaño de la ventana, 2) el modelo utilizado para evaluar el impacto del evento, y 3) los tests elegidos para verificar si los resultados son significativos (ver Fama et al. 1969 o MacKinlay y Craig 1997 para una discusión clásica de esta técnica y Corrado 2011 para una revisión metodológica más reciente).

IV. A.1. Definición de la “ventana” del evento

Para la estimación, se define una “ventana” para cada evento en la que se analizan los impactos de las noticias ambientales. Esta ventana puede incluir días anteriores y posteriores al día del evento. Gráficamente la línea del tiempo puede representarse como en la Figura 1. El evento tiene lugar en un cierto momento y se establecen unos días previos y posteriores a ese momento como los días en que la noticia ambiental puede influir ya sea porque se filtra la información referida a ésta o porque hay un impacto posterior a su difusión.

Figura 1. Definición de la ventana del evento



No existe una regla precisa sobre la manera de determinar el tamaño de la “ventana”. Pero, una vez que éste se fija, se toman los retornos de mercado en el período previo al evento para determinar los retornos esperados o “normales” que hubiesen ocurrido durante los días en torno al evento, de no haber ocurrido éste. No hay tampoco nada formal respecto al número de días que deben tomarse para ese período de estimación. Como podrá verse en la siguiente subsección, esta variabilidad en el tamaño de la ventana se observa en la literatura. Pero, en general, se acepta que éste debe ser de entre 120 y 210 días (ver Campbell et al 1997) y esta recomendación es seguida por la mayoría de los autores.

IV. A.2. Modelo para estimar retornos “normales”

Para generar la predicción de los retornos para cada empresa dentro de la ventana definida alrededor del evento en caso de no ocurrir el mismo (retornos que se denominan “esperados” o “normales”), debe seleccionarse un modelo de estimación. Los modelos disponibles para la estimación de los retornos previos a la publicación de la noticia ambiental que generalmente han sido más utilizados para este tipo de cuantificación son el Modelo de Retornos Medios Constantes y el Modelo de Mercado (ver Tabla 2 más adelante). El Modelo de Retornos Constantes (MRC) relaciona linealmente el retorno de una acción determinada con una constante y un término de error. Esto es equivalente a decir que los retornos esperados para la ventana van a ser los retornos medios del período de estimación.

$$R_{it} = \mu_i + \zeta_{it}, \text{ con } E(\zeta_{it}) = 0 \text{ y } Var(\zeta_{it}) = \sigma_{\zeta_i}^2. \quad (1)$$

Por su parte, el Modelo de Mercado (MM) asume una relación lineal entre el retorno de una empresa i y el retorno del mercado más un término de error:⁵

$$R_{it} = \alpha_i + \beta_i \cdot R_{mt} + \varepsilon_{it}, \text{ con } E[\varepsilon_{it}] = 0; Var[\varepsilon_{it}] = \sigma_{\varepsilon_i}^2 \quad (2)$$

donde R_{it} y R_{mt} representan el retorno de la empresa i en el momento t y el retorno del mercado respectivamente y ε_{it}

⁵ Es posible agregar factores en el lado derecho de la ecuación (2) y estimar, por ejemplo el Modelo de Valoración de Activos de Capital (CAPM) agregando a la ecuación la tasa de retorno de un activo libre de riesgo. Sin embargo, Campbell et al (1997) postulan que en la práctica, las ganancias de utilizar un modelo multifactor para la estimación son limitadas. Ese puede ser el motivo por el cual este tipo de modelos más complejos se encuentra poco en esta literatura ambiental.

es un término de error. Esto quiere decir que los retornos esperados dentro de la ventana van a depender linealmente del índice de mercado seleccionado. El parámetro α_i refleja el retorno específico de la empresa relacionada con el evento, mientras que β_i captura la parte de ese retorno que depende del retorno del mercado.

Ahora bien, si el mercado recibe información “nueva” sobre la firma, es de esperar que el retorno de sus acciones aumente o disminuya dependiendo de la importancia de la información. Ese cambio es lo que se denomina retorno “anormal”. Para estimarlo, una vez obtenidas las estimaciones de los parámetros del modelo seleccionado sobre la base de la estimación con datos del período previo a la ventana del evento, el retorno “anormal” para cada empresa i en el período t (AR_{it}) se define como la diferencia entre el retorno “real” y el retorno “normal” para los dos modelos:

$$\underbrace{AR_{it}}_{\text{"Anormal"}} = \underbrace{R_{it}}_{\text{"Real"}} - \underbrace{\bar{R}_{it}}_{\text{"Normal"}=\hat{\mu}_i} = \hat{\zeta}_{it}$$

$$\underbrace{AR_{it}}_{\text{"Anormal"}} = \underbrace{R_{it}}_{\text{"Real"}} - \underbrace{[\hat{\alpha}_i + \hat{\beta}_i \cdot R_{mt}]}_{\text{"Normal"}} = \hat{\varepsilon}_{it} \quad (3)$$

Cada retorno “anormal” se calcula para cada evento para cada día dentro de la ventana de eventos, de ahí el subíndice it (i se refiere al evento y t se refiere al momento del tiempo).

Una vez calculados los retornos “anormales” de cada evento para cada día dentro de la ventana alrededor del evento (AR_{it}), se suelen analizar otros conceptos para determinar si realmente las noticias ambientales (positivas o negativas) tienen algún impacto en el desempeño financiero de las empresas afectadas por dichos eventos. En general, se agrupan los efectos de las noticias de similar naturaleza, y se

examinan los “Retornos Anormales Promedio” (AAR_t).⁶ Una vez realizados los cálculos de los retornos anormales, se analiza su significatividad.

IV. A.3. Tests de significatividad

Las “anormalidades” encontradas en los retornos (ya sea en los individuales, los promedios o los acumulados), deben ser sometidas a pruebas estadísticas para ver si dichos desvíos son significativos o no. Los tests son generalmente de dos tipos: paramétricos y no paramétricos.

Los primeros requieren que se den ciertas circunstancias, mientras que los segundos no lo requieren. Más específicamente, el primer grupo de tests exige el cumplimiento de supuestos para poder realizar algún tipo de inferencia, como ser normalidad de los retornos a la vez que requiere la estimación de parámetros como la media y varianza. En cambio, los tests no paramétricos no precisan la estimación de parámetros ni suponer conocida ninguna distribución de probabilidad subyacente a los errores estimados (retornos anormales). En este caso, el papel fundamental reside en la

⁶ Esto es: $AAR_t = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N AR_{it}$ (donde N es el número de eventos de

similar naturaleza). A su vez, para analizar la persistencia del impacto dentro de la ventana de eventos se estudian los “Retornos Acumulados” (CAR_t) y los “Retornos Acumulados Promedio” ($CAAR$) que son el promedio de los CAR_t para ciertas categorías de eventos. Más preci-

samente, $CAR_t = \sum_{i=\underline{t}}^{\bar{t}} AR_{it}$ (donde \underline{t} y \bar{t} representa el límite inferior

y superior de la ventana de eventos respectivamente) y

$CAAR = \frac{1}{N} \cdot \sum_{i=1}^N CAR_t$.

ordenación de datos. Al ser más generales que los tests paramétricos, se pueden aplicar en los mismos casos que éstos últimos permitiendo, de esta manera, verificar la robustez de las conclusiones basadas en pruebas paramétricas.⁷ Las características principales de cada uno de estos tests se detallan en el Anexo B de este capítulo.

IV. B. Principales resultados obtenidos en la literatura sobre impacto de eventos ambientales

En esta Sección se resumen las características y los resultados de los principales estudios de eventos referidos a noticias ambientales. Las fuentes de datos analizados, el período de análisis, así como cuestiones metodológicas (tamaño de la ventana, modelo de estimación, agrupamiento de los eventos y test de significación) de dichos trabajos se sintetizan en la Tabla 2. La Tabla 3, por su parte, resume el signo y la magnitud de los resultados obtenidos en esos mismos artículos.

Las fuentes del conocimiento público de información ambiental (los “eventos” ambientales) son principalmente dos: 1) las regulaciones explícitas referidas a difusión pública de información ambiental y 2) la cobertura en los medios de comunicación de noticias medioambientales de empresas específicas, que no tienen su origen en una regulación de difusión pública de información puntual.

En la línea de impactos de programas de difusión de información, Hamilton (1995) estudia el impacto que produce la divulgación del Inventario de Descargas Tóxicas de Estados Unidos (TRI), mientras que Lanoie et al (1998) examinan los efectos de los anuncios de la lista de los contamina-

⁷ No obstante ello, en la literatura de eventos ambientales, hay relativamente menos trabajos que llevan a cabo tests no paramétricos. Un ejemplo de los que sí lo hacen es el estudio de Klassen y McLaughlin (1996), quienes usan el test de rangos con signos de Wilcoxon.

dores en Canadá, Gupta y Goldar (2005) analizan el impacto de los anuncios del *Green Leaf Rating* de India, y, Dasgupta et al (2006) estudian los efectos en el mercado de capitales de la información publicada en el Reporte Mensual de Violaciones Ambientales (MVR) de Corea.

Con respecto a la segunda clase de estudios, los basados en la cobertura de los medios periodísticos de las noticias medioambientales, Moughalu et al (1990) examinan los impactos en el mercado de capitales de los anuncios de los juicios y sentencias de la corte norteamericana por el deficiente manejo de los desechos peligrosos anunciados en el Wall Street Journal. Por otro lado, Lanoie y Laplante (1994) analizan el impacto de los diferentes tipos de noticias que aparecen en el Financial Post y el Globe and Mail de Canadá, mientras que Klassen y McLaughlin (1996) informan del efecto sobre el precio de las acciones sobre la base de la cobertura de la base de datos Nexis en Estados Unidos. De la misma manera, Dasgupta et al (2001) estudian con datos de periódicos locales (por ejemplo, del diario La Nación en el caso de Argentina) cómo las noticias medioambientales afectan el retorno de las acciones de empresas en Argentina, Chile, México, y Filipinas.

Las cuestiones metodológicas fueron discutidas arriba. Aquí se corrobora que: hay una gran variabilidad en la elección del tamaño de las ventanas. Por ejemplo, Lanoie y Laplante (1994) eligen para Canadá una ventana de 61 días (30 antes y 30 después del evento), Gupta y Goldar (2005) construyen para la India una ventana de 10 días posteriores al evento, mientras que Dasgupta et al (2006) toman una ventana simétrica de 7 días para Corea. En cuanto a los modelos de estimación, predominan el MRC y el MM, encontrando el uso de CAPM en pocos casos, como el de Laplante y Lanoie (1994).

En cuanto a la manera de agrupar los eventos, siempre promedian distintos tipos de eventos para sacar conclusiones según el tipo de noticia del que se trate. Por ejemplo, en Moughalu et al (1990), los 202 eventos fueron agrupados (promediados) en juicios ambientales (128 eventos) y sentencias aplicadas por la corte (74 eventos). La idea detrás de estos agrupamientos es detectar si hay diferencias, por ejemplo, entre las pérdidas asociadas a eventos negativos de cierto tipo (como que se inicie un juicio) versus las relacionadas con que ya exista una decisión en firme del poder judicial contra la empresa contaminadora. A su vez, en Laplante y Lanoie (1994) y en Gupta y Goldar (2005) se agrupan las noticias por los sectores a los cuales pertenecen las empresas. De manera similar, en Dasgupta et al (2001), los 126 eventos ambientales encontrados fueron agrupados en eventos positivos y eventos negativos.

Tabla 2. Revisión bibliográfica de “estudios de eventos ambientales”: datos y metodologías

	Moughalu, Robison y Glascock (SEJ, 1990)	Laplante y Lanoie (SEJ, 1994)	Hamilton (JEEM, 1995)	Klassen y McLaughlin (MS, 1996)	Dasgupta, Laplante y Mamingi (JEEM, 2001)	Gupta y Goldar (EE, 2005)	Dasgupta, Hong, Laplante Mamingi (EE, 2006)
Base de datos de eventos	Empresas de Estados Unidos, Juicios por gestión ineficiente en tratamiento de desechos peligrosos (Wall Street Journal)	Empresas canadienses (Financial Post y el Globe and Mail)	Empresas de Estados Unidos (información TRI que aparece en Wall Street Journal y NEXIS),	Empresas de Estados Unidos, Noticias ambientales positivas (premios) y negativas (crisis ambientales: derrames, fuga de gases, etc.) Nexis	Noticias ambientales positivas y negativas extraídas de: diario La Nación para Argentina, El Mercurio para Chile, Excelsior en México y Manila Bulletin en Filipinas.	“Green leaf rating” en India que ranquea a las empresas según su desempeño ambiental	Información del Reporte mensual de Violaciones ambientales de Corea de base información on line KINDS (Sistema Integrado de base de datos de noticias de Corea), 1993-2000
Periodo de análisis	1977-1986	1982-1991	Junio 1989	1989-1990: eventos negativos. 1985-1991: eventos positivos.	1990-1994.	1999, 2001 y 2002 según sector industrial analizado.	

MARIANA CONTE GRAND

Tamaño de la ventana	121 días (60 días antes y 60 días después).	61 días (30 días antes y 30 días después).	7 días (el día previo a difusión de TRI y 5 días después).	3 días (1 día antes y un día después).	11 días (5 días previos y 5 días después).	10 días (10 días posteriores al día del anuncio).	7 días (3 días antes del evento, el día del evento y 3 días después).
Modelo	Modelo de Mercado.	CAPM.	Modelo de Mercado.	Modelo de Mercado.	Modelo de Retornos Constantes y Modelo de Mercado (cuando hay cotizaciones disponibles).	Modelo de Mercado.	Modelo de Retornos Constantes.
Periodo de estimación	Periodo estimación: 200 días.	Periodo estimación: 210 días.	Periodo estimación: 100 primeros días de cotización del año 1989.	Periodo estimación: desde 210 días hasta 10 días previos al evento (200 días en total)	Periodo estimación: entre 120 y 210 días.	Periodo estimación: 120 días anteriores a la difusión de los ratings.	Periodo estimación: 210 días previos a la ventana.
Eventos	202 eventos: 128 referidos a juicios y 74 de sentencias aplicadas por la corte. Otro agrupamiento analizado: industrias petroquímicas (68 eventos), empresas que realizan actividades de control de la contaminación (11 eventos) y resto de eventos (49).	47 eventos en 4 grupos: incumplimiento de la regulación (12 eventos), juicios (9 eventos), sentencias de la corte (13 eventos), inversiones de control de emisiones (13 eventos). Sectores involucrados: industria del papel (18 eventos), minería (10 eventos), petróleo (6 eventos) y otras industrias.	436 eventos (empresas) en TRI, con cobertura en los diarios o con lugares en la lista de la regulación de Superfund.	162 eventos: 140 eventos positivos y 22 eventos negativos.	126 eventos: 20 eventos Argentina (5 positivos y 15 negativos) para 11 firmas; 53 para Chile (20 eventos positivos y 33 negativos) con 17 empresas; 35 eventos para México (4 positivos y 31 negativos) con 10 empresas y 18 eventos para Filipinas (10 positivos y 8 negativos) involucrando a un total de 10 firmas.	50 eventos (empresas): 17 plantas sector de pulpa y papel, 15 sector automotriz y 18 producción de cloro alcalino.	87 eventos negativos que involucran a 57 firmas.
Tests	z sobre CAAR.	z sobre AAR y CAAR.	z sobre AAR y CAAR.	z y test no paramétrico de rangos con signos de Wilcoxon sobre CAAR.	z sobre AR, CAR, AAR y CAAR.	z sobre CAAR.	z sobre AAR, CAR, AAR y CAAR.

En cuanto a los tests, predominan los tests paramétricos y algunas veces, además de comparar los retornos anormales entre distintos grupos de eventos, se llevan a cabo tests de diferencias de media. Esto es, se prueba si esa diferencia entre los retornos anormales medios (AAR o CAAR) de un grupo de noticias versus las de otro grupo (por ejemplo, noticias positivas con respaldo del gobierno versus el resto de las noticias positivas) es o no significativa. Eso se da, por ejemplo en Dasgupta et al (2001) y Dasgupta et al (2006). En otros casos, se hace un análisis de regresión múltiple con los eventos tomándolos como datos de un corte transversal.

En particular, se trata de ver si los retornos acumulados anormales se pueden explicar en función de variables que tienen que ver con el tipo de noticias de las cuales se trata. Estas variables explicativas pueden ser dicotómicas (por ejemplo: si la noticia es sobre el inicio de un juicio o sobre una sentencia, si versa sobre una empresa nacional o extranjera, si se trata de una sanción del gobierno, o de un tipo de tóxico u otro, etc.) o no (por ejemplo, pueden tener que ver con el tamaño de la empresa, la cantidad de personal en temas ambientales, la contaminación anunciada, etc.). Este tipo de análisis se encuentra en Moughalu et al (1990) y en Graddy y Strickland (2007). El primero hace una regresión de los retornos anormales contra variables tales como si la empresa pertenece al sector petroquímico o el monto de los juicios ambientales a los que se enfrenta. En el segundo caso, las variables explicativas son de tres tipos: el tamaño de la empresa afectada por el evento, el tipo de acción legal del que se trate y el tipo de contaminantes relacionados con el evento. La limitación de este tipo de análisis de regresión es el número de observaciones disponibles (i.e., el número de eventos). En general, si éstas son pocas, correr una regresión carece de sentido. Esto lo corrobora la evidencia ya que en los trabajos dónde se hacen este tipo de sondeos, el número de eventos es relativamente alto. Por ejemplo, en Moughalu et al (1990), se trata de 128 inicios de juicios ambientales a 61 empresas, mientras que, en Graddy y Strickland (2007), se trabaja con 423 infracciones ambientales.

En cuanto a los resultados, en general, los trabajos encuentran que las noticias sobre el medioambiente tienen impacto en las cotizaciones de las acciones de las empresas afectadas, y su magnitud depende del tipo de noticias y del sector en que se producen.⁸ En la literatura de eventos am-

⁸ Debe reconocerse que, aunque sean una minoría, hay algunos trabajos que no encontraron asociación entre eventos ambientales y retornos co-

bientales, la mayoría de los trabajos (con las solas excepciones de Klassen y McLaughlin 1996 y Dasgupta et al 2001) cuantifican impactos de noticias ambientales negativas.

En cuanto a los resultados en si, existe consenso que para países desarrollados (Estados Unidos y Canadá) los eventos ambientales tienen impactos “anormales” de entre 0 y 2%. Esto significa que los retornos, ante un evento ambiental positivo (por ejemplo, el otorgamiento de una ISO o el reconocimiento del gobierno por cumplimiento ambiental), serían hasta 2% más que lo que hubiesen sido si el evento no hubiera ocurrido. Esa diferencia (o “anormalidad”) es lo que expresa la relación positiva entre tener un buen comportamiento ambiental (que se haga público) y los retornos de esa empresa en particular. En los trabajos para los países en desarrollo se encuentran impactos en los retornos de un orden de magnitud diez veces mayor que los de los países con altos niveles de ingreso. Más precisamente, Dasgupta *et al* (2001), para Argentina, Chile, México y Filipinas, calculan reducciones promedio en los retornos ante noticias ambientales negativas del orden del 10,5%, y ese porcentaje es del 9,7% para Corea en Dasgupta *et al* (2006). La explicación que los autores esgrimen a estos mayores impactos es la variabilidad en los retornos por mercados de capitales volátiles. Esto ocurre a pesar de que la intuición llevaría a pensar que en países menos desarrollados, con comunidades menos

mo Harper y Adams (1996) y Jones y Rubin (2001). Uno de los pocos trabajos encontrados para el cual existe una asociación inversa para algunas empresas entre eventos ambientales y retornos es Takeda y Tomozawa (2006). El mismo se basa en las noticias del *Environmental Management Ranking* de Japón que aparecieron en el diario *Nikkei* desde 1998 a 2005. Sin embargo, los mismos autores, en Takeda y Tomozawa (2008) encuentran impactos significativos de signo usual para las noticias posteriores al año 2002, cuando el gobierno de Japón mostró una política ambiental más firme, creando el Ministerio de Medio Ambiente y firmando el Protocolo de Kyoto.

educadas ambientalmente y gobiernos que ejercen poco control sobre las normas ambientales, el impacto de noticias sobre el cuidado ambiental de las empresas debería ser menor que en el mundo desarrollado.⁹

Cuando los distintos trabajos promedian los retornos anormales de distintos tipos de eventos y comparan los impactos diferenciales entre éstos se encuentran generalmente diferencias significativas. Así, Moughalu et al (1990), con datos de Estados Unidos, encuentra que el inicio de juicios relacionados con el manejo inadecuado de residuos peligrosos tiene un impacto promedio del 1,2% en los retornos accionarios, mientras que dicho impacto no es significativo para la noticia de la sentencia. En oposición a dicho resultado, Lanoie y Laplante (1994), con datos de empresas canadienses, encuentran que al momento de la sentencia en juicios ambientales, los retornos decrecen un 2%, si la misma conlleva multas, y en un 1,2% si resulta en la obligación de hacer inversiones ligadas al cuidado ambiental.

También hay resultados disímiles según el sector relacionado con las noticias. Por ejemplo, en Gupta y Goldar (2005), las empresas de pulpa de celulosa y papel tienen impactos promedio acumulados del 19% en sus retornos ante la difusión de sus status ambiental en India, mientras que ese porcentaje es solamente del 4% para las empresas que producen cloro. Alternativamente, se comparan los *AAR* de noticias que aparecen en un solo medio versus aquellas que aparecen en distintas fuentes de información. Por ejemplo,

⁹ En oposición a esos resultados, en Conte Grand y D'Elia (2005) se hace un estudio de eventos para Argentina entre los años 1995 y 2001 siguiendo las prácticas usuales en los estudios de eventos (esto es, en el tamaño de la ventana, longitud del período de estimación, selección de los modelos, test a realizar, etc.), y se encuentran retornos ambientales en línea con los órdenes de magnitud de los de países desarrollados. En este trabajo se cuestiona si es razonable la brecha entre los resultados de estudios de eventos ambientales en países desarrollados y en desarrollo.

en Dasgupta et al (2006) se encuentran impactos en los retornos accionarios hasta 6 veces más grandes cuando las noticias aparecen en 5 o 6 periódicos en vez de aparecer en 1 solamente. Algunos de estos estudios miran también si la repetición de noticias ambientales tiene un impacto diferente que la aparición de dichas noticias en una sola oportunidad. En ese sentido, Lanoie et al (1998) encuentran pérdidas anormales ante la segunda aparición en un ranking de contaminadores en Canadá, mientras que Khanna et al (1998) encuentran resultados no significativos en la primera aparición de empresas norteamericanas en el TRI, mientras que sí hay impactos significativos ante la segunda vez que las empresas aparecen mal evaluadas.

V. Resumen y Conclusiones

La Responsabilidad Ambiental de las empresas es sin lugar a dudas un tema que en los últimos años está cobrando mayor importancia ya que las mismas han pasado de tener una postura reactiva y defensiva, a posicionarse activamente respecto a la problemática ambiental. La adopción de este tipo de prácticas en la gestión empresarial comprende la formalización e implementación de políticas, procesos y sistemas de gestión con el objeto de alinear el comportamiento de los valores de la empresa con el del cuidado del medio ambiente. Este alineamiento tiene una racionalidad económica (no es un fenómeno voluntarista basado en el altruismo).

En efecto, los hechos ambientales que impactan a las empresas son todos aquellos que inciden de alguna manera en el valor presente de sus ingresos futuros netos de costos. Esto es, eventos de cuidado ambiental que hagan que los consumidores de sus productos aumenten sus compras o paguen precios mayores, o, por ejemplo, inversores que vislumbren mayores costos por penalidades del regulador o por litigación ante la falta de compromiso ambiental.

La difusión pública de información ambiental como regulación

	Moughalu, Robison y Glascock (SEJ, 1990)	Laplante y Lanoie (SEJ, 1994)	Hamilton (JEEM, 1995)	Klassen y McLaughlin (MS, 1996)	Dasgupta, Laplante y Mamingi (JEEM, 2001)	Gupta y Godar (EE, 2005)	Dasgupta, Ho Hong, Laplante Mamingi (EE, 2006)
Pri rest	Resultados significativos en el día del anuncio y un día anterior al mismo. Los mercados reaccionan ante el anuncio de llevar a juicio a empresas contaminadoras, pero no cuando la corte dispone la sentencia respectiva.	Ni los anuncios de falta de acatamiento a la regulación, ni el inicio de acciones legales contra empresas contaminadoras parecen tener algún impacto en su valor de mercado. El anuncio de las multas a aplicar y la necesidad de inversiones para el control de la contaminación producen una reacción negativa en los mercados de capitales.	Manteniendo las emisiones constantes, existe una relación negativa entre la cobertura en los medios de los niveles de emisión y la concentración de las emisiones en el número de plantas. A mayor información sobre el historial del comportamiento ambiental, y mayor cantidad de empleados en las firmas, menor la cobertura mediática de las emisiones.	Resultados significativos al acumular los retornos anormales en la ventana tanto para el caso de reconocimiento por la responsabilidad empresarial en el cuidado del medio ambiente como cuando las empresas sufren accidentes ambientales. Resultados confirman hipótesis de que la conducta ambiental se relaciona con estrategias corporativas y funcionales.	El valor de mercado de las acciones aumenta cuando el gobierno reconoce públicamente la conducta ambiental positiva de la empresa. Los retornos caen ante la protesta de los ciudadanos cuando las empresas contaminan.	Relación positiva entre el puntaje obtenido por las firmas en el "green leaf rating" y los retornos anormales encontrados.	Cuanto más amplia es la cobertura periodística del evento, mayor es la reacción de los mercados. Los impactos negativos sobre las rentabilidades medias han ido disminuyendo en el tiempo, pudiendo sugerir que los incentivos a mayor responsabilidad ambiental son cada vez menores.
Ma imj sob retc para el conjunto de (A CA y C signi	Pérdidas promedio del 1.2% para el conjunto de A firmas sujetas a juicio. Para las empresas que controlan la contaminación, las pérdidas promedio son 6.2%, mientras que para las industrias petrolquímicas los retornos caen 0.63%.	Retorno promedio cae un 2% el día de la publicación de las penalidades (multas) impuestas a las empresas contaminadoras (empresas canadienses) y un 1.6% para el conjunto de empresas. El valor de Mercado cae si las empresas anuncian inversiones en equipos de control de emisiones en un 1.2% (acumulado en la ventana al día -1).	Reacción negativa con caídas promedio de los retornos entre 0.28 y 0.37% en el día de difusión del TRI (AAR). Los efectos son menores cuando los inversores tienen información previa sobre el historial de la conducta ambiental de las empresas (0.96% contra 1.2% si se consideran todas las firmas, CAAR).	Crisis ambientales (accidentes) provocan pérdidas promedio acumuladas del 1.5%. El reconocimiento por el desempeño ambiental de la empresa impacta de manera significativa sobre su valor aumentando la rentabilidad promedio en 0.68%.	Impacto de noticias negativas totales sobre retornos anormales: entre 2% y 100% (AR) y el efecto acumulado llega al 102% (CAR) Reacción negativa de los mercados de capitales con caídas promedio (para los cuatro países) del 10.5% (AAR). Caídas en el valor de mercado en respuesta a protestas de los ciudadanos entre el 4 y 15%. El retorno anormal individual: entre 2.6% y 30% (AR) y el impacto acumulado llega al 80% (CAR). Impacto positivo acumulado: 20% promediando los cuatro países (CAAR). La reacción de los mercados es mayor en países en desarrollo que en países desarrollados (Canadá y Estados Unidos).	La rentabilidad media acumulada de empresas de la industria del papel cae un 19% y un 30% si se promedian las empresas con menor puntaje. Retornos anormales del sector productor de cloro caen un 11% para las empresas peor calificadas. Contrario a lo que se espera, el sector automotriz presenta impactos positivos en sus rentabilidades anormales del 8.7%. Los autores explican este resultado por la recuperación general del mercado de capitales en ese periodo.	Para eventos negativos, el valor de las acciones se reduce en promedio un 9.7%. El incumplimiento de estándares de emisión reducen la rentabilidad media en un 8.96%. El manejo inadecuado de equipamiento de control ambiental reduce el valor de mercado promedio de las empresas en un 15.3%. La diferencia entre estos dos grupos de noticias no resulta significativa. El reconocimiento por el desempeño ambiental de la empresa aumenta la rentabilidad promedio en 0.68%.

La evidencia de dichos impactos ha sido cuantificada en la literatura empírica ambiental. Dentro de ésta, los “estudios de eventos ambientales” son numerosos. La metodología que emplean consiste en capturar el impacto que tiene cierta noticia ambiental asociada a una empresa dentro de los días previos y posteriores a su difusión (es un impacto de corto plazo). Para eso, se comparan cuáles son los retornos accionarios de la empresa dado que el evento ocurrió, con una estimación de cuáles hubiesen sido los retornos si dicho evento no hubiese ocurrido. Si dicha diferencia es significativa, los retornos son “anormales” y pueden atribuirse al evento ambiental, por lo cual sirven para cuantificar su impacto.

Los estudios de eventos se diferencian por el tipo de fuente de información que utilizan. En algunos casos se trata de análisis de simples noticias ambientales aparecidas en diarios de gran circulación, mientras que en otros se toman como eventos la difusión de información asociada a programas gubernamentales de diseminación explícita de información ambiental. Estos estudios se distinguen también por el tipo de eventos que analizan. Se estudian las diferencias de impactos por noticias positivas versus las negativas, las distinciones que hace el mercado por el inicio de un juicio ambiental versus la sentencia, los impactos diferenciales según el sector al cual la empresa pertenezca (i.e., sector petroquímico, de la industria del papel, etc.), las diferencias según la nacionalidad de la empresa (i.e., si su capital es nacional o extranjero), o el cambio de que una noticia aparezca en varios medios o en uno solo, por única vez o de manera reiterada. La mayoría de los trabajos se refiere a países desarrollados mientras que hay menos estudios (pero en aumento) del mundo en desarrollo.

En la mayor parte de los trabajos se encuentra que las noticias sobre el cuidado que las empresas tienen por el medio

ambiente impactan en sus retornos accionarios. Esto es, si la noticia es positiva, hay retornos “anormales” positivos, que se pueden atribuir a dicha noticia. Mientras que, si la noticia es negativa, los retornos empresarios son anormalmente negativos, y por ende, se pueden atribuir a la difusión de ese hecho ambiental asociado a la empresa. Los impactos encontrados en países desarrollados son significativamente mayores que los encontrados en países en desarrollo. En el primer caso, los hechos ambientales generan retornos anormales de entre 0 y 2%, mientras que dicho porcentaje es al menos 10 veces mayor en los estudios de países en desarrollo. Este último resultado se suele fundamentar en la diferencia de volatilidad de los mercados de capitales en el mundo en desarrollado. Este motivo es sin embargo endeble ya que es extraño que en países con políticas ambientales más débiles y ciudadanos menos concientes por el medio ambiente como son la India, Filipinas o Argentina, los impactos de eventos ambientales sean mayores. Aún hay pocos estudios como para confirmar que dicho resultado pueda generalizarse. Los resultados de Conte Grand y D’Elia (2011) parecen reforzar que hace falta más trabajo para países en desarrollo, ya que con datos de Argentina para los períodos 1995-2001 y 2003-2008, las noticias ambientales aparecen teniendo retornos anormales del mismo orden de magnitud que las de los países de mayor desarrollo relativo.

Por supuesto hay limitaciones en la determinación cuantitativa del impacto de la gestión ambiental sobre el desempeño corporativo, los cuales son comunes a cualquier área de investigación empírica y no exclusivas de esta temática. En “estudio de eventos” la dificultad más importante tiene que ver con la superposición dentro de la misma ventana de eventos ambientales con otro tipo de noticias. Por ejemplo, si hay un juicio por daños ambientales contra cierta empresa

y al mismo tiempo ésta se está vendiendo, es muy difícil separar el efecto sobre sus retornos de un evento y del otro.

En resumen, existe suficiente evidencia que muestra que la difusión pública de información sobre el comportamiento ambiental de las empresas tiene impactos financieros. Esto significa que hacer conocer el compromiso ambiental del sector privado es un tipo de regulación que puede resultar eficiente. Esto es aún más cierto para estados con bajo poder de fiscalización como los de muchos países en desarrollo.

Anexo A. Medición del valor de la reputación ambiental en el largo plazo

Como se mencionó arriba, los estudios de largo plazo intentan explicar distintos indicadores contables de desempeño financiero en función de algún indicador de *performance* ambiental y otros factores que puedan explicar la *performance* de una empresa (un análisis algo más detallado puede encontrarse en Conte Grand, 2009).

El más usado de los indicadores de desempeño financiero es el ratio del valor de una empresa en relación al valor de reposición de sus activos tangibles (también llamado “q de Tobin”), aunque también se suelen considerar otros indicadores financieros como retorno de activos, el retorno en términos de ventas, etc.¹⁰ La q de Tobin es entonces:

$$MV = V_T + V_I \quad (\text{A.1})$$

donde MV es el Valor de mercado de la empresa, V_T es el valor de reposición de sus activos tangibles y V_I es el valor

¹⁰ La introducción de este ratio en la literatura económica suele adjudicarse a Brainard et al. (1968) y a Tobin (1969), aunque el concepto ya había sido empleado por Wicksell, Keynes, y Kaldor, entre otros, según las observaciones de Reinhart (1978).

de reposición de sus activos intangibles, fórmula que también puede expresarse como:

$$q = \frac{MV}{V_T} = 1 + \frac{V_I}{V_T} \quad (\text{A.2})$$

Si la empresa tiene activos intangibles que bajan su riesgo o aumentan su eficiencia o las expectativas de crecimiento, la q de Tobin será mayor. El cuidado ambiental es uno de esos activos intangibles. Entonces, si la q es mayor que 1 ($q > 1$) significa que el valor de mercado de la empresa es mayor que el costo total de reposición de sus activos tangibles. En este caso la empresa tiene otros activos además de los considerados activos tangibles: los intangibles y tiene sentido invertir en activos intangibles como el valor reputacional ya que dichos activos crean valor. En cambio, si q es igual que 1 ($q = 1$), el valor de la empresa percibido por el mercado es igual que el de sus activos tangibles, es decir, no hay expectativas de generación de valor adicional ni percepción de que la empresa tiene otros activos además de los tangibles. Y si q es menor que 1 ($q < 1$) significa que los activos tangibles destruyen valor. Pero este tipo de estudios por un lado calcula la q de Tobin real sobre la base de la información financiera de la empresa; y además, por otro lado, intenta determinar en qué medida el valor intangible proviene de las prácticas ambientales que ésta tenga. Esto es, en qué medida esas prácticas son realmente un activo intangible de la empresa.

En la literatura empírica lo que se hace es calcular una q de Tobin observable que es una proxy de una q de Tobin ideal y tomarla como variable dependiente en regresiones que incorporan como variables explicativas diversas medidas de desempeño ambiental, tales como: los gastos en control de la contaminación o en tecnologías limpias, las emi-

siones de sustancias tóxicas, los derrames o accidentes, problemas judiciales, premios o reconocimientos y la participación en tipos de gestión con estándares ambientales, así como otras variables que pudieran determinar el valor de los activos intangibles.¹¹ Esto permite separar qué parte del valor reputacional se debe a cuestiones ambientales y que parte a otros temas. Expresado matemáticamente, esto es:

$$q_i = \alpha + \beta \cdot X_i + \gamma \cdot Z_i + u_i \quad (\text{A.3})$$

donde q es la q de Tobin de cada empresa, X es la variable ambiental como pueden ser, por ejemplo, emisiones de ciertos contaminantes (ya sea en términos absolutos o en términos relativos a la industria), y Z son los otros factores que también pueden influir en el valor de q (por ejemplo, el tamaño de la empresa, su capital, su deuda, sus inversiones en investigación y desarrollo, la posesión de marcas y patentes, su participación en el mercado, etc.). En base a este tipo de regresiones se estiman los parámetros $\hat{\alpha}$, $\hat{\beta}$, $\hat{\gamma}$ y se sabe de esta manera cuánto cambia la q exclusivamente ante cambios en la variable ambiental (X), y se tiene así el impacto en el valor de la reputación ambiental.

En términos generales, los tres artículos considerados más importantes de esta temática (Dowell *et al.* 2000, King y Lennox 2001, y Konar y Cohen 2001) trabajan con la misma

¹¹ Para el cálculo de la q , Konar y Cohen (2001) sugieren: $q = (\text{Equity} + \text{deuda de largo plazo} + \text{acciones preferenciales}) / (\text{planta} + \text{equipos} + \text{inventarios} + \text{activos de corto plazo})$. Hay otros trabajos que utilizan ratios contables en vez de la q de Tobin, como ROA (Return on Assets), ROE (Return on Equity) y ROI (Return on Investment). Pero la q de Tobin es preferida en general como medida dado que capta las expectativas futuras de desempeño financiero, a diferencia de los ratios contables que refieren solamente a los resultados de la situación corriente King y Lennox (2001).

metodología empírica. Los datos son similares en cuanto a que usan índices bursátiles de empresas norteamericanas como Standard & Poors 500, excluyen a los sectores industriales no contaminantes, etc. No hay diferencias sustanciales entre ellos en cuanto a que todos corren regresiones de q sobre otras variables.¹² Las variables explicativas varían algo entre los distintos autores, pero generalmente incluyen gastos en investigación y desarrollo, crecimiento de las ventas, etc. A su vez, todos los trabajos encuentran que cuanto más cumplen las empresas con el cuidado del medio ambiente, mayor es su valor en términos de reputación. En base a empresas grandes norteamericanas, Dowell *et al.* (2000) concluyen que una empresa que adopta estándares ambientales fuertes termina teniendo un mayor valor de mercado. King y Lennox (2001) descubren que existe una asociación positiva entre lo ambiental y lo económico financiero aunque no consideran que puedan determinar causalidad. Mucho más aplicable en cuanto a resultados, Konar y Cohen (2001), tomando las empresas en el índice Standard & Poors 500 (las más grandes empresas manufactureras de Estados Unidos), concluyen que el daño para la empresa promedio por mala reputación ambiental es de U\$S 380 millones de 1989. Esto es, 9% del valor de reposición de los activos tangibles (la “ q ambiental” es 1,09). De dicha estimación se desprende que los litigios ambientales son la causa de 11% de la pérdida de valor, siendo el resto atribuible a la difusión de información ambiental vía el TRI.¹³ Los autores también

¹² Puede señalarse, sin embargo, que Konar y Cohen (2001), además de regresar la variable q contra otras variables, hacen también ejercicios estadísticos tomando V_i (y no q) como variable dependiente y calculan también pérdidas promedio en un año por malas reputaciones ambientales.

¹³ Para llegar a esos valores, los autores parten de su resultado de que el impacto de la performance ambiental sobre el valor intangible de la empresa sigue la siguiente forma: $VI_{amb} = -99,4 \cdot TRI_{88} - 0,169 \cdot LAW_{89}$,

calculan que una reducción del 10% de los desechos emitidos resulta en un aumento de U\$S 34 millones en el valor de la firma, y que un juicio medioambiental menos resulta en un incremento en el valor de la firma de U\$S 170 mil. Estas cifras son mayores en los sectores de las industrias de pulpa y papel y químicos, y menores en los sectores de manufacturas de alimentos o en equipos de transporte.

Anexo B. Tests de hipótesis en estudios de eventos

Tests paramétricos

Bajo la hipótesis nula de ausencia de impacto “anormal” en el retorno de las acciones debido al evento, los AR_{it} se distribuyen normalmente con media cero y varianza constante $\sigma^2(AR_{it})$. Si el período utilizado para la estimación es lo suficientemente largo, entonces $\sigma^2(AR_{it}) \rightarrow \sigma_{\varepsilon_i}^2$.¹⁴

dónde TRI_{88} son las emisiones químicas computadas en el Programa Toxic Release Inventory en el año 1988 en relación al ingreso de las empresas expresado en miles de dólares y LAW_{89} es el número de demandas ambientales contra las empresas en el año 1989. Los valores promedio de esas dos variables son 3,4484 y 241,96 respectivamente. Reemplazando dichas medias en esa ecuación, se obtienen los 380 millones referidos en el texto (340 por TRI_{88} y 40 por LAW_{89}). A su vez, el 9% surge de tomar en cuenta que la media del valor de los activos tangibles es 4.204 millones.

¹⁴ Más precisamente, como demuestran Campbell *et al.* (1997), para el Modelo de Mercado la varianza de los retornos anormales viene definida

por $\sigma^2(AR_{it}) = \sigma_{\varepsilon_i}^2 + \frac{1}{L} \left[1 + \frac{(R_{mt} - \bar{R}_m)^2}{\sigma_m^2} \right]$. Si L (el período de estimación) es lo suficientemente grande, el segundo término del lado derecho de la ecuación desaparece.

Para testear la significatividad de los retornos anormales acumulados en la ventana se utiliza el hecho de que los CAR_i están distribuidos como una normal $N(0, \sigma^2(CAR_i))$, donde

$$\sigma^2(CAR_i) = (\bar{\tau} - \underline{\tau} + 1) \cdot \sigma_{\varepsilon_i}^2 \quad (\text{B.1})$$

y el paréntesis indica los días en los que se acumulan los retornos dentro de la ventana.

Asimismo, los retornos anormales promedio (AAR_t – promedio de eventos en el tiempo–) y los acumulados ($CAAR$ – promedio de eventos en el tiempo y acumulados luego en la ventana–) están distribuidos normalmente con varianza

$$\sigma^2(AAR_t) = \frac{1}{N^2} \cdot \sum_{i=1}^N \sigma_{\varepsilon_i}^2 \quad \text{y}$$
$$\sigma^2(CAAR) = \frac{1}{N^2} \cdot \sum_{i=1}^N \underbrace{(\bar{\tau} - \underline{\tau} + 1) \cdot \sigma_{\varepsilon_i}^2}_{\sigma^2(CAR_i)} \quad \text{respectivamente. (B.2)}$$

Tests no paramétricos

Hay dos tipos de test no paramétricos básicos para estudios de eventos. La prueba del signo y la del rango de Wilcoxon.

Test del Signo

La base del test del signo es la hipótesis de que, bajo la hipótesis nula (no reacción del mercado a la noticia), es igualmente probable que los retornos anormales sean positivos o negativos. Por ende, la proporción esperada (p) de eventos positivos (negativos) en ese caso es $1/2$. Eso significa que: $H_0: p \leq 1/2$ y $H1: p > 1/2$.

Suponiendo que los retornos anormales son independientes, el número de casos en que $AR_{it} > 0$ ($AR_{it} < 0$) tendrá una distribución binomial con parámetros N (el número de eventos) y p . Entonces, si S_N es el número de “éxitos” en N observaciones independientes:

$$P(S_N = N^*) = \binom{N}{N^*} \cdot p^{N^*} \cdot q^{N-N^*} \quad \text{para } N^*=0,1,\dots,N \quad (\text{B.3})$$

donde p es la probabilidad de “éxito” y $q = 1 - p$.

Entonces:

$$P(S_N = N^*) = \binom{N}{N^*} \cdot \frac{1}{2^N} \quad \text{para } N^* = 0,1,\dots,N \quad (\text{B.4})$$

donde N^* es el número de AR_{it} positivos (negativos) en un día dentro de la ventana del evento, dependiendo de si se trata de eventos positivos o negativos.

En resumen, en el test del signo, el número de casos para los cuales AR_{it} es positivo o negativo (esos son los llamados “éxito”) se cuentan y la decisión de rechazar o no H_0 está basada solamente en la proporción de estos casos en el total. Un test similar puede hacerse para retornos promedios y acumulados.

Test de rangos con signos de Wilcoxon

Sin embargo, si la magnitud de los AR_{it} puede medirse, es útil aplicar un procedimiento que reconozca, además del signo, que un AR_{it} alto es más importante que uno pequeño. El test conocido como el test de rangos con signos de Wil-

coxon, tiene en cuenta la magnitud del impacto “anormal” además del signo.

Este test se basa en la idea de que bajo la hipótesis nula de no impacto de la noticia, la suma de los rangos sobre y debajo de la mediana (θ) debería ser la misma. Por eso, las hipótesis alternativas son $H_1 : \theta > 0$ y $H_1 : \theta < 0$ para eventos positivos y negativos respectivamente.

El estadístico aquí se define como:

$$T^* = \sum_{i=1}^N r_i^* \quad (\text{B.5})$$

donde, de acuerdo a la naturaleza de los eventos, r_i^* es el rango positivo (negativo) del valor absoluto de los retornos anormales de un día dentro de la ventana.

En cuanto a la distribución de la hipótesis nula, sea $\#(v;N)$ el número de combinaciones de signos de los rangos $1, \dots, N$ y donde la suma de los rangos positivos (negativos) es igual a v . Como bajo H_0 la probabilidad de cualquier combinación de signos es $\frac{1}{2^N}$, entonces:

$$P(T^* = v) = \frac{\#(v;N)}{2^N} \quad (\text{B.6})$$

En resumen, este test comienza transformando cada AR_{it} en su valor absoluto, luego éstos se ordenan de menor a mayor ¹⁵ y luego se les devuelve el signo positivo o negativo correspondiente al signo del retorno anormal. Luego, en ba-

¹⁵ Se supone que no hay empates entre los rangos y que ninguno toma el valor cero.

se al estadístico que se deriva de (B.5) y (B.6), se decide la significatividad. Test similares pueden hacerse para los retornos promedios y los acumulados.

Referencias bibliográficas

- Ambec S. y Lanoie P. (2008), Does it pay to be green? A systematic Overview, *Academy of Management Perspectives* **22**: 45-62.
- Binger B. y E.Hoffman (1998), *Microeconomics with Calculus*, Addison Wesley, 2nd Edition.
- Bragdon J.H. y J.T. Marlin (1972), Is pollution profitable? Environmental virtue and reward: must stiffer pollution controls hurt profits?, *Risk Management* **19**(4): 9-18.
- Campbell J.Y., A.W. Lo, A.C. MacKinlay y A.Y. Lo (1997), *The Econometrics of Financial Markets*, Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Conte Grand M. (2009), Cuantificación de la reputación ambiental: una revisión de la literatura, *Cuadernos de Economía*, **28** (51): 283-312, II Semestre.
- Conte Grand M. y V.V. D'Elia (2005), Environmental news and stock markets performance: Further Evidence for Argentina, Documento de Trabajo No. 300, UCEMA, Agosto.
- Conte Grand M. y V.V. D'Elia (2011), "Environmental news and stock markets: The need for further evidence in developing countries", mimeo (version revisada sujeta a aceptación en *International Journal of Sustainable Development*).
- Corrado C. J. (2011), Event studies: a methodology review *Accounting & Finance*, **51** (1): 207-234.

- Dasgupta S., J.H. Hong, B. Laplante y N. Mamingi (2006), Disclosure of Environmental Violations and the Stock Market in the Republic of Korea, *Ecological Economics*, **58**: 759-77.
- Dasgupta S., B. Laplante y N. Mamingi (2001), Pollution and Capital Markets in Developing Countries. *Journal of Environmental Economics and Management*, **42** (3): 310-335(26).
- Dowell G., S. Hart, y B. Yeung (2000), Do Corporate Global Environmental Standards in Emerging Markets Create or Destroy Market Value?, *Management Science*, **46** (8): 1059 – 1074.
- Elhauge E. (2005), Corporate managers' operational discretion to sacrifice corporate profits in the public interest, in Hay Bruce, Robert Stavins and Richard Vietor, *Environmental Protection and the Social Responsibility of Firms*, Washington D.C.: Resources for the Future.
- Elkington J. (1994), Towards the sustainable corporation: Win-win-win business strategies for sustainable development. *California Management Review*, **36**(2): 90-100.
- Fama E.F., L. Fisher, M. C. Jensen y R. Roll (1969), The adjustment of stock prices to new information, *International Economic Review*, **10** (1): 1-21.
- Goulder L.H. y I.W.H. Parry (2008), Instrument Choice in Environmental Policy, *Review of Environmental Economics and Policy*, **2**(2): 152-174, Summer.
- Graddy D.B. y T.H. Strickland (2007), Public information as a deterrent to environmental infractions. *Applied Economics*, **39** (15): 1961-1972.

- Gupta S. y Goldar, B. (2005), Do stock markets penalize environment-unfriendly behaviour? Evidence from India. *Ecological Economics*, 52: 81-95.
- Hamilton, J.T. (1995). Pollution as News: Media and Stock Market Reactions to the Toxics Release Data, *Journal of Environmental Economics and Management*, **28**(1):98-113.
- Harper R.K. y Adams, S.C. (1996), CERCLA and deeper pockets: market response to the superfund program. *Contemporary Economic Policy*, **14**: 107-115.
- Hayek F. A. (1945), The Use of Knowledge in Society, *American Economic Review*, **XXXV** (4): 519-30.
- Jones K. y Rubin P.H. (2001), Effects of Harmful Environmental Events on the Reputations of Firms en *Advances in Financial Economics*, editado por M.Hirschey, K. John y A. K Makhija, **6**: 161-182.
- Keohane N., R. Revesz, y R. Stavins (1998). "The Choice of Regulatory Instruments in Environmental Policy", *Harvard Environmental Law Review*, 22: 313-367.
- Khanna M., W.R.H. Quimio y D. Bojilova (1998), Toxics Release Information: A Policy Tool for Environmental Protection. *Journal of Environmental Economics and Management*, **36**(3):243-266(24).
- King A.A. y Lenox M. J. (2001), Does it Really Pay to Be Green?, *Journal of Industrial Ecology*, **5**: 105-116.
- Klassen, R.D. y C.P. McLaughlin (1996). The Impact of Environmental Management on Firm Performance. *Management Science*, 42 (8): 1199-1214.
- Konar S. y M.A. Cohen (2001), Does the Market value Environmental Performance?, *The Review of Economics and Statistics*, **83** (2): 281-289.

- Lanoie P., B. Laplante y M. Roy (1998), Can Capital Markets Create Incentives for Pollution Control?. *Ecological Economics*, **26**: 31-41.
- Lanoie P. y B. Laplante (1994), The Market Response to Environmental Incidents in Canada: A Theoretical and Empirical Analysis, *Southern Economic Journal*, **60** (3): 657-72.
- Lerner A. (1951), *Economía del Control*. Fondo de Cultura Económica.
- MacKinlay A. y C. Craig (1997), Event Studies in Economics and Finance, *Journal of Economic Literature*, **35** (1): 13-39.
- McWilliams A. y D. Siegel. (2000), Corporate social responsibility and financial performance: Correlation or misspecification?, *Strategic Management Journal*, **21**: 603-609.
- Margolis J. D. y H.A. Elfenbein (2008), Do Well by Doing Good? Don't Count on It., *Harvard Business Review*, **86**(1): 19.
- Muoghalu M.I., H.D. Robison y J.L. Glascock (1990), Hazardous Waste Lawsuits, Stockholder Returns, and Deterrence. *Southern Economic Journal*, **57** (2): 357-370.
- Porter M.E y C. van der Linde (1995), Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship, *The Journal of Economic Perspectives*, Fall **9** (4): 97.
- Reinhardt F.L., R. N. Stavins y R.H.K. Vietor (2008), Corporate Social Responsibility through an economic lens, *Review of Environmental Economics and Policy*, **2** (2): 219-39.

- Reinhart W. J. (1978), The Channels of Influence of Tobin-Brainard's 'Q' on Investment: Discussion, *The Journal of Finance*, **34** (2): 561-564.
- Samuelson P. (1954), The Pure Theory of Public Expenditure. *Review of Economics and Statistics*, **36** (4): 387-389.
- Serôa Da Motta R, R.Huber y H. J. Ruitenbeek (1999), Market based instruments for environmental policymaking in Latin America and the Caribbean: lessons from eleven countries, *Environment and Development Economics*, **4**: 177-201.
- Takeda F. y T. Tomozawa (2006), An Empirical Study on Stock Price Responses to the Release of the Environmental Management Ranking in Japan. *Economics Bulletin*, **13** (5): 1-4.
- Takeda F. y T. Tomozawa (2008), A change in market responses to the environmental management ranking in Japan, *Ecological Economics*, **67** (3): 465-472.
- Telle K. (2006), It pays to be green-A premature conclusion?. *Environmental and Resource Economics*, **35**:195-220.
- Tietenberg T.H. y D. Wheeler (2001), Empowering the Community: Information Strategies for Pollution Control. *Frontiers of Environmental Economics*. H. Folmer, H. L. Gabel, S. Gerking and A. Rose. (Cheltenham,UK, Edward Elgar, 2001): 85-120.
- Tietenberg T.H. (1998), Disclosure Strategies for Pollution Control. *Environmental and Resource Economics*, **11**: 587-602.

Tobin James (1969), A General Equilibrium Approach to Monetary Theory, *Journal of Money, Credit and Banking*, **1** (1): 15-29.

Weitzman M. L. (1974), Prices vs. quantities, *Review of Economic Studies*, **41**: 477-491.

Economía y Cambio Climático: Valuación de Costos y Beneficios

*Vanesa V. D'Elia**
Universidad del CEMA

I. Introducción

El cambio climático es uno de los grandes desafíos mundiales de este siglo. La evidencia empírica muestra que la temperatura promedio ha aumentado $0,7^{\circ}$ C a partir de la Revolución Industrial. En 2006, la concentración de gases de efecto invernadero equivalía a aproximadamente 430 partes por millón (ppm) de dióxido de carbono equivalente, mientras que a comienzos de la Revolución Industrial el valor era de 280 ppm. Proyecciones climáticas muestran que, en caso de continuar las emisiones a los ritmos actuales, los niveles de gases de efecto invernadero (GEI) se aproximarían en el año 2050 a las 550 ppm, lo cual ocasionaría un ca-

* Agradezco especialmente a Mariana Conte Grand por sus valiosos comentarios y sugerencias, por su constante apoyo en todos mis proyectos y por ser quien, con una admirable calidad científica y humana, me haya abierto las puertas de este mundo apasionante de la investigación. También agradezco a Alejandro Calabria por su colaboración como asistente en la elaboración del trabajo. Correspondencia a vanesadelia@anses.gov.ar. Los puntos de vista y opiniones expresadas en este trabajo son exclusivas del autor.

lentamiento del planeta del orden de los 2 a los 5° C (Stern, 2007).^{1,2}

El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) atribuye (con un 90% de confianza) gran parte de este fenómeno a la actividad humana. Si bien hay cierta controversia con respecto a esta relación directa entre las emisiones antropogénicas de GEI y los aumentos de la temperatura, la comunidad científica en general acepta que las actividades humanas junto a algunos procesos naturales son las causas directa e indirecta del cambio climático.

Las conclusiones a las que arriba el IPCC sobre el aumento promedio de las temperaturas del aire y océanos se traducen en otros impactos físicos como el derretimiento de los glaciares y la elevación del nivel del mar, significando esto mayor probabilidad de ocurrencias de inundaciones, sequías, y otros episodios catastróficos. Frente a estos acontecimientos, hay dos opciones extremas: o bien adaptarse al cambio climático y diseñar estrategias de mitigación, o bien no tomar ninguna acción. Tomar cualquiera de estos caminos representa costos y beneficios cuya valuación ha sido tema de debate fundamentalmente en el ámbito académico.

¹ Los seis gases principales considerados de efecto invernadero son los siguientes: dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄), dióxido nitroso (N₂O), hidrofluorocarbonos (HFC), perfluorocarbonos (PFC) y hexafluoruro de azufre (SF₆).

² La acumulación de los GEI en la atmósfera potencia un efecto que existe naturalmente denominado “efecto invernadero”. La tierra recibe energía del sol y parte de ella la remite nuevamente hacia el espacio y otra parte es retenida por la atmósfera posibilitando que la temperatura media del planeta sea lo suficientemente cálida que permita el desarrollo de la vida humana. Al aumentar la concentración de los GEI en la atmósfera, se produce un incremento del efecto invernadero natural provocando un calentamiento de la superficie terrestre denominado “calentamiento global”.

Entre los aportes más valiosos sobre el estudio económico del cambio climático se encuentra el trabajo de Nicholas Stern que fue desarrollado a instancias del gobierno británico. La primera versión del informe (comúnmente llamada Informe Stern) fue publicada en 2006, y en 2007 se publicó la versión revisada del trabajo (Stern Review). El Informe comienza afirmando que el cambio climático es la mayor externalidad que ha conocido el mundo por lo que el análisis económico debe ser global, debe considerar horizontes temporales largos, debe tener en cuenta el riesgo y la incertidumbre, y debe examinar la posibilidad de cambios mayores, no marginales. (Stern, 2007). Si bien es uno de los estudios con mayor difusión, ha sido criticado por varios académicos alegando que los costos están sobrevaluados debido fundamentalmente a la tasa de descuento que utiliza.

El objetivo de este capítulo es presentar los aspectos más importantes que relacionan a la economía con el cambio climático haciendo una revisión de la literatura más relevante. Para ello, en la Sección II se presentan los elementos de la teoría económica que son la base para analizar la problemática del cambio climático, a la vez que se destacan las particularidades que tiene el estudio económico de las emisiones de GEI. La Sección III se dedica a analizar la valoración económica del cambio climático, se definen los costos y beneficios y se explican los puntos de mayor controversia en la valoración: la elección de la tasa de descuento y la valoración de los impactos de “no mercado”. Los modelos de valoración económica también se presentan en esta Sección. Los apartados IV y V se destinan a analizar los mecanismos de financiamiento del cambio climático y la regulación internacional, y se hace un breve comentario sobre el estado actual de las negociaciones internacionales. Finalmente, la Sección VI concluye.

II. Aspectos Económicos del Cambio climático

En términos de la teoría económica convencional, las emisiones de GEI son una externalidad negativa.³ Esto es, los costos externos ocurren cuando la acción de un agente económico resulta en pérdidas de bienestar para un tercero, que no son compensadas vía el mercado. Estos costos no son, al menos inmediatamente, soportados por los emisores, provocando que no existan incentivos económicos para reducir o eliminar la externalidad. Esto implica que el precio del bien asociado a la emisión de GEI no refleja todos los costos vinculados a su consumo y producción, generando como consecuencia que la provisión del bien en el mercado sea ineficiente. En este sentido, el mercado falla en proveer la cantidad socialmente óptima del bien que genera la externalidad negativa, por lo que se hace necesaria la aplicación de algún mecanismo que induzca la internalización de los costos externos para aquellos que causan la externalidad.

Para el caso particular del calentamiento global, la externalidad provocada por las emisiones de GEI tiene características que le son propias. Por un lado se trata de una externalidad global ya que sus efectos no dependen de dónde se generen o dónde se mitiguen las emisiones, dado que el impacto de las concentraciones se uniformiza a nivel de toda la atmósfera. Asimismo, los impactos son a largo plazo, no lineales, asimétricos y persisten por un período de tiempo

³ Para algunas actividades económicas, la emisión de GEI impone beneficios y no costos para la sociedad. En este caso se trata de una externalidad positiva donde los emisores no son compensados por los beneficios asociados al cambio climático. Más precisamente, si bien a nivel mundial se estima que el fenómeno del cambio climático genera costos, a nivel regional y sectorial los efectos podrían ser positivos al menos inicialmente. Este es el caso de regiones ubicadas en latitudes extremas como Rusia, Escandinavia, y Canadá donde los rendimientos de la agricultura se verían incrementados al comienzo del período (Stern, 2007).

extenso, por lo que el riesgo y la incertidumbre son claves en el análisis. Un caso especial de externalidades son los bienes públicos. Estos son bienes que se caracterizan por tener dos propiedades: no rivalidad (que significa que el consumo por parte de una persona no reduce la cantidad disponible para que consuma otra) y no exclusión (ninguna persona puede ser excluida, o puede serlo a un costo extremadamente alto, del consumo de un bien público). De esta manera, el hecho de no ser posible excluir a ningún individuo de gozar de los beneficios de una atmósfera más limpia una vez que se haya realizado la mejora ambiental, implica que los consumidores o empresas no tengan incentivos para revelar sus preferencias ambientales, dando lugar a la aparición de la figura de “polizón” (traducción al español del concepto de *free rider*), esto es, individuos (o países) que querrán aprovecharse gratuitamente de los beneficios de la seguridad ambiental.

En esta línea, el clima puede definirse como un bien público global con la particularidad de que el impacto de las emisiones de GEI depende del stock acumulado más que de los flujos de nuevas emisiones. Más aún, como las concentraciones de gases de efecto invernadero se acumulan a una tasa baja, la externalidad que provocan tiene consecuencias que duran un largo período y que, en el extremo, podrían llegar a ser irreversibles. Dado que los impactos tendrán efectos a través de varias generaciones, se generan importantes incertidumbres sobre las acciones que podrían tomarse hoy.

La literatura económica presenta una serie de posibles soluciones a la falla (de eficiencia) que surge de la externalidad. Siguiendo a Tietenberg (1998) los instrumentos de regulación ambiental pueden dividirse en tres grandes grupos: instrumentos de “orden y control”, “políticas de incentivos” y “difusión de información”. El primer grupo consiste principalmente en la fijación de estándares ya sea de emisión, de

tecnología o de desempeño. El segundo grupo incluye políticas de mercado tales como los impuestos ambientales, los subsidios, los derechos de emisión y los permisos comercializables. Por último, el tercer grupo de instrumentos incluye la modificación de comportamientos y hábitos de consumo a través de la difusión pública de información sobre los contaminadores. Esto significa hacer pública información relativa al comportamiento ambiental de las empresas, esperando que sean los consumidores e inversores quienes, a través de sus decisiones en los mercados, penalicen o premien la conducta ambiental.

Formalmente, y bajo los supuestos de información perfecta y mercados competitivos, los instrumentos de mercado utilizados para influir sobre el comportamiento de los consumidores y productores, ya sea a través del precio (por ejemplo mediante un impuesto), o a través de la cantidad (por ejemplo mediante la determinación de un estándar), conducen al mismo resultado y, desde el punto de vista ambiental, podría llegar a ser indiferente un instrumento de otro. Sin embargo, los efectos económicos y los mecanismos institucionales necesarios para su aplicación diferencian claramente a estos instrumentos. Más aún, para el caso del cambio climático, las características propias que tiene la externalidad condicionan la elección de los instrumentos. Weitzman (1974) demostró que, en condiciones de incertidumbre, la simetría existente entre fijación de precios o de cantidades desaparece y que la elección de los instrumentos depende de las pendientes de las curvas de costos de abatimiento y costos de los daños (en este caso, del cambio climático). En las secciones siguientes se repasarán las distintas estimaciones de costos y beneficios del cambio climático así como sus mecanismos de financiamiento en el marco de las regulaciones establecidas a nivel internacional para hacer frente al fenómeno del cambio climático.

III. Valuación económica de los impactos del cambio climático

La valuación económica del cambio climático es objeto de intenso debate, siendo diversos los métodos que se utilizan para el estudio de sus consecuencias. Cada uno de estos métodos supone diversas ventajas y sesgos, y no es posible definir una opción que pueda considerarse superior en todos sus aspectos.

Desde la lógica del análisis económico, la problemática del cambio climático puede aproximarse en términos de costos y beneficios marginales, esto es, a partir de los costos sociales del carbono en el margen (beneficios por tomar medidas contra el cambio climático) y los costos marginales de abatimiento (lo que cuesta tomar medidas). Para un período dado, la curva de costos sociales del carbono decrece con el nivel de abatimiento de GEI debido a que las emisiones adicionales de un período tienen muy poco impacto sobre el stock total presente (porque permanecen en la atmósfera un período muy largo de tiempo), y a que el abatimiento adicional que se realice en esa etapa significa un menor stock de emisiones en el futuro. Por su parte, la curva de costo marginal de abatimiento presenta una pendiente positiva en tanto se supone que a medida que aumenta el abatimiento en el período, su costo se incrementa en el margen (Stern, 2007). En el óptimo, para “internalizar” la externalidad, se debe abatir hasta el punto donde el ahorro de costos marginales sociales por disminuir la contaminación (el beneficio marginal) se iguale a los costos marginales de abatimiento.

Ahora bien, en las discusiones de política sobre el cambio climático, usualmente se dice que los costos del cambio climático presentan dos dimensiones: por un lado existen costos por no actuar frente al cambio climático (costos de la inacción), y por otro, los costos de actuar para frenar la problemática (costos de la acción). Más precisamente, si se pasa

de un nivel de calidad ambiental a uno mayor (o, lo que es lo mismo, se reduce la contaminación), hay costos en que se debe incurrir y habrá beneficios por esas acciones que son los menores costos sociales que deberán soportarse. Distinguir estos aspectos es de suma relevancia ya que a partir de su comparación se justifica la acción frente al cambio climático.

Para analizar los costos de la inacción se parte de un escenario base, comúnmente llamado *business as usual* (BAU), donde se define la trayectoria del clima, de las actividades económicas y de las emisiones asociadas a un escenario donde *no* se incorporan acciones nuevas frente al cambio climático. A partir de este escenario de inacción se identifican los impactos que sobre la actividad económica tiene el cambio climático (por ejemplo, reducción de la productividad de ciertos cultivos, incremento de enfermedades o muertes asociadas a esas enfermedades, etc.). Estos impactos son valorados en términos monetarios.

Para valuar los costos de la acción se comparan el escenario que incorpora medidas contra el cambio climático (políticas de mitigación y adaptación) con el escenario base BAU. Las medidas de mitigación son aquellas que se dirigen a reducir las emisiones de GEI, por ejemplo, el uso de tecnologías que ahorren energía, la sustitución de combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural) por combustibles renovables, cambios en los hábitos de labranza en la agricultura, etc. Por su parte, las medidas de adaptación incluyen las acciones que se realizan para hacer frente a las consecuencias del cambio climático, como por ejemplo, la construcción de infraestructura para la prevención de inundaciones en zonas costeras, nuevas obras de infraestructura por la pérdida de caudales en los ríos con consecuencias en la generación hidroeléctrica y en la disponibilidad de agua para uso agrícola, reubicación de poblaciones, etc. Ahora bien, siempre que los costos de la inacción superen a los

costos de la acción (todos en valor presente) se justifica actuar frente al cambio. En el lenguaje de microeconomía básica, siempre que los beneficios marginales sean mayores que los costos marginales, debe subir el nivel de calidad ambiental (esto es, debe reducirse la contaminación por GEI).

A continuación se presentarán los modelos de simulación más utilizados que integran el clima y la economía y que cuantifican económicamente los impactos mundiales del calentamiento global.

III. A. Modelización de los impactos del cambio climático

Como ha sido expuesto más arriba, el análisis de impacto parte de la construcción de un escenario base que describe la evolución esperada de un determinado sector (o sectores) si no hubiera políticas nuevas para hacer frente al cambio climático. Este escenario sirve de comparación para evaluar los efectos de las acciones contra el calentamiento global.

Los modelos más reconocidos son los Modelos Integrados de Valoración del Cambio Climático (MIVCC). Este tipo de modelos busca capturar todo el proceso del cambio climático antropogénico conectando los aspectos físicos, con las emisiones, el crecimiento y demás impactos socioeconómicos que luego son valuados en términos monetarios.⁴ Así, los costos del cambio climático vienen dados por la diferencia actualizada de ambas trayectorias (escenario BAU versus escenario sin cambio climático, esto es, escenario simulado manteniendo las concentraciones de CO₂ en los

⁴ Otros métodos que se han aplicado para modelar el cambio climático son más bien técnicas desagregadas donde se consideran los impactos físicos del cambio climático sobre los sectores económicos, la salud y el ecosistema y se avalúan los costos de diferentes tecnologías para reducir las emisiones de GEI.

niveles necesarios para que la temperatura no aumente más de 2°C).⁵

En general, este tipo de modelos MIVCC se estructura en cuatro partes:

Trayectoria de GEI;

Proyecciones de producción, consumo e inversión: donde la producción (que emite GEI) crece a una tasa de crecimiento exógena y se divide en consumo e inversión;

Módulo geofísico: donde se relacionan las emisiones con los cambios en el clima, la temperatura, el nivel del mar, etc.;

Impactos: se relacionan los cambios climáticos con los impactos económicos. Estos impactos se traducen en unidades monetarias.⁶

Los MIVCC más reconocidos son los siguientes:

PAGE2002 (Policy Analysis of the Greenhouse Effect 2002). El mismo fue desarrollado por Chris Hope de la Universidad de Cambridge.

DICE y RICE (Dynamic Integrated model of Climate and the Economy y Regional dynamic Integrated model of Climate and the Economy). Estos modelos han sido desarrollados por William Nordhaus de la Universidad de Yale.

FUND (Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution). Desarrollado por Richard Tol de la Universidad de Hamburgo.

Como se muestra en la Tabla A.1 del Anexo, cada uno de los modelos tiene sus particularidades. Stern (2007) utiliza el modelo PAGE2002. El mismo parte de trayectorias de

⁵ Cabe aclarar que la adaptación influye significativamente en los costos del escenario BAU afectando el resultado final de los impactos. Es por ello que en general se asume que los procesos de adaptación son los que se llevarían a cabo sin existir ningún estímulo adicional por parte del hacedor de política.

⁶ Las funciones de impacto se calibran con los resultados arrojados por estudios realizados en la materia (ver Tol y Fankhauser, 1998).

emisiones (surgidas a partir de simulaciones climáticas) que determinan los niveles de producción y los impactos físicos y socioeconómicos. Una de las fortalezas del modelo es el tratamiento de la incertidumbre ya que utiliza simulaciones de Monte Carlo para generar distribuciones probabilísticas de un gran número de parámetros. Lo que hace es simular repetidas veces el escenario base, eligiendo en cada simulación un conjunto de parámetros seleccionados aleatoriamente entre rangos predeterminados de valores posibles. De esta manera se generan resultados de acuerdo a una distribución de probabilidades en lugar de un único valor para la estimación. El modelo utilizado por Stern permite evaluar los impactos de mercado y no mercado e incluye los impactos provocados por eventos climáticos extremos para incrementos importantes de la temperatura donde no es posible la adaptación. El resultado del modelo es el costo de los daños totales causados por el cambio climático.

En términos generales, existen distintos tipos de criterios que pueden estructurar la modelización de los impactos del cambio climático. Stanton et al (2009) plantean cuatro estructuras que adoptan los diferentes modelos: modelos basados en la maximización del bienestar (donde se elige la trayectoria de emisiones siguiendo dicho objetivo), modelos de equilibrio general o modelos de equilibrio parcial (según se busque que todos los sectores estén en equilibrio al mismo tiempo o se mantengan algunos precios constantes mientras se analiza el equilibrio en ciertos sectores), modelos basados en la minimización de costos (esto es, modelos que buscan la trayectoria de emisiones que deberían seguirse para cumplir determinada meta al mínimo costo) y modelos basados en simulaciones. *PAGE 2002* usado por Stern (2007) es claramente del último tipo. Esto implica que no pueda deducirse del modelo cómo *debería ser* la política de reducción de emisiones de GEI a lo largo del tiempo.

Los diferentes criterios que adopta cada uno de los modelos mencionados dificultan la comparación directa de sus resultados, pero de manera general se puede concluir que cuando hay beneficios, éstos son temporales y circunscriptos a los países ricos, mientras que son los países pobres los que sufren los costos más significativos (CEPAL, 2008).

Las siguientes subsecciones discuten distintos aspectos de la valuación que han sido objeto de mayor controversia a lo largo de los últimos años.

III. A. 1. Riesgo e incertidumbre

Como se ha mencionado arriba, un elemento clave que hay que tener en cuenta en la valuación del cambio climático es el riesgo (el problema es, cuando los eventos tienen muy baja probabilidad de suceso pero con consecuencias importantes) y la incertidumbre (es decir, cuando no es posible asignarle probabilidades a los eventos por lo que se desconoce dónde y cuándo ocurrirían ciertos impactos). Tales incertidumbres están asociadas a las tasas de crecimiento económico futura, las emisiones que surgen de ésta, los cambios en la temperatura debido a esas emisiones, los impactos de estos cambios en la temperatura, etc. A esto hay que sumarle la incertidumbre relativa a los impactos que las políticas de adaptación y mitigación tendrán sobre las emisiones y cómo estos cambios en las emisiones se trasladan al crecimiento, temperatura, etc. En particular, hay dos aspectos de la incertidumbre y el riesgo que vale destacar: las irreversibilidades y el riesgo de eventos extremos.

En cuanto al primer punto, como los GEI (principalmente el CO₂), permanecen en la atmósfera por un largo período de tiempo, el costo marginal de las emisiones se puede contrarrestar sólo en el muy largo plazo. Esto favorece la aplicación de medidas contra el cambio climático en el presente debido a los beneficios hundidos que genera. Sin embargo,

al menos parte de los costos asociados a las políticas de mitigación también son irreversibles (costos hundidos), lo que, en presencia de beneficios inciertos, justifica posponer las acciones contra el cambio climático. El resultado final dependerá de la magnitud de las incertidumbres sobre los costos y beneficios (Pindyck 2000 y 2007).⁷

En cuanto al segundo punto, el caso de los eventos que tienen muy poca probabilidad de suceso pero que cuando se presentan generan daños catastróficos, Weitzman (2007) sugiere que el análisis tradicional de costos y beneficios no es adecuado para su análisis. El autor centra su análisis en la distribución de probabilidades de los valores extremos y se focaliza en el estudio de las colas de la distribución. Bajo esta óptica, enfoca el problema del cambio climático (mitigación) como un problema de decisión de cuántos seguros contra riesgo se deben adquirir para compensar la muy baja probabilidad de una catástrofe futura. Este riesgo de una catástrofe absoluta, más que los detalles de los cálculos de los costes frente a los beneficios, es el argumento más poderoso a favor de una política climática rigurosa. Así, sugiere centrarse en el análisis de detección temprana de desastres poco probables, para idear planes de contingencia frente a escenarios pesimistas. Siguiendo esta línea, Quiggin (2008)

⁷ Un ejemplo que señala Pindyck (2007) es el siguiente: si se pavimenta un espacio “natural” para construir una playa de estacionamiento, ese espacio desaparece para siempre. Y como el valor que tendrá ese espacio natural para las generaciones futuras es incierto, la pérdida provocada por haber realizado la playa (frente a la opción de no hacerlo) será mayor si el valor que se le asigna a tal recurso natural se incrementa en el tiempo. Esta incertidumbre favorece la protección ambiental en el presente. Por otro lado, mantener ese recurso implicará la pérdida permanente de nuevos ingresos (que se generarían, por ejemplo, por la construcción de una pista de ski). Estos costos son hundidos ya que no se pueden volver a capturar si en el futuro la valoración del recurso natural es menor de lo que se plantea en el presente. Esta irreversibilidad favorece la no protección en el presente.

señala que cuanto mayores sean las incertidumbres, mayor es el riesgo de esperar y mayor la certeza que se deberían tomar acciones contra el cambio climático.⁸

Finalmente, el análisis económico del cambio climático también incluye un componente ético y distributivo que está relacionado con la valoración de las generaciones futuras y con aspectos vinculados a la valoración de elementos que no tienen un valor explícito en el mercado como la vida humana o los sistemas ecológicos y biodiversidad. Esto conduce a dos puntos de controversia en cualquier tipo de valoración económica: la tasa de descuento y la valoración de los impactos de “no mercado”.

III. A. 2. Tasa de descuento

El análisis económico del cambio climático requiere entonces ponderar los costos y beneficios económicos potenciales entre distintos grupos de la sociedad y entre generaciones. Para ello se utiliza una función de bienestar social intergeneracional que se maximiza en el tiempo. La función de bienestar de la que se parte en la *Stern Review* se expresa como la integral de las utilidades derivadas del consumo de todos los individuos a través del tiempo:

$$W = \int_0^{\infty} u(c)e^{-\delta t} dt \quad (1)$$

Esta función es aditivamente separable en el tiempo, y supone que hay un individuo (o grupo de individuos) representativo cuya función de utilidad no cambia temporalmente.

⁸ Esta recomendación tiene que ver con el llamado “Principio de Precaución” aplicado al medio ambiente según el cual, cuando hay consecuencias irreversibles (o muy graves) sobre el ambiente, no se puede esperar información sobre las mismas para idear medidas contra el cambio climático. La incertidumbre no debería ser utilizada como justificación para la inacción frente a la degradación del medio ambiente.

Basándose en los trabajos de Ramsey, Sen y Solow, Stern (2007) utiliza una función de utilidad isoelástica de la forma:

$$u(c) = \frac{c^{1-\eta}}{1-\eta} \quad (2)$$

y arriba a la siguiente expresión para la tasa de descuento ρ :⁹

$$\rho = \delta + \eta \cdot g \quad (3)$$

Donde ρ es la tasa social de descuento que se utiliza para descontar el consumo, formada por: δ , la tasa de preferencia temporal pura que se utiliza para descontar la utilidad; η , la elasticidad de la utilidad marginal del consumo (mide la curvatura de la función de utilidad); y g , la tasa de crecimiento del consumo per cápita.

La tasa de preferencia temporal pura (δ) se puede interpretar desde una perspectiva individual como el grado de “impaciencia”. Como se supone que en general los individuos prefieren utilidad hoy antes que mañana, el valor del parámetro se supone positivo. Por otro lado, desde una perspectiva intergeneracional, δ mide el peso del bienestar de las generaciones futuras con respecto a la presente (en tanto es el factor que se utiliza para descontar la utilidad). Si $\delta > 0$, el bienestar de las generaciones futuras vale menos que el bienestar presente en el cálculo del bienestar social (descontado). Stern (2007) utiliza una tasa del 0,1% derivada de la probabilidad de la extinción de la raza humana frente a un evento catastrófico. Esta elección de δ es uno de los puntos de mayor controversia. Por ejemplo, Nordhaus

⁹ La demostración de esta fórmula puede encontrarse en Romer (1996), capítulo II.

(2007) cuestiona este supuesto argumentando que una tasa de preferencia cercana a cero no es consistente con el comportamiento observado del ahorro y propone una tasa de descuento pura del 3% (decreciente hasta llegar al 1%) lo que lleva a que muchos de los resultados negativos del Informe Stern desaparezcan. Yohe y Tol (2007) señalan que al pasar de una tasa pura de preferencia 0,1 % al 1%, los daños del cambio climático se reducen un 60%, si se pasa a una tasa del 2% los daños se reducen un 20% más y si la tasa pura se establece en 3%, los daños caen otro 15%. Al comparar esta última tasa con los resultados del Informe Stern, encuentran que los costos así calculados terminan siendo entre el 10 y el 20% de los estimados por Stern.

En cuanto a la elasticidad de la utilidad marginal del consumo (η), su valor puede derivarse a partir del concepto implícito en la fórmula de Ramsey que se relaciona con la distribución intertemporal del ingreso.¹⁰ Stern (2007) utiliza un valor para $\eta=1$, indicando que aumentos proporcionales del consumo generan los mismos impactos proporcionales en la utilidad para ricos y pobres. Dasgupta (2006) cuestiona este valor indicando que, además de no tener en cuenta cuestiones de equidad intergeneracional (transferencias de ingresos de pobres presentes a ricos futuros) tampoco tiene en cuenta cuestiones de equidad intrageneracional. Las regiones más pobres del mundo sufrirán mayores impactos por el cambio climático que las ricas, y, considerando que η

¹⁰ Un valor de η alto indica un alto grado de aversión hacia la desigualdad intergeneracional. A mayor η , la utilidad marginal del consumo cae más rápido y, dado un crecimiento económico futuro positivo, las generaciones futuras serán más ricas que la presente por lo que el consumo que está dispuesto a resignar la generación presente a favor de las generaciones futuras es bajo. Esto significa que si los pobres del presente prefieren evitar redistribuir ingresos a los ricos futuros, el valor de η deberá ser alto.

mide también el grado de aversión a la desigualdad del consumo dentro de una misma generación, recomienda utilizar un valor para $\eta = 3$.¹¹ Por su parte, Nordhaus (2007) señala que tanto δ como η son interdependientes, por lo que, si se utiliza la fórmula de Ramsey para estimar la tasa de descuento, como ρ y g están dados, un valor alto de δ se corresponde con un valor bajo de η y viceversa. En el caso de $\delta = 0,1$, η debería ser superior a 2,25 para que sea compatible con las tasas observadas de ahorro e inversión.

En cuanto al crecimiento del consumo per cápita (g), Stern (2007) supone una tasa del 1,3% para el 2200, lo que implica, siguiendo (3), que la tasa de descuento estimada es del 1,4%. Weitzman (2007) destaca que es esta tasa la que en definitiva se utiliza en el análisis de costos y beneficios del cambio climático y que los resultados del Informe Stern provienen de la elección de una tasa baja. Si se utiliza una tasa de descuento ρ del 6% (que surge de aplicar un 2% al resto de los parámetros –"trío de dos"), el valor presente de las pérdidas del calentamiento global en 100 años son una centésima parte del valor calculado con un $\rho = 1,4\%$. Pero si en lugar de recurrir al "trío de dos" se supone $\delta = 0\%$, $\eta = 3\%$ y $g = 2\%$, también llega a un $\rho = 6\%$. Esto significa

¹¹ Por ejemplo, Dasgupta (2006) realiza unos cálculos suponiendo una tasa de descuento del 4% anual y manteniendo los supuestos de Stern en cuanto δ y a η . Con estos supuestos concluye que la tasa de ahorro social tendría que ser del 97,5%, porcentaje absurdo comparado con las tasas observadas en la economía. Si se asume una elasticidad de la utilidad marginal del 3% anual, la tasa de ahorro óptima llegaría al 25% del producto (valor más razonable aunque todavía alto con respecto a las tasas observadas). Sin embargo, este análisis ha sido criticado señalando que Dasgupta no incorpora el progreso tecnológico en sus cálculos. De incorporar una tasa de crecimiento tecnológico del 3%, la tasa de ahorro óptima sería del 22,5% y no del 97,5% (ver Delong 2006; Dietz 2007).

que la discusión debe estar centrada en el valor de la tasa de descuento total y no de los parámetros aisladamente.

En términos de política, el valor de la tasa es importante ya que cuanto menor sea la tasa de descuento, los costos futuros (que tienen más que ver con la inacción y que son altamente inciertos) se asimilan más a los costos presentes (vinculados a la adaptación y mitigación y que son más ciertos). Esto significa que se magnifica la importancia relativa de los costos del daño total o beneficios de tomar medidas (de más largo plazo) respecto a los costos de abatir (de más corto plazo), lo que favorece la acción contra el cambio climático más tempranamente en el tiempo.¹²

III. A. 3. Evaluación económica de los impactos de “no mercado”

El otro punto de controversia en la valuación económica viene dado por la medición en unidades monetarias de los impactos de “no mercado” como la salud humana y los ecosistemas. Los tipos generales de métodos de valuación de impactos de no mercado son los métodos de *preferencia revelada* o *métodos de preferencia declaradas* (Delacámara, 2008). El primer tipo de métodos se basa en elecciones observadas e incluye las metodologías de: costos de viaje, precios hedónicos, costos evitados, entre otros. El segundo tipo de métodos son aquellos donde el individuo expresa directamente, nor-

¹² Otra de las críticas que plantea Weitzman (2007) es que el análisis basado en la fórmula (3) no incorpora el problema de la incertidumbre. Incorporar la incertidumbre en la tasa de descuento resulta en una tasa de descuento cierta equivalente decreciente y en el límite, a medida que t tiende a infinito, la tasa de descuento tiende a cero. Esta tasa se calcula como el promedio ponderado de los factores de descuento (no de las tasas de descuento). Asimismo, plantea que la tasa de crecimiento g en un mundo con emisiones es una variable aleatoria con distribución normal. Tener en cuenta esta incertidumbre conduce a una tasa de descuento menor que en el caso del modelo determinístico.

malmente frente a un escenario hipotético pero creíble, sus propias preferencias. Estos métodos se utilizan para tratar de acceder al valor de los servicios ambientales cuando no es posible determinar la relación entre la valoración que hace una persona de un bien o servicio ambiental objetivo y el comportamiento en mercados reales de los bienes y servicios con los que está relacionado dicho bien o servicio objetivo (como sí ocurre con los métodos de preferencias reveladas). El método más representativo dentro de este tipo es el de la valoración contingente, que trata de determinar la disposición a pagar o la compensación exigida de una persona por la variación en las condiciones de un activo ambiental.

Para el caso de los impactos del cambio climático en la salud humana, una metodología comúnmente utilizada es el valor estadístico de la vida (VSL, por sus siglas en inglés) que es el valor asociado a la reducción en una unidad en el número de muertes. El valor del VSL depende de la metodología utilizada para el cálculo. Por un lado, el cálculo del VSL puede realizarse en base al “Enfoque del Capital Humano”. El mismo consiste en valorar la productividad perdida debido a que una persona estadística muere prematuramente. Para ello, la productividad se aproxima con los ingresos actualizados recibidos durante toda la historia laboral ajustados por probabilidades de supervivencia. El VSL cae con la edad. Otro camino para estimar el VLS es a través de la disposición a pagar (WTP, por sus siglas en inglés) o disposición a aceptar (WTA, por sus siglas en inglés). Ambas estimaciones son superiores al primer enfoque porque además de la productividad perdida consideran la pérdida de utilidad que provoca el hecho de perder la vida. Estimaciones en Estados Unidos sugieren que los estimadores del VSL basados en el segundo enfoque son entre 8 y 20 veces mayores que los que surgen de utilizar el enfoque del Capital Humano (Viscusi, 1993).

Un punto importante es que el VSL varía positivamente con el ingreso. Estimaciones existentes muestran que los países en desarrollo presentan valores de VSL inferiores al de los países desarrollados, lo que podría estar indicando que la vida es un bien normal (Viscusi, 1978). Lo anterior tiene implicancias directas en los aspectos distributivos del cambio climático (ya no entre generaciones sino entre regiones de una misma generación) en tanto los países ricos tendrían mayor peso en el cálculo de los impactos que los países más pobres generando controversias en términos éticos.¹³ Esto significa que el resultado del impacto del cambio climático va a depender también de cómo los modelos incorporen estas asimetrías regionales en las funciones de bienestar social.

III. B. Costos de estabilización de las emisiones

El análisis económico de los procesos de mitigación también parte del trazado de una línea base de la economía que se traduce en una trayectoria inercial de emisiones de GEI. Luego, se estiman los costos asociados (actualizados) a las reducciones de emisiones sobre esta línea específica.

Stern (2007) se focaliza en la estabilización de las emisiones para llegar a concentraciones dentro del rango que va entre los 450-550 ppm para el año 2050. Argumenta que una meta menor a los 450 ppm es casi imposible ya que requeriría un accionar inmediato que implicaría costos inaceptables. Para ello, las medidas que considera son la reducción de la demanda de bienes y servicios intensivos en emisiones de GEI, incremento de la eficiencia energética además de

¹³ Como ejemplo, Tol (2002) encontró que el impacto de un aumento de 1°C en la temperatura global tendría una ganancia neta de 2,3% del ingreso si se utilizan promedios simples entre regiones, en cambio, el resultado sería de una pérdida neta de 2,7% si se utilizan promedios ponderados para los impactos de no mercado.

otras acciones no energéticas como evitar la deforestación y el cambio tecnológico.

El Informe estima unos costos promedio de estabilización de las emisiones de 1% del PIB mundial y si se agrega incertidumbre al análisis, los costos se encuentran entre -1% (o sea beneficios) y 3,5% del PIB global. Si estos costos de mitigación se comparan con los costos evitados frente al escenario BAU (que se estiman entre un 5% y un 20% del PIB mundial), claramente resulta más beneficioso para el planeta en su conjunto actuar hoy frente al cambio climático en tanto los beneficios de la acción (esto es, los costos evitados del escenario BAU) superan a los costos de la estabilización. Se justifica entonces tomar medidas contra el calentamiento global.

IV. Financiamiento del Cambio Climático

A diferencia de las estimaciones de los daños totales, las diversas estimaciones de los costos de tomar medidas contra el cambio climático no presentan controversias significativas entre sí. Como se mencionó en la Sección anterior, el Informe Stern estima costos anuales de mitigación del 1% del PIB global. Por su parte, el IPCC (2007) estima costos anuales que van entre el 0,2% y el 3,5% del PIB mundial y la CMNUCC (2007) estima que se necesitarán entre U\$S 200 y U\$S 210 miles de millones para el año 2030, resultado que está en línea con los anteriores.

En cuanto a la adaptación, las consecuencias de tales medidas son locales y dirigidas a una situación ambiental, económica y social específica. Es por ello que la estimación de los costos globales de adaptación es compleja. Algunas estimaciones indican que los costos mundiales de adaptación rondan entre los U\$S 49 y U\$S 171 mil millones por año para el 2030 (CMNUCC, 2009). Sin embargo, hay que tener en cuenta que estas estimaciones presentan cierta imprecisión ya que en general dominan los costos de nueva

infraestructura a prueba del cambio climático mientras que, cuestiones como los cambios en las actividades económicas e innovaciones tecnológicas no son considerados (World Bank, 2010).¹⁴ La Tabla 1 resume las estimaciones de los costos del cambio climático para los países en desarrollo.

Tabla 1. Financiamiento necesario para el climático en países en desarrollo (en miles de millones de U\$S de 2005)

Fuentes de Estimación	2010-20	2030
Costos de Mitigación		
McKinsey & Company		175
Pacific Northwest National Laboratory (PNNL)		139
Financiamiento necesario para la Mitigación		
	2010-20	2030
Instituto Internacional para el Análisis de Sistemas Aplicados (IIASA)	63-165	264
Agencia Internacional de Energía (IEA)		565 *
McKinsey & Company	300	563
Postdam Instituto para la Investigación del Impacto Sobre el Clima (PIK)		384
Costos de Adaptación		
	2010-2015	2030
Corto Plazo		
Banco Mundial	9-41	
Informe Stern	4-37	
Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas	83-105	
Oxfam	>50	
Mediano Plazo		
Convención Marco de las Naciones Unidas para el Cambio Climático (UNFCCC)		28-67
Proyecto Catalyst		15-37
Banco Mundial (EACC)		75-100

Fuente: Adaptación de World Bank (2010)

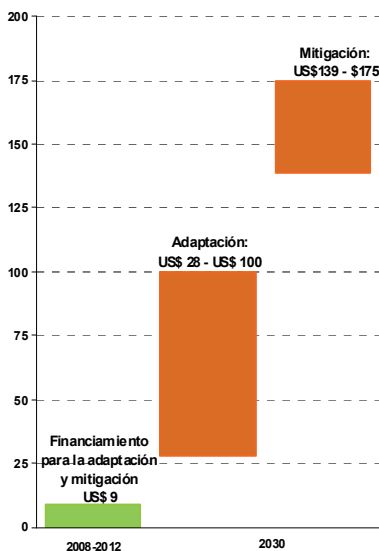
*Nota: * Se trata de un promedio anual hasta el año 2050.*

¹⁴ Asimismo, estas estimaciones tampoco tienen en cuenta la relación entre las políticas de adaptación y mitigación a través de los impactos generales en los cambios de temperatura. Es decir, lo que no se está considerando es que cuanto mayor sea la reducción de las emisiones, menor será el aumento de la temperatura y menores los costos de adaptación. A su vez, cuanto más efectivas sean las políticas de adaptación, menores serán los impactos físicos del cambio climático para cualquier nivel de temperatura.

Es importante diferenciar entre los costos de mitigación (costo adicional de implementar tecnologías de bajo consumo respecto a la alternativa de alto consumo de carbono medido durante toda la vida del proyecto) y necesidades de financiamiento (financiamiento adicional que requiere el proyecto). Como muchos proyectos “limpios” presentan costos iniciales muy elevados, seguido por ahorros en los costos de operación, el financiamiento incremental requerido tiende a ser mayor que los costos de mitigación que surgen de los modelos de impacto del cambio climático (World Bank, 2010).

Aunque las cifras anteriores no son absolutamente precisas, si se comparan los fondos actuales con las necesidades de financiamiento estimadas la diferencia es de una magnitud significativa (Figura 1).

Figura 1. Recursos actuales vs necesidades anuales de financiamiento futuro para países en desarrollo (en miles de millones de US\$ de 2005)



Fuente: World Bank (2010)

Los cerca de US\$ 1.000 millones anuales disponibles en la actualidad para adaptación están muy debajo de los US\$ 28 - US\$ 100 mil millones anuales requeridos en el mediano plazo. Lo mismo ocurre con la mitigación, donde los fondos actuales (cerca de US\$ 8.000 millones anuales incluyendo los ingresos generados por MDL) no son suficientes para cubrir la brecha con las necesidades futuras. En este contexto, la discusión internacional está centrada en el establecimiento de compromisos vinculantes que tengan en cuenta las responsabilidades de cada uno de los países en el financiamiento de los costos del cambio climático.

V. Regulación internacional para un problema global

Las negociaciones internacionales sobre el cambio climático tienen sus orígenes en 1992, cuando se firmó la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Desde su entrada en vigor, las Partes de la Convención, esto es, los países que han aceptado el tratado, se han reunido anualmente en la Conferencia de las Partes (llamada COP por sus siglas en inglés) con el objetivo de estabilizar las concentraciones de GEI en la atmósfera sin afectar el desarrollo económico. Actualmente se encuentran adheridos a la Convención 193 países, incluyendo los Estados Unidos. La Convención divide a los países en tres grupos:

Anexo I (41 Partes): incluye a los países industrializados que eran miembros de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) en 1992, a la Comunidad Europea y a los países en vías de transición como la Federación Rusa, Estados Bálticos y otros países de Europa central y oriental.¹⁵

¹⁵ Por orden alfabético los países Anexo I son: Alemania, Australia, Austria, Belarús, Bélgica, Bulgaria, Canadá, Comunidad Europea, Croa-

Anexo II (24 Partes): incluye sólo a los países miembros de la OCDE del Anexo I más la Comunidad Europea.

No Anexo I (resto de las Partes): Son en su mayoría países en desarrollo. Estos países no tienen ningún compromiso específico de reducción de emisiones más que cooperar en el proceso.¹⁶

Dentro de esta regulación internacional, se fueron estableciendo a lo largo del tiempo distintas metas de reducción de emisiones de GEI, esquemas de regulación para cumplimentarlas, así como mecanismos de financiamiento para lograr los objetivos propuestos.

V. A. Metas y mecanismos de regulación

En la primera COP (COP1), celebrada en Berlín en 1995, surge el Mandato de Berlín que llevó luego al Protocolo de Kyoto (PK). En 1997, en la COP3 celebrada en Kyoto, se aprobó el PK, donde, sobre la base del principio de equidad y responsabilidades comunes pero diferenciadas (Artículo 3.5 de la CMNUCC), se acordó que las Partes del Anexo I tendrían objetivos cuantificados de limitación y reducción de emisiones. Los progresos en reducción de emisiones deben establecerse en los inventarios anuales y comunicaciones nacionales. Por su parte, los países no incluidos en el Anexo I, deberían continuar con medidas de mitigación cuantitativas sin necesidad de cuantificar sus resultados. El PK entró en vigencia en 2005 ya que fue recién en ese mo-

cia, Dinamarca, Eslovaquia, Eslovenia, España, Estados Unidos, Estonia, Federación Rusa, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Irlanda, Islandia, Italia, Japón, Letonia, Liechtenstein, Lituania, Luxemburgo, Mónaco, Noruega, Nueva Zelanda, Países Bajos, Polonia, Portugal, Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, República Checa, Rumania, Suecia, Suiza, Turquía; Ucrania.

¹⁶ Por cuestiones de espacio no se presenta en el trabajo el listado de los países No Anexo I. Puede accederse a la lista en www.unfccc.int.

mento cuando se cumplieron todas las condiciones necesarias para su entrada en vigor según el art. 25 del PK (debía estar aprobado por al menos 55 Partes de la Convención y debía contar con el 55% de las emisiones de los países Anexo I).

El PK incluye un compromiso de reducción de las emisiones de GEI para 38 países más la Comunidad Europea, llamados Anexo B (países desarrollados y economías en transición)¹⁷ para el período 2008-2012 reduciendo, en promedio, 5,2% sus emisiones con relación a los niveles de 1990.¹⁸ Para hacer más eficiente el cumplimiento de estos compromisos se estableció un sistema de mecanismos flexibles dando lugar a un mercado internacional de carbono.

El centro de este proceso es el concepto de “cap and trade”. El límite asignado a cada uno de los países es el “cap” que surge de restarle a las emisiones de 1990 el 5,2%. Una vez que este límite ha sido establecido, la CMNUCC otorgó a cada uno de los países Anexo B permisos de emisión otorgando el derecho de emitir tantas toneladas de dióxido de carbono equivalentes (tCO₂e) como el techo (“cap”) calculado para los cinco años del compromiso. Si un país emite menos tCO₂e que lo permitido puede vender los permisos no utilizados en el mercado, si emite más, puede comprar derechos de emisión. La decisión depende de los costos de abatimiento de las empresas y los costos que le signifiquen a la empresa las emisiones.

¹⁷ No se debe confundir los países Anexo I con los países Anexo B. Estos últimos son propios del Protocolo de Kyoto y está formado por los países Anexo I definidos en la CMNUCC menos Belarús y Turquía.

¹⁸ Vale aclarar que la CMNUCC estableció una meta de emisiones para los países Anexo I para el año 2000: estabilizar los niveles de GEI a los niveles de 1990. A diferencia de la meta de PK, esta meta es a nivel de cada país y, si bien en el agregado se logró la meta (más aún, los niveles promedio de emisiones se redujeron un 6% entre 1990-2000), la actuación a nivel país fue sumamente desigual.

Lo esperado es que al comienzo del proceso, dentro de un escenario de crecimiento económico, tendría que haber menos permisos que los requeridos. En este contexto, un país puede utilizar tecnologías más limpias, reducir la producción de bienes con altos niveles de emisión o adquirir permisos extras a través del mercado. Los mecanismos (“flexibles” o de “mercado”) creados dentro del PK son los siguientes: el Comercio de Emisiones (donde los países Anexo I comercian las cantidades de unidades asignadas dadas por el “cap” –AAU por sus siglas en inglés), la Implementación Conjunta (IC) y el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

El MDL es el único mecanismo en el cual pueden participar los países en desarrollo, como es el caso de Argentina. El mecanismo es el siguiente: mediante el financiamiento de proyectos limpios donde se verifique que se reducen las emisiones de los países en desarrollo, los países industrializados ganan permisos de emisión. Por cada tonelada de dióxido de carbono equivalente que el proyecto evite emitir o capturar de la atmósfera se genera un Certificado de Reducciones de Emisión (CER) que los países industrializados pueden hacer valer como reducciones propias.¹⁹ Por su parte, la IC es bastante parecida al MDL, con la diferencia que sólo incluye a los países del Anexo I que obtienen unidades de reducción de emisiones (ERU por sus siglas en inglés). De esta manera, los objetivos cuantitativos de reducción de emisiones pueden aumentarse a través de los efectos que produce el MDL y la IC.^{20,21}

¹⁹ Los países en desarrollo pueden reducir sus emisiones de GEI a través de proyectos MDL y vender luego esas reducciones a los países industrializados.

²⁰ También se definieron unidades de reducción de emisiones mediante programas de prevención de la deforestación y de otras prácticas que mejoren la absorción por sumideros de bosques, que reciben el nombre de unidades de absorción (RMU por sus siglas en inglés).

²¹ Además del sistema de “cap and trade” del PK, la Unión Europea creó en 2003 un mercado de derechos de emisión de CO₂ que es vinculante

V. B. Mecanismos de financiamiento

Además de las metas fijadas y de los mecanismos de regulación previstos para su cumplimiento, el PK incluye un mecanismo de financiamiento: el llamado *Fondo de Adaptación*. Su objetivo es financiar proyectos de adaptación de los países más vulnerables al cambio climático. Este fondo se financia con el 2% de los CER emitidos por proyectos MDL. La CMNUCC estima que el mismo podría ascender a US\$ 80 - US\$ 300 millones al año para proyectos de adaptación en países en desarrollo durante el período 2008-2012.

Este mecanismo de financiamiento se suma a los ya previstos bajo la CMNUCC. Los principales mecanismos internacionales de financiamiento son los siguientes:

Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM): depende fundamentalmente de las contribuciones “voluntarias” de los países. Estos fondos son asignados a actividades que realicen los países más vulnerables tales como la elaboración de Comunicaciones Nacionales, desarrollo y transferencia de tecnología “verde” y apoyo a la adaptación y mitigación. En cuanto a esto último, para obtener financiamiento

para el conjunto de la Unión Europea (ETS, las siglas en inglés para *European Union Emission Trading Scheme*). Este sistema fue implementado en dos fases: (2005-2007) y (2008-2012) y se estableció un vínculo con los mecanismos de Kyoto de manera tal que las empresas europeas emisoras de CO₂ puedan utilizar los CER o los ERU como equivalentes (aunque con limitaciones para obligar reducciones en el interior de los Estados miembro) a los derechos del mercado ETS. Otros sistemas importantes de cap and trade que existen son los siguientes: el sistema de comercio de emisiones de Noruega (que cubre cerca del 40% del total de emisiones del país), el sistema voluntario de Japón que busca reducciones entre el 60-80% de los niveles de 2008 para el año 2050, la propuesta australiana que establece reducir las emisiones de CO₂ un 60% por debajo de los niveles del año 2000 para el 2050 y la iniciativa de Estados Unidos de cap and trade regional de 2009 que involucra a generadores eléctricos de 10 estados y culmina en 2018 (Jaffe y Stavins, 2010).

a través del FMAM los proyectos deben cumplir con dos requisitos: generar beneficios globales y cubrir los costos incrementales (el costo de la medida versus el costo de la alternativa convencional). Los proyectos de mitigación suelen cumplir ambos requisitos en tanto provocan externalidades globales y el cálculo de los costos incrementales es directo. Sin embargo, como se mencionó anteriormente, los proyectos de adaptación presentan beneficios principalmente locales y los costos incrementales son engorrosos de estimar. Desde su creación en 1991 el fondo cuenta con más de US\$ 3.000 millones.

Fondos Especiales: Fondo especial para el Cambio Climático (FECC) que financia actividades complementarias al FMAM a través del financiamiento bilateral y multilateral y el *Fondo para los Países Menos Adelantados (FPMA)* que respalda proyectos que aborden necesidades de adaptación urgentes de los países menos adelantados.

En el ámbito de las actuales negociaciones dentro de la CMNUCC, diversas son las propuestas para obtener el financiamiento adicional necesario para el cambio climático. Las mismas van desde el financiamiento público (como transferencias directas de los gobiernos a los países menos desarrollados, impuestos sobre las emisiones, préstamos en condiciones favorables, etc.) hasta instrumentos de mercado (Tabla 2).

El punto de discusión se centra en la participación relativa que tendrían los diferentes instrumentos en el financiamiento total. Los países en desarrollo consideran que las responsabilidades históricas de los países industrializados (ver Figura 2) debe ser el factor principal para la distribución de la carga financiera. En este sentido, plantean que siguiendo los principios de la CMNUCC (en particular el artículo 4 de la CMNUCC), los gobiernos más ricos deben

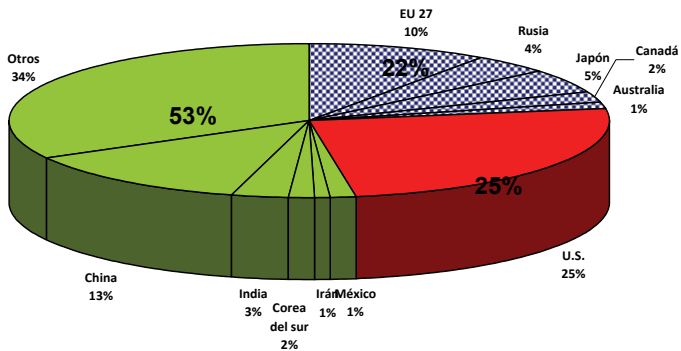
ser quienes financien los esfuerzos de los países en desarrollo para combatir el cambio climático.

Tabla 2. Principales propuestas para el financiamiento internacional del Cambio Climático

Propuesta	Fuentes de financiamiento	Recaudación anual (US\$ mill)
Basados en mecanismos existentes		
Unión Europea	Impuesto del 2% sobre MDL	200-680
Bangladesh, Pakistan	Impuesto del 3% - 5% sobre MDL	300-1.700
Otros países	MDL y otros mecanismos de crédito	10.000-34.000
Contribuciones definidas de países desarrollados		
G-77 y China	0.5% - 1% del PIB de las Partes Anexo I	201.000-402.000
Contribuciones en base a mecanismos de mercado e impuestos		
México	Contribuciones basadas en el PIB, emisiones y población	10.000 al inicio
Noruega	2% de la subasta internacional de cuotas de emisión de efecto invernadero para países en desarrollo	15.000-25.000
Suiza	2 USD por tonelada de CO ₂ . Se exigen a los países en desarrollo que producen menos de 1,5 toneladas de CO ₂ per cápita por año	18.400
República de Corea	Créditos por reducciones de emisión provenientes de Acciones de Mitigación Adecuadas para el País (NAMAs, por sus siglas en inglés)	s/d
Colombia y países menos desarrollados	Impuesto del 2% sobre la comercialización de emisiones	30-2.250
Países menos desarrollados	Impuesto sobre el transporte aéreo internacional	4.000-10.000
Países menos desarrollados	Impuesto sobre los combustibles de transporte aéreo y marítimo	4.000-15.000
Tuvalu	Subasta de permisos para las emisiones del transporte internacional aéreo y marítimo	28

Fuente: Elaboración propia sobre la base de UNFCCC (2009).

Figura 2. Distribución de las emisiones de CO₂, acumulado 1971-2008 (en %)



Fuente: Elaboración propia sobre la base de IEA (2010).

Nota: Se consideran las emisiones de CO₂ que provienen de la combustión de combustibles fósiles.

Por su parte, los países desarrollados apoyan la participación del sector privado –y particularmente del mercado de carbono– en el financiamiento. Asimismo, debido a la creciente participación en las emisiones mundiales de CO₂ que están teniendo las economías emergentes como China, las economías desarrolladas buscan condicionar el otorgamiento del financiamiento al cumplimiento de reducciones de emisión de los países en desarrollo. Esta falta de consenso es la que no ha permitido hasta el momento el logro de un compromiso jurídicamente vinculante relacionado con el financiamiento de los costos de la seguridad climática.

V.C. Estado actual de las negociaciones

En la Conferencia de Naciones Unidas sobre Cambio Climático realizada en Bali en diciembre de 2007, los gobiernos de países desarrollados y en desarrollo adoptaron el Plan de Acción de Bali donde se traza el curso de un nuevo proceso de negociación dentro del CMNUCC. La fecha límite original para dar respuesta a los temas de financiamiento del cambio climático era la COP 15 desarrollada en Copenhague en 2009. Sin embargo, los países Parte, al no poder llegar a un acuerdo jurídicamente vinculante extendieron las negociaciones sobre estos temas hasta la COP 16 (Cancún, Noviembre/Diciembre 2010). Como resultado de la COP 15 surgió un Acuerdo (informal y no vinculante) al cual adhirieron la mayoría de los países.

Los puntos más importantes del *Acuerdo de Copenhague* relacionados con financiamiento son los siguientes:

El financiamiento que se deberá proveer a los países desarrollados deberá ser creciente, nuevo, adicional, predecible y adecuado. Estos fondos serán para financiar acciones de mitigación, adaptación, desarrollo y transferencia tecnológica y construcción de capacidades.

Los países Anexo II se comprometieron a proveer recursos nuevos y adicionales a los países no Anexo I por un monto de US\$ 30.000 millones para el período 2010-2012 para necesidades de adaptación y mitigación de los países en desarrollo. Como son los fondos iniciales para el financiamiento del cambio climático, son comúnmente llamados como *Fast Start Finance*.

Los países Anexo II se comprometieron a aportar US\$ 100.000 millones por año para el año 2020 a los países no Anexo I. Las fuentes propuestas para esos fondos son tanto públicas como privadas, bilaterales y multilaterales.

En cuanto al *Fast Start Finance*, se considera que el financiamiento se realice a través de canales bilaterales y a través de instituciones multilaterales existentes. Para los fondos de adaptación, se prioriza a los países menos desarrollados, a las pequeñas islas y a las Naciones Africanas.²²

En cuanto al financiamiento de más largo plazo (US\$ 100.000 millones anuales) no sólo parecería no ser suficiente si se compara con las estimaciones recientes de necesidades financieras para adaptación y mitigación, sino que tampoco queda claro cómo se repartirán los fondos, cuáles serán los canales institucionales para canalizarlos, y si la aceptación explícita del acuerdo será condicionante para el acceso a los mismos. Este es uno de los puntos que se está discutiendo actualmente en las negociaciones internacionales.

²² Hasta la fecha, los países con sus respectivos montos prometidos (pledged) para conformar el *Fast Start* son los siguientes: Canadá (CAD 400 millones – equivalente a US\$ 396 millones-), Dinamarca (DKK 1.200 millones - US\$ 225 millones-), Unión Europea (EUR 150 millones - US\$ 210 millones-), Francia (EUR 1.260 millones -US\$ 1760 millones-), Alemania (EUR 1260 -US\$ 1760-), Países Bajos (EUR 310 - US\$ 433-) , Noruega (US\$ 357 millones comprometidos), y Reino Unido (GBP 1500 millones -US\$ 2.389 millones-).

VI. Conclusiones

Stern (2007) ha argumentado que las emisiones de GEI constituyen la externalidad más importante que existe a nivel global. A su vez, el calentamiento global presenta otras características que le son propias: los impactos son a largo plazo, no lineales, asimétricos y persisten por un período de tiempo extenso por lo que el riesgo y la incertidumbre son claves en el análisis económico.

Frente a la evidencia empírica que muestra los impactos físicos del cambio climático, las opciones extremas que se pueden tomar van desde adaptarse a este fenómeno y diseñar estrategias de mitigación hasta no tomar ninguna acción. Cualquiera de los dos caminos representa costos y beneficios, la validez de los cuales ha sido tema de mucho debate y publicaciones en el ámbito académico.

Distinguir los costos/beneficios de la “acción” frente al cambio climático de los costos/beneficios de la “inacción” es de suma relevancia ya que a partir de su comparación se justifica actuar frente al calentamiento global. Stern (2007) señala que invertir hoy para llevar a la economía hacia un mundo de bajo carbono será costoso, pero ese costo es menor que los que surgen de un escenario de “inacción” BAU. El autor estima unos costos anuales de la inacción que van entre el 5% y el 20% del PIB mundial desde ahora y “para siempre” frente a costos de mitigación estimados en un 1% del PIB global. Esto significa que los beneficios de estabilizar las emisiones de GEI (costos evitados del BAU) superan a los costos de mitigación.

Este resultado ha sido ampliamente criticado en el mundo académico, siendo el principal punto de controversia la tasa de descuento que utiliza Stern en su informe (1,4%). Diversos autores destacan que la tasa de descuento es demasiado baja, de ahí que el valor presente de las pérdidas del calentamiento global es alto, favoreciendo el accionar hoy. Nord-

haus (2007) y Yole y Tol (2007) encuentran que aumentando la tasa de preferencia pura, los costos estimados del informe Stern se reducen haciendo que muchos de los resultados negativos del cambio climático desaparezcan. Por su parte, Dasgupta (2006) considera que la elasticidad de la utilidad marginal debería ser superior a la utilizada por Stern, lo que también reduce los costos estimados de la inacción frente al cambio climático. Weitzman (2007) en cambio, no se concentra en los parámetros individuales de la fórmula de Ramsey, sino que propone una tasa de descuento total superior a la tasa propuesta por Stern de manera tal que sea congruente con la tasa de ahorro observado.

Otro punto de controversia viene dado por la medición de los impactos de “no mercado”, como los efectos del cambio climático en la salud humana debido a la expansión de enfermedades (por ejemplo, dengue y malaria), pérdida de biodiversidad, etc. La metodología utilizada para las valuaciones también afecta el resultado de las estimaciones.

Sin embargo, los costos de la acción estimados en el Informe Stern se encuentran en línea con otras estimaciones de organismos internacionales (Banco Mundial, Programa de Desarrollo de Naciones Unidas, Convención Marco de Naciones Unidas para el Cambio Climático, Agencia internacional de Energía, entre otros). Si bien las estimaciones no son directamente comparables entre sí, en todos los casos las necesidades de financiamiento superan ampliamente los fondos actuales destinados a nivel mundial al calentamiento global.

Las discusiones que se están dando a nivel internacional se relacionan con cómo será el financiamiento del cambio climático siguiendo el principio de responsabilidades comunes pero diferenciadas de la CMNUCC y varias son las propuestas que se han puesto sobre la mesa en el último año (que van desde impuestos a las emisiones, subastas de per-

misos, contribuciones definidas como porcentaje del PIB, emisiones y población de los países desarrollados, entre otros).

Sin embargo, al no existir ninguna autoridad mundial que pueda regular el uso que los diferentes países hacen de la atmósfera, el cumplimiento de compromisos a nivel internacional se hace dificultoso ya que la única manera de lograr una coordinación a nivel mundial del accionar frente al cambio climático es a través de acuerdos internacionales vinculantes que no dejan de ser voluntarios.

La cooperación internacional es vital para lograr un acuerdo obligatorio a nivel mundial. Para que esto sea posible es necesario que los grandes jugadores como Estados Unidos y China (los países con mayores emisiones de CO₂ pero sin obligaciones de reducción bajo el Protocolo de Kyoto) junto con el resto de los países más influyentes que intervienen en la negociación (el bloque de los países en desarrollo BASIC –Brasil, Sudáfrica, India y China–) y la Unión Europea lleguen a un acuerdo para destrabar así las negociaciones.

En cuanto a la posición actual de Argentina en las negociaciones sobre el financiamiento del cambio climático, se sostiene la necesidad de que los países desarrollados provean los medios financieros y las tecnologías para que los países en desarrollo como el nuestro puedan fortalecer sus procesos de desarrollo sustentable. Una vez que se cuente con el apoyo internacional, los países en desarrollo podrán contribuir al proceso global de reducción de emisiones de acuerdo al principio de capacidades comunes pero diferenciadas establecido por la CMNUCC. Para ello el apoyo financiero es relevante y, debido al funcionamiento poco satisfactorio que el mercado de carbono ha venido teniendo en Argentina, se plantea en el ámbito internacional la necesidad de que los fondos sean mayoritariamente públicos.

Queda clara la complejidad que significa el tratamiento internacional del cambio climático pero también hay conciencia de la necesidad de accionar frente a la problemática. Para alcanzar el objetivo de una sociedad con bajo nivel de carbono, es fundamental dirigir los esfuerzos hacia la búsqueda de consensos sostenibles como parte de una política de Estado que vaya más allá de lo meramente ambiental. El desafío es lograr la cooperación internacional técnica y financiera requerida con el fin de garantizar un crecimiento genuinamente sostenible en el largo plazo. Para todo esto, el análisis económico es fundamental.

Referencias bibliográficas

- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) (2008), *Una introducción a los Modelos Integrados de Valoración del Cambio Climático*, Santiago de Chile. Publicación de las Naciones Unidas.
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) (2009), *La Economía del Cambio Climático en América Latina y el Caribe. Síntesis 2009*, Santiago de Chile. Publicación de las Naciones Unidas.
- Dasgupta P. (2006), “Comments on the Stern Review’s Economics of Climate Change”. En la web: <http://www.econ.cam.ac.uk/faculty/dasgupta/STERN.pdf>. Último acceso, 21 de septiembre de 2010.
- Delacámara G. (2008), “Guía para decisores. Análisis económico de externalidades ambientales”, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) Santiago de Chile.
- DeLong B. (2006), “The Stern Review on Global Climate Change Once Again”, *The Semi-Daily Journal of Brad DeLong*, December 30, 2006. En la web:

http://delong.typepad.com/sdj/2006/12/the_stern_revie.html.

Último acceso, 2 de octubre de 2010.

Dietz S. (2007), “Discounting the benefits of climate-change policy: the Stern Review, its critics, and policy implications”. Presentado en Envecon 2007: Applied Environmental Economics Conference, Londres, 23 de marzo de 2007.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2007), “Climate Change 2007: The Physical Science Basis”. Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

International Energy Agency (IEA) (2010), CO₂ Emissions from fuel combustion. Highlights. En la web: <http://www.iea.org/co2highlights/co2highlights.pdf>.
Último acceso 23 de octubre de 2010.

Jaffe J. y R. Stavins (2010), “Linkage of tradable permit systems in international climate policy architecture”, en *Post-Kyoto International Climate Policy. Implementing Architectures for Agreement*. A. Joseph y R. Stavins, eds., Cambridge University Press.

Nordhaus W. (2007), “A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change”, *Journal of Economic Literature* **45** (3): 686-702.

Nordhaus W. (2006), “The Stern Review on the Economics of Climate Change”, *NBER, Working paper* N° 12741.

Pindyck R. (2000), “Irreversibilities and the Timing of Environmental Policy”, *Resource and Energy Economics* **22**: 233-259.

Pindyck R. (2007), “Uncertainty in Environmental Economics”, *Review of Environmental Economics and Policy* **1** (1): 45-65.

- Quiggin J. (2008), "Uncertainty and Climate Change Policy", *Economic Analysis & Policy* **38**: 203-210.
- Romer D. (1996), *Advanced Macroeconomics*, McGraw Hill International Editions.
- Stanton E., F. Ackerman, y S. Kartha (2009), "Inside the integrated assessment models: Four issues in climate economics", *Climate and Development* **1**(2): 166-184.
- Stern N. (2007), *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Tietenberg T. (1998), "Disclosure Strategies for Pollution Control", *Environmental and Resource Economics* **11**: 587-602.
- Tol R. (2002), "New Estimates of the Damage Cost of Climate Change, Part I: Benchmark Estimates". *Environmental and Resource Economics* **21** (2): 135-160.
- Tol R. y S. Fankhauser (1998), "On the Representation of Impact in Integrated Assessment Models of Climate Change", *Environmental Modeling and Assessments* **3**: 63-74.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2010), Convention, En la web: http://unfccc.int/essential_background/convention/background/items/1349.php. Último acceso 7 de octubre de 2010.
- United Nations Framework Convention on Climate Change (2010), Kyoto Protocol, En la web: <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng.pdf>. Último acceso 7 de octubre de 2010.

- Viscusi K.W. (1978), “Labor market Valuations of Life and Limb: Empirical Evidence and Policy Implications”, *Public Policy* **26**(3): 359-386.
- Viscusi K.W. (1993), “The Value of Risks to Life and Health”, *Journal of Economic Literature* **31** (4):1912-1946.
- Weitzman M. (1974), “Prices vs. Quantities”, *Review of Economic Studies* **41** (4): 477-491.
- Weitzman M. (2007), “A Review of the Stern Review on the Economics of Climate Change”, *Journal of Economic Literature* **45** (3): 703-724.
- World Bank (2010), *World Development Report 2010: Development and climate change*, Washington D.C., U.S.A.
- Yohe G. W. y R. Tol. (2007), “The Stern Review: Implications for Climate Change”, *Environment*, **49**: 36-42.

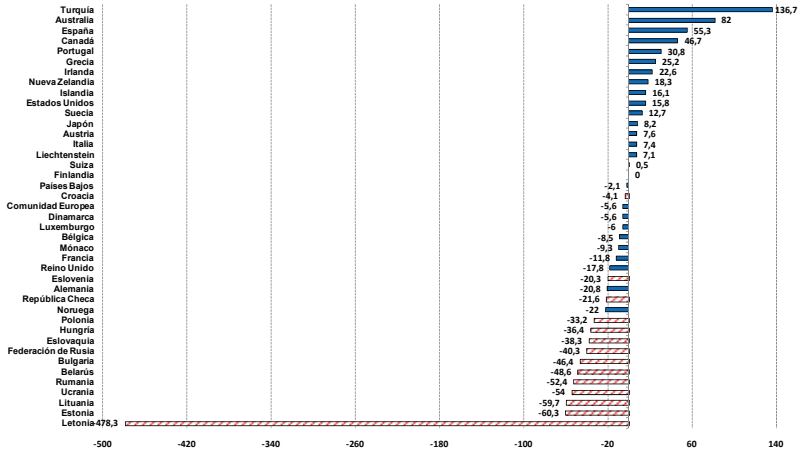
Anexo

Tabla A.1 Comparación de los modelos PAGE2002, RICE y FUND

Modelos	PAGE2002	RICE	FUND
Recursos Informáticos			
Lenguaje de programación	Excel	Excel, GAMS	Turbopascal, compatible con Delphi
Disponibilidad	No	Si	Si
Generalidades			
Regiones	8, por área geográfica	8, atendiendo a criterios de similitud en cuanto a las condiciones políticas o económicas	16, por áreas geográficas
Tiempo	2000-2200, el tamaño del paso es variable, aumenta en el tiempo.	1995-2335, con paso de 10 años	1950-2300, paso anual
Contaminantes	CO ₂ , CH ₄ y SF ₆	Sólo calcula el CO ₂ proveniente de fuentes industriales. El CO ₂ proveniente de cambios en el uso de la tierra y los otros GEI son considerados exógenos	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Emissiones	Calcula las emisiones naturales, antropogénicas, totales y acumuladas, a partir de los incrementos de temperatura, escenarios de emisiones antropogénicas por región, parámetro con incertidumbres obtenidos del ciclo del carbón, etc.	Calcula las emisiones de modo que satisfagan una condición de primer orden para la optimización de la producción (versión Excel) o las considera como variables de control (versión GAMS)	Calcula emisiones antropogénicas con base en los datos anuales de población y el crecimiento económico, eficiencias energéticas y de carbón, y otros datos adicionales
Concentraciones de GEI	Estimadas a partir de las emisiones calculadas que permanecen en la atmósfera, la concentración preindustrial y los excesos de concentración en el año base	Calcula las concentraciones de CO ₂ a partir de las emisiones usando el modelo de tres reservorios	Calculadas por el programa a partir de las emisiones. Modelo de las 5 cajas para CO ₂
Impactos			
Tangibles (mercado)	Sin diferenciar sectores expresados como costos	Considera los siguientes impactos expresados como costos y sin desagregar: la agricultura, elevación del nivel del mar (costos de tormentas, tierras inundadas y reubicación de asentamientos humanos), silvicultura, consumo de energía y agua, construcción, pesca, y actividades recreativas al aire libre)	Agricultura, silvicultura, energía usada para refrigeración y climatización y calefacción, recursos hídricos, protección de las costas, tierras secas inundadas, arbo de inmigrantes
Intangibles (No mercado)	Sin diferenciar sectores expresados como costos	Considera los siguientes impactos expresados como costos y sin desagregar: salud, impactos al confort no incluidos en el mercado, asentamientos humanos y ecosistemas	Mortalidad y morbilidad (salud), especies, terrenos pantanosos perdidos, migración por inundaciones
Eventos extremos	Calcula las discontinuidades futuras o sucesos singulares a gran escala cuando temperatura se eleva por encima de un nivel tolerable.	Calcula el daño por incremento de los eventos extremos (catástrofes) lineal con los incrementos de temperatura de hasta 3 °C y potencial por encima de este límite.	Versión en desarrollo no disponible para modelar el calentamiento de la TMC (Circulación Termohalina)
Efectos de reforzamiento al cambio climático	Alteración de la tasa de absorción de carbón por las plantas e incremento de las emisiones naturales de metano al derretirse el permafrost	No se consideran	No se consideran
Valoración económica			
Costos de reducción de emisiones	No se calculan	No se calculan	Son calculados por el programa y considerados en los resultados pero no aparecen directamente en los ficheros de salida
Costos del daño	Para los impactos económicos y no económicos ponderados por el % de pérdida de PIB en cada región y sector como resultado de elevarse la temperatura 2.5 °C	Para los impactos considerados, pero desagregados sólo en daños en los sectores económico y no económico	Para los impactos considerados
Costos marginales	Calculados a partir de la diferencia en los resultados entre dos escenarios, uno base y otro perturbado por la disminución de las emisiones en el año base, utilizando una tasa pura de preferencia de tiempo. Sólo es posible utilizar una tasa de descuento variable en el tiempo.	Se calculan los costos marginales del incremento de la temperatura y a partir de estos los costos marginales por tonelada métrica de carbono, teniendo en cuenta la voluntad a pagar. Se considera que los costos marginales de mitigación serán iguales en aquellas regiones que enfrenten un mismo impuesto a las emisiones de carbono.	Calculados para 6 esquemas de descuento, con dos criterios de agregación
Opciones de análisis	Con y sin política de adaptación.	Se pueden modelar los resultados de diferentes políticas (BAU – caso base – y variantes de una política óptima, limitaciones a variables ambientales y salto tecnológico de gran magnitud), así como comparar los resultados con el caso base (véase 4.5) Las opciones consideradas (con cooperación, considerando en alguna medida la aversión a la desigualdad y la aversión al riesgo del cambio climático, entre otras) están fijas aunque pudieran modificarse en algunos casos.	Análisis Costo-Beneficio y Análisis Costo-Efectividad; con y sin cooperación. Aversión al riesgo del cambio climático, Aversión a la inequidad, Método de Kant para considerar la eficiencia y la equidad simultáneamente. Uso de compensaciones
Adaptación	Calcula los costos de adaptación por región. Considera los incrementos de la tasa de cambio y del nivel tolerable de incremento de la temperatura como resultado de la adaptación. Calcula de forma independiente los costos de adaptación preventiva (prevención) basados en la reducción de emisiones con respecto al escenario BAU y los costos de prevención de la región de referencia.	Considera que hay adaptación, en particular para la agricultura, pero esta no se modela explícitamente sino que se considera en la función de daño.	Algunos impactos dependen del impacto del año anterior. Considerada explícitamente en los impactos a la agricultura
Agregación de resultados	Descontados y agregados sin ponderar	Opciones sin ponderación, con ponderación proporcional a la población y/o producción.	Ponderación por ingresos y ponderación equitativa proporcional a la población e inversamente proporcional a los ingresos de las regiones con respecto a los del mundo
Análisis de incertidumbre	Monte Carlo, muestreo Hipercube Latino	No	Monte Carlo, muestreo aleatorio
Aplicación conocida	Estudio Stern	TIE del IPCC, Estudio Stern	ExterneE 2005, Estudio Stern, TIE del IPCC

Fuente: CEPAL (2008).

Figura A1. Cambio en las emisiones de GEI para Partes Anexo I, 1990-2007 (en %)



Fuente: CMNUCC, FCCC/SBI/2009/12.

Nota: Las Partes incluidas en el PK son las del Anexo I menos Turquía y Belarús. Las barras con rayas distinguen a las economías en transición.

Federalismo ambiental: una revisión de la literatura

*Mariano Rabassa**
Banco Mundial

I. Introducción

En todo Estado, la estructura institucional tiene en general un rol central en el proceso de toma de decisiones. Una dimensión fundamental de esta estructura es la división vertical de las responsabilidades de política entre los diferentes niveles de gobierno. Mucho se ha debatido, tanto en la práctica como en la teoría (Oates y Portney 2003), sobre el rol de las agencias públicas en relación al diseño y la implementación de políticas ambientales en el contexto de un país federal.

En las últimas décadas se ha observado un marcado proceso de descentralización de políticas (entendido como la devolución de las atribuciones fiscales y de la provisión de bienes públicos) de los gobiernos centrales a las jurisdicciones locales (Oates 1999). Este proceso también ha sido promovido en los países en desarrollo, especialmente por los organismos internacionales (World Bank 2004).

* Agradezco a Mariana Conte Grand por sus comentarios y sugerencias. Las expresiones aquí vertidas no deben ser atribuidas al Banco Mundial ni a sus directores ejecutivos o a los países que estos representan.

La devolución de facultades del gobierno central a los gobiernos subnacionales tiene como objetivo mejorar el desempeño del sector público, en particular, en lo que respecta a la provisión de bienes y servicios. En este sentido, el “Teorema de Descentralización” postulado por Oates en 1972¹ sugiere que, ante la ausencia de economías de escala y de externalidades interjurisdiccionales, la fijación de los niveles de bienes públicos en cada jurisdicción² incrementa el bienestar social en relación a un nivel uniforme que resultaría de un esquema de decisión central.³ Este resultado se sustenta en el supuesto de que si existe variabilidad entre las jurisdicciones en cuanto a las preferencias de los individuos y los costos de proveer un bien público, entonces los gobiernos locales estarían en una mejor situación de brindar dicho bien acorde a las peculiaridades de cada jurisdicción. Esto se debe simplemente a que los gobiernos locales tendrían más información que la autoridad central sobre las preferencias locales y los costos de proveer bienes públicos.

Sin embargo, los méritos relativos de la centralización/descentralización de políticas ambientales continúan siendo un tópico de debate, tanto dentro del ámbito público como del académico. Principalmente dos fuertes críticas se han planteado en la literatura. En primer lugar, dado que la polución que se genera en una jurisdicción puede ser transportada por los ríos o las corrientes atmosféricas a otras ju-

¹ Para una demostración y discusión más exhaustiva del Teorema, ver el trabajo original de Oates (1972), o sus trabajos posteriores, especialmente Oates (1997).

² El nivel óptimo de un bien público en cada jurisdicción es aquel para el cual la suma de las utilidades marginales de todos los residentes iguala al costo marginal de proveer dicho bien (Samuelson 1954).

³ Por ejemplo, Dinan, Cropper y Portney (1999) presentan evidencia empírica sobre los costos adicionales derivados de la aplicación de estándares uniformes en el contexto de la calidad del agua potable en los Estados Unidos.

jurisdicciones, uno de los principales supuestos del Teorema no sería válido. En consecuencia, la presencia de *efectos de derrame* entre jurisdicciones sugiere que como cualquier otra externalidad, la descentralización de las políticas ambientales podría disminuir el bienestar social en relación a la solución centralizada. Esto sucede porque los gobiernos locales, conscientes de que pueden capturar todos los beneficios de la actividad que genera la contaminación sufriendo sólo una parte de sus costos, permitirían más polución que la óptima cerca de los límites de sus jurisdicciones.

En segundo lugar y quizás más interesante, al menos desde un punto de vista teórico, es la crítica a la descentralización de la protección ambiental argumentada por Cumberland (1981).⁴ Dicho autor sugiere que los gobiernos locales reducirían los requisitos ambientales que deben cumplir las firmas en sus jurisdicciones con el fin de atraer nuevas inversiones y crear fuentes de trabajo. En un contexto de competencia interjurisdiccional donde todos los gobiernos locales se comportan de la misma manera, este comportamiento por atraer industrias resultaría en una degradación ambiental excesiva. A este efecto suele denominárselo en la literatura como *competencia destructiva* o “*race to the bottom*”.

El objetivo de este capítulo es resumir la discusión teórica y describir la evidencia empírica con respecto a estos dos argumentos en contra de la descentralización: la existencia de contaminación interjurisdiccional y la competencia entre jurisdicciones para atraer capitales. En particular, en la Sección II se analizará si los gobiernos locales se comportan de forma estratégica permitiendo más polución cerca de los límites de sus jurisdicciones y, de ser así, si lo hacen a través de permisos más laxos o controles ambientales más débiles. También se indagará en la Sección III si existe o no compe-

⁴ Un argumento en el mismo sentido es presentado por Break (1967) en el contexto de la descentralización de las atribuciones fiscales.

tencia por parte de los gobiernos locales para atraer capitales y si ello repercute en una degradación del medio ambiente. La Sección IV concluye con una discusión sobre el grado de descentralización de la política ambiental que se suele observar en los países y las enseñanzas que la literatura sobre federalismo ambiental puede aportar para el diseño de la división de responsabilidades ambientales entre distintos niveles de gobierno.

II. Contaminación interjurisdiccional

El “Principio de Subsidiaridad” indica que la responsabilidad de proveer un servicio, y en particular un bien público, debe ser asignada a la jurisdicción cuyos límites geográficos circunscriban los costos y los beneficios asociados a su suministro.⁵ De este modo, la provisión de bienes públicos se ajusta a las características locales, como las preferencias de los residentes y los costos de producción, entre otras peculiaridades. De acuerdo a la lógica del “Teorema de Descentralización”, cuando esto sucede, los niveles de bienes públicos en cada jurisdicción (provistos descentralizadamente) incrementan el bienestar social en relación a un nivel uniforme que resultaría de un esquema de decisión central.⁶

Sin embargo, la presencia de polución ambiental genera externalidades espaciales relativamente mayores, en comparación con otros servicios y bienes públicos usualmente pro-

⁵ En términos generales, el Principio de Subsidiaridad dice que un asunto debe ser resuelto por la autoridad (normativa, política o administrativa) más próxima al objeto del problema. Bajo este principio se organizó, por ejemplo, la Unión Europea a través del Tratado de Maastricht de 1992.

⁶ El supuesto de provisión uniforme de un bien público por parte de la autoridad central suele fundamentarse en la disponibilidad de información. Sin embargo, cabe notar que, aún en el caso de que la autoridad central cuente con la misma información que los gobiernos locales, la provisión de niveles no uniformes de bienes públicos en distintas jurisdicciones puede ser políticamente no factible (Oates 1999).

vistos por las jurisdicciones locales (como son la educación, la salud y las aéreas recreacionales). Más aún, la contaminación generada en una jurisdicción puede afectar no sólo a las lindantes, sino también a otras muy distantes. Por ejemplo, las dioxinas y furanos que una fábrica de pulpa de celulosa vierte en el cauce de un río afectan a la calidad del agua y los ecosistemas en las jurisdicciones “río abajo”. Otro ejemplo son las emisiones de dióxido de azufre, resultantes de la combustión de carbón para generar energía eléctrica, que dañan la salud de los habitantes y degradan los ecosistemas al ser transportadas por las corrientes atmosféricas por cientos o miles de kilómetros.⁷

En este contexto, es muy poco probable que una jurisdicción pueda retener todos los costos y los beneficios de la polución que se produce dentro de sus límites geográficos. Por lo tanto, la mitigación tanto de las emisiones como de los vertidos y el control de la contaminación suelen generar efectos de derrame entre jurisdicciones con sus consecuentes costos económicos y tensiones políticas. Esto se debe principalmente a que la jurisdicción local captura todos los beneficios de la actividad que genera la polución (mayor nivel de empleo e ingresos tributarios) pero sufre sólo una parte de los costos asociados a dicha contaminación. Por lo tanto, al no tener en cuenta el daño que la contaminación produce sobre las jurisdicciones vecinas, el regulador local permitirá, cerca de los límites de su jurisdicción, un nivel de polución mayor al nivel que permitiría la autoridad central, la cual se presume internaliza las externalidades.

Helland y Whitford (2003) desarrollan en este sentido un modelo de protección ambiental con externalidades interju-

⁷ El caso extremo de una externalidad espacial es el calentamiento global producto de la acumulación de dióxido de carbono (CO₂) en la atmósfera, la cual es considerada un bien público global.

risdccionales.⁸ El mismo consta de un regulador local que maximiza el apoyo político de su comunidad. Ésta se lo brinda, entre otras cosas, en función de la calidad ambiental, lo que incentiva al funcionario a establecer niveles de control altos. A su vez, esto se contrarresta con una mayor oposición por parte de las industrias afectadas por estas medidas.

Supóngase que la rigurosidad del control de contaminación ambiental se resume en el parámetro s que toma valores positivos, siendo $s = 0$ la eliminación de la polución ambiental (esto es, contaminación cero). En una comunidad de n habitantes y m firmas, el regulador elige s sabiendo que el daño que sufre el individuo representativo (votante mediano) a causa de la contaminación permitida está dado por $v(s)$, (siendo que $v'(s) > 0$ y $v''(s) > 0$, por lo cual v crece a una tasa creciente en el nivel de polución) y que la probabilidad de su apoyo político se define $f[v(s)]$, función que se supone decreciente y cóncava en el daño ambiental, es decir, $f' < 0$ y $f'' < 0$.

La probabilidad de que una firma se oponga a un mayor control ambiental es $h[t(s/m)]$ siendo $t(s/m)$ el costo para la firma representativa de cumplir con la regulación. Dichos costos se asumen decrecientes en s (control más permisivo) a una tasa creciente ($t' < 0$ y $t'' > 0$). La probabilidad de oposición a la regulación se incrementa con los costos de cumplirla ($h' > 0$, $h'' > 0$). La fuerza relativa de la industria, es decir, el poder que tiene de influir sobre el regulador local, está representada por e . Finalmente, α es la proporción del daño total (v) que afecta a los residentes locales, es de-

⁸ El mismo es una adaptación del modelo de “señales externas” de Magat, Krupnick y Harrington (1986). En su formulación original se estudia la decisión de fijar el nivel de un estándar ambiental por parte de un regulador local. Helland y Whitford (2003) extienden el modelo al caso en el que la polución genera efectos de derrame entre jurisdicciones.

cir, $(1 - \alpha)$ representa la externalidad. A medida que α crece, menos contaminación se “exporta” a otras jurisdicciones. En otras palabras, el comportamiento del regulador local está determinado solamente por los costos y los beneficios de los residentes y las firmas en su jurisdicción. En consecuencia, la rigurosidad de la protección ambiental variará según el número de residentes (o votantes) en su jurisdicción que sean afectados por la polución.

El regulador local busca maximizar la suma del apoyo político, M , dado por:

$$\max_s M = \left\{ \underbrace{n \cdot f[\alpha \cdot v(s)]}_{\text{ApoyoPersonas}} - \underbrace{m \cdot e \cdot h[t(s/m)]}_{\text{OposicionEmpresas}} \right\} \quad (1)$$

La condición de primer orden para un nivel óptimo local de control ambiental es,

$$n \cdot f'[\alpha \cdot v(s^*)] \cdot \alpha \cdot v'(s^*) - e \cdot h' \left[t \left(\frac{s^*}{m} \right) \right] \cdot t' \left(\frac{s^*}{m} \right) = 0 \quad (2)$$

Es decir, el regulador elige el nivel de protección ambiental (s^*) que iguala las señales marginales de los individuos y de la industria. El diferencial total de la condición de primer orden con respecto a s es $n\alpha (f''v'' + v'^2 f'' - \alpha) - (e/m)[h't'' + h''t'^2] < 0$, mientras que el diferencial total con respecto a α está dado por $nf''v' < 0$. Por lo tanto, el impacto de la externalidad sobre la rigurosidad del control ambiental es $ds/d(1-\alpha) > 0$. Un incremento de la proporción del daño ambiental que afecta a los residentes locales causa una reducción de la contaminación permitida. En resumen, la mayor exportabilidad de los costos de la polución incentiva a los reguladores locales a comportarse de forma estratégica.

Aunque la evidencia circunstancial sugiere que los reguladores locales son más permisivos en sus exigencias sobre las industrias contaminantes cuando la incidencia de la contaminación recaerá (en parte) fuera de los límites de su jurisdicción, hasta hace muy poco tiempo no existía evidencia empírica que demostrara este comportamiento estratégico.⁹ El primer trabajo en analizar empíricamente la posibilidad de *free-riding* entre jurisdicciones se focaliza en la polución de ríos que cruzan bordes limítrofes internacionales. Usando datos de la calidad del agua en más de 200 estaciones de monitoreo en casi 50 países, Sigman (2002) encuentra que los niveles de contaminación son un 40 por ciento más elevados para aquellas estaciones localizadas cerca de los límites geográficos entre países.¹⁰ Aunque alejado del propósito de este capítulo, el cual es analizar la descentralización de la política ambiental en un país federal, los resultados de dicho trabajo son relevantes en la demostración de que siempre que existan posibilidades de exportar los costos de la polución, las autoridades (ya sean éstas locales o nacionales) tendrán incentivos para hacerlo.

Helland y Whitford (2003) son los primeros en presentar evidencia del comportamiento estratégico del regulador local en el contexto de la descentralización de la política ambiental

⁹ Comparativamente mucha más importancia se le ha dado en la literatura, tanto teórica como empírica, al problema de la competencia entre jurisdicciones para atraer capitales (ver la próxima sección).

¹⁰ Específicamente, los niveles más altos de contaminación se observan en las estaciones de monitoreo localizadas inmediatamente *antes* de cruzar el borde limítrofe de los países. Sigman no encuentra evidencia de que la polución de los ríos sea mayor en las estaciones localizadas *después* de cruzar los límites geográficos. Una posible interpretación de este resultado es que los países tratarían de compensar los mayores niveles de contaminación que reciben reduciendo la polución que ellos mismos generan. El trabajo también da cuenta de que la contaminación es mayor en todas las estaciones situadas en ríos que constituyen un borde limítrofe entre países.

de los Estados Unidos.¹¹ La identificación del efecto *free-rider* (tanto en este trabajo como en los que se citarán en esta sección) se obtiene de la comparación de las emisiones y los vertidos de contaminantes de las firmas localizadas en dos tipos de condados dentro de un mismo estado: aquellos que lindan con otros estados y aquellos en el interior.¹² Para este fin, los autores construyen un panel basado en las emisiones de contaminantes acerca de las cuales cada firma debe informar anualmente a las autoridades federales.¹³ A su vez, clasifican

¹¹ La regulación ambiental en los Estados Unidos ha sido siempre muy ambivalente con respecto a la descentralización de su implementación (ver Pfander 1996). Un fiel reflejo de ello son los dos principales estatutos regulatorios (Clean Air Act y Clear Water Act) de principios de 1970. Mientras que los límites máximos de concentración de contaminantes permitidos en el aire deben ser fijados por el gobierno federal, la regulación delega la fijación de esos límites para el agua a los estados. Ambas regulaciones delegan el control de dichos límites a los estados, pero lo hacen de diferente manera: los estados son responsables de la implementación de la regulación y del control de la calidad del aire, pero sólo los estados que así lo requieran son responsables de controlar la calidad de sus aguas.

¹² En términos del modelo teórico, se asume que la exportabilidad de la contaminación ($1 - \alpha$) es mayor en los condados sobre los bordes limítrofes que en el resto de los condados de un mismo estado.

¹³ El Inventario de Emisiones Tóxicas (Toxic Release Inventory) fue creado en 1986 por la Agencia de Protección Ambiental Federal a fin de efectuar un seguimiento preciso de la contaminación que genera cada firma en el país. La legislación que instituyó el Inventario requiere a cada firma reportar anualmente las emisiones y los vertidos de más de 600 contaminantes y precursores de contaminación. Se ha planteado que las firmas tienden a reportar menores emisiones y vertidos que los reales para evitar ser inspeccionadas. Por ejemplo, Marchi y Hamilton (2006) muestran que las fábricas no reportan fehacientemente sus emisiones de plomo y ácido nítrico a la atmósfera. Sin embargo, los reguladores locales no tienen en cuenta las emisiones reportadas al Inventario al momento de diseñar su estrategia de control. Mas aún, una vez inspeccionadas, las firmas que reportan incorrectamente sus emisiones pueden ser duramente sancionadas (Arora y Cason 1999).

las emisiones según su *potencial* para generar externalidades entre jurisdicciones; dicho potencial es mayor para los contaminantes del aire y el agua en comparación con el envío de sustancias tóxicas a plantas de reciclaje. Este último es utilizado como “control” dado que dichos envíos no deberían ser diferentes para las firmas cercanas a los límites geográficos.

En resumen, la hipótesis que ponen a prueba es si las emisiones de contaminantes a la atmósfera y los vertidos de contaminantes en los ríos son mayores para las fábricas localizadas en los condados que limitan con otros estados.¹⁴ Controlando por factores que determinan tanto la probabilidad de apoyo de los residentes como la probabilidad de oposición de las firmas a un mayor control ambiental,¹⁵ los autores demuestran que las emisiones a la atmósfera y los vertidos en los ríos por parte de las fábricas son sistemáticamente mayores en los condados que limitan con otros estados que en los condados similares en el interior de un mismo estado.¹⁶ Sin embargo, la magnitud del efecto en los

¹⁴ En el caso de la contaminación del aire, resulta fundamental conocer la dirección de los vientos donde se localizan las firmas para poder determinar si existen efectos de derrame. El desconocimiento de estos patrones hace que se asuma, generalmente, que la probabilidad de exportar la contaminación a otras jurisdicciones se incrementa en el borde oriental de los estados ya que las corrientes de vientos en los Estados Unidos siguen, en general, la dirección oeste-este.

¹⁵ Los diferentes estudios de comportamiento estratégico y contaminación interjurisdiccional suelen incluir un conjunto similar de variables de control, como por ejemplo: población, densidad poblacional, tasa de urbanización, ingreso per capita o ingreso medio, porcentaje de la población bajo la línea de pobreza, porcentaje de la población que corresponde a minorías étnicas, porcentaje de votos al partido demócrata, participación en grupos ambientales, tasa de desempleo, número de firmas industriales, porcentaje de firmas con menos de 10 empleados, proporción de fuerza laboral empleada en el sector industrial.

¹⁶ Como bien lo señalan Helland y Whitford (2003), esto no significa que las comunidades en los límites de las jurisdicciones estén comple-

bordes de los estados varía significativamente dependiendo del medio en el cual se emitan los contaminantes y del método de estimación utilizado. Para los contaminantes que *no* generan efectos de derrame (envíos de sustancias tóxicas a plantas de tratamiento) no encuentran evidencia de que exista *free-riding*.

Otros estudios también han encontrado evidencia de niveles más elevados de emisiones para las plantas industriales localizadas en los límites de los estados de los Estados Unidos. Por ejemplo, mediante la observación de varios indicadores de contaminación del aire y el agua para un periodo de 12 años, Gray y Shadbegian (2004) encuentran que las fábricas de pasta de celulosa localizadas en los límites entre los estados generan una mayor contaminación, aunque dicho efecto es sensiblemente menor si el estado lindante tiene una política ambiental más estricta.¹⁷ Sin embargo, no toda la evidencia empírica apoya la hipótesis del comportamiento estratégico de los gobiernos locales. Los mismos autores analizan, en un estudio posterior, las emisiones de todas las fábricas del sector manufacturero (Gray y Shadbegian 2007) y concluyen que la proximidad a los bordes de los estados no tiene ningún efecto sobre las emisiones que contaminan el aire.

En los casos en que la evidencia muestra una mayor contaminación en los bordes de las jurisdicciones, los investigadores infieren que los gobiernos locales deliberadamente implementan regulaciones menos restrictivas, ya sea a través de permisos más laxos o un control ambiental más débil,

tamente desprotegidas en términos de los impactos de la contaminación, sino que la rigurosidad del control en los límites es menor.

¹⁷ Los autores utilizan un modelo de dispersión de polución para determinar la proporción de habitantes de otros estados que se ven afectados por la contaminación emitida por cada firma situada cerca de los bordes geográficos de los estados.

con el fin de exportar los costos que la polución genera. En consecuencia, los niveles de las emisiones proveen evidencia indirecta acerca del comportamiento estratégico de los gobiernos locales.

Una manera más directa de verificar la hipótesis sobre si existe un comportamiento estratégico consiste en analizar la distribución espacial del control ambiental por parte del regulador local.^{18,19} Así, Gray y Shadbegian (2004) estudian las inspecciones y sanciones a las fábricas de pulpa de celulosa en los Estados Unidos. La conclusión a la que llegan los autores es que los resultados del estudio no indican que el control difiera significativamente cerca de los bordes limítrofes.²⁰ Basándose en la prevalencia oeste-este de las corrientes atmosféricas, es decir, asumiendo que sólo las firmas localizadas en el borde oriental de los estados pueden generar *spillovers*, Konisky y Woods (2009) tampoco encuentran evidencia de un comportamiento estratégico por parte de los gobiernos locales. En su trabajo analizan el número de inspecciones por condado, considerando como universo a todas las firmas que emiten contaminantes a la atmósfera en los Estados Unidos.

¹⁸ Los reguladores locales tienen mucha libertad para inspeccionar y determinar sanciones a las fábricas en infracción. Si bien el gobierno federal puede en principio revocar la implementación del control local si los reguladores permiten niveles elevados de contaminación cerca de los bordes, ésta suele ser una amenaza no creíble debido a los altos costos políticos y financieros asociados con asumir el control ambiental en una jurisdicción (Sigman 2005).

¹⁹ En aquellos casos en los que se analizan varias industrias, el hecho de utilizar como datos las inspecciones a las fábricas en lugar de sus emisiones, tiene la ventaja adicional de que las primeras suelen ser una medida más homogénea y, por lo tanto, más comparable entre distintas industrias y jurisdicciones.

²⁰ Sin embargo, muestran que el control es más estricto cuando los beneficios marginales del control ambiental son más altos.

Rabassa (2008) presenta la única evidencia de un control más laxo por parte de los gobiernos locales sobre las fábricas localizadas cerca de los límites entre estados de los Estados Unidos. La principal diferencia con respecto a los trabajos de otros autores radica en la forma de medir la “exportabilidad” de la contaminación. En lugar de asumir que sólo la polución que se genera en los bordes orientales se puede exportar a otras jurisdicciones, el trabajo utiliza información sobre el vector de vientos en cada condado para construir una medida más precisa de dicha exportabilidad. En particular, utilizando datos para todo el sector manufacturero sobre las emisiones que contaminan el aire, analiza tanto la probabilidad de que una fábrica sea inspeccionada como el número de inspecciones anuales. Rabassa (2008) encuentra que la probabilidad de inspeccionar y sancionar monetariamente a una firma es sensiblemente menor cuando ésta se encuentra en mejores condiciones de exportar la contaminación.

Los estudios hasta aquí mencionados sugieren que la descentralización de las políticas ambientales (ya sea la atribución de fijar los límites máximos de emisiones o el control regulatorio) genera un costo social adicional debido al mayor nivel de contaminación cerca de los límites geográficos de las jurisdicciones. El supuesto implícito es que los excesos de polución o la deficiencia en el control de las plantas industriales por parte de los gobiernos locales no existirían bajo un sistema totalmente centralizado. Empíricamente esta aseveración es difícil de demostrar. Además, los costos que genera la contaminación interjurisdiccional son comparados con una situación “ideal” (en la que las fábricas generan la misma contaminación en los bordes limítrofes que en el interior de las jurisdicciones) que en la práctica quizás no exista. El principal problema de esta comparación radica, en última instancia, en que toda política

de descentralización suele implementarse de forma conjunta para todas las jurisdicciones locales. Es decir, el gobierno federal no delega sus atribuciones a un conjunto de jurisdicciones y lo retiene en otras. Por lo tanto, no se observan los dos sistemas funcionando de forma conjunta.

En este contexto, dos trabajos hacen uso de “experimentos naturales” para brindar evidencia empírica sobre la descentralización de políticas. En primer lugar, Sigman (2005) estudia el impacto de la descentralización de la Clean Water Act (CWA) sobre la calidad del agua. Dicha regulación requiere que todas las firmas en los Estados Unidos que viertan contaminantes en los ríos del país deban obtener permisos para hacerlo. Sin embargo, la agencia federal de protección ambiental delega a los estados que lo requieran la autoridad de otorgar dichos permisos y verificar su cumplimiento. En su trabajo, Sigman utiliza la diferencia temporal con la cual los estados fueron autorizados para controlar los vertidos dentro de sus límites geográficos, con el fin de determinar el impacto de la descentralización sobre la calidad del agua “río abajo”. Dos supuestos son esenciales bajo esta estrategia: (i) los estados autorizados son comparables con los estados restantes y (ii) el momento en que se los autorizó es un evento esencialmente exógeno. Así, la autora construye un índice de calidad del agua para cada estación con datos basado en una densa red de estaciones de monitoreo (más de 500 estaciones) que cubren los ríos más importantes de los Estados Unidos. El trabajo encuentra que el índice de calidad del agua es un 4 por ciento menor para las estaciones de monitoreo “río abajo” de un estado con autoridad local de controlar las emisiones.²¹ Utilizando estimaciones de

²¹ El deterioro de la calidad del agua aumenta al 6 por ciento cuando la estación de monitoreo está localizada en un río que constituye un límite geográfico entre dos estados y al menos uno de ellos tiene la autoridad de otorgar permisos y controlar las emisiones en su jurisdicción.

la disponibilidad para pagar por una mejor calidad del agua, Sigman concluye que la caída en la calidad observada producto de la descentralización no se traduce en un costo ambiental significativo.

En un trabajo más reciente, Lipscomb y Mobarak (2007) aprovechan el rediseño de los límites geográficos de las municipalidades en Brasil²² para analizar el efecto que tiene la descentralización sobre la contaminación de los ríos. Con más de 10.000 muestras de la calidad del agua provenientes de más de 370 estaciones de monitoreo que cubren la totalidad del país, los autores construyen como unidad de análisis la diferencia en la calidad del agua para pares de estaciones de monitoreo en un mismo cause. El rediseño de los límites geográficos modifica la distancia entre cada estación y el borde jurisdiccional, lo cual a su vez afecta a los incentivos de los reguladores para controlar la contaminación en ese tramo del río en particular. Por lo tanto, la identificación del comportamiento estratégico se obtiene de los cambios en la distancia para las mismas estaciones de monitoreo producto del cambio en el límite geográfico. Los autores encuentran evidencia de que existe un control estratégico sobre la regulación de la calidad del agua. En particular, existe un aumento significativo de la contaminación cerca del punto de salida del río de la jurisdicción “río arriba”.

A modo de resumen, podríamos decir que los estudios presentados en esta sección sugieren que los límites entre las jurisdicciones son importantes para determinar los niveles de contaminación y la distribución del esfuerzo regulatorio. Dado que la protección ambiental local es un bien público que genera efectos de derrame, los reguladores locales tienen motivos para comportarse estratégicamente exportando

²² Entre ciclos electorales se crean nuevas municipalidades según la cantidad de habitantes; este rediseño es, según los autores, exógeno a cuestiones ambientales.

los costos de la contaminación. En estas circunstancias, se suele argumentar a favor de la aplicación de parámetros uniformes de contaminación ambiental entre jurisdicciones. Sin embargo, no debe olvidarse que una asignación eficiente de responsabilidades entre los diferentes niveles de gobierno debe sopesar los costos de la descentralización y los costos de una provisión centralizada.

III. Competencia interjurisdiccional

La crítica a un sistema descentralizado como una forma de estructurar la protección del medio ambiente de forma eficiente discutida en la sección previa, se basa en la validez de uno de los principales supuestos del Teorema de la Descentralización: la ausencia de polución interjurisdiccional. Sin embargo, existe una crítica más dura a la descentralización que ha generado un amplio debate en el ámbito académico en las últimas décadas. Ésta se sustenta en que las jurisdicciones locales, en su afán de atraer nuevas firmas y fomentar el crecimiento económico, fijarían requisitos ambientales más laxos con el fin de reducir los costos de mitigación que enfrentan las firmas. Dado que todas las jurisdicciones se comportarían de la misma manera, esta competencia resultaría en niveles ineficientemente altos de polución (Cumberland, 1981). Lo interesante de esta visión sobre la competencia interjurisdiccional, y por lo cual se ha generado tanto debate, es que en este contexto la descentralización sería ineficiente (desde el punto de vista del bienestar social) *aún* cuando no existan economías de escala en la provisión de bienes públicos o externalidades interjurisdiccionales.

Tomada de forma literal, dicha visión de la competencia entre jurisdicciones predice un resultado extremo y sombrío en lo que respecta a la degradación del medio ambiente. Presionados por atraer industrias a sus jurisdicciones, los reguladores locales se verían obligados a reducir el nivel de

protección ambiental hasta igualar el nivel de aquella jurisdicción con controles más laxos. Es por esto que en la literatura se suele denominar a este fenómeno como competencia destructiva o “race to the bottom”. Sin embargo, es poco probable que la competencia termine en una situación uniforme para todas las jurisdicciones, ya que en la práctica éstas tienen dotaciones heterogéneas de recursos los cuales también son valorados por las industrias al momento de decidir su localización.²³ En consecuencia, dicha competencia suele ser interpretada simplemente como la reacción de una jurisdicción a las políticas ambientales en otras jurisdicciones.

Existe una extensa literatura teórica que explora las implicancias de la competencia interjurisdiccional sobre el bienestar, mayoritariamente en lo que respecta a la competencia por la fijación de tasas impositivas y otras atribuciones fiscales.²⁴ De forma paralela a estos modelos se han desarrollado modelos de competencia regulatoria en materia ambiental. Esta literatura incluye entre otros a Oates y Schwab (1988, 1996), Markusen et al. (1993, 1995), Wilson (1996) y Levinson (1997, 1999).

En particular, Oates y Schwab (1988) describen una situación en la cual muchas jurisdicciones compiten por atraer una cantidad fija de capital. Este capital genera beneficios ya que aumenta la productividad marginal del trabajo (aumentando el salario local) aunque impone un costo sobre los residentes a través de una mayor polución (menor calidad ambiental). El regulador local puede reducir el nivel de po-

²³ En particular, la decisión de localización de una firma involucra entre otras cosas el acceso a los insumos (incluyendo el mercado laboral), la disponibilidad de infraestructura, las economías de aglomeración y los costos de mitigación ambiental (Levinson, 1996).

²⁴ Un detalle de la literatura sobre la competencia fiscal derivada a partir del trabajo de Oates y la discusión de cada modelo en particular excede la finalidad de este capítulo. Se recomienda al lector interesado en estos temas consultar Oates (1999) y Wellisch (2000).

lución fijando límites a las emisiones y vertidos totales dentro de su jurisdicción. Sin embargo, estos topes reducen el retorno del capital, el cual emigrará a otra jurisdicción deprimiendo el salario local. Enfrentado a este *trade-off* entre calidad ambiental e ingreso laboral, el regulador local maximizará el bienestar social eligiendo la rigurosidad de la regulación para la cual el beneficio de atraer una unidad extra de capital iguale al costo marginal de una mayor contaminación. Los autores demuestran que el resultado de la competencia por atraer un factor productivo móvil (capital) es socialmente eficiente desde el punto de vista de todas las jurisdicciones.

De forma colectiva, esta literatura provee una lista de condiciones necesarias bajo las cuales la competencia interjurisdiccional será eficiente. Estas son: que existan muchas jurisdicciones homogéneas en las cuales los reguladores maximizan el bienestar de los ciudadanos; que no exista redistribución de ingresos, ni externalidades entre jurisdicciones, ni restricciones en cuanto al uso de instrumentos impositivos y, que todos los beneficios de la producción local son obtenidos por los residentes locales. Claramente, las condiciones para que la competencia sea eficiente son poco realistas. Como lo señala el propio Oates (2001), a medida que se relajan dichos supuestos, los modelos teóricos predicen que la competencia entre jurisdicciones generará una degradación excesiva del medio ambiente.

El debate teórico sobre la competencia interjurisdiccional ha sido llevado al campo empírico básicamente a través de dos interrogantes: (i) ¿qué tan sensible es la industria a los diferenciales de regulación ambiental? y (ii) ¿en qué medida compiten las jurisdicciones para atraer (o, por qué no, evitar) determinadas industrias? Es interesante notar que ninguna de estas dos ramas de la literatura empírica responde realmente al problema central, que es determinar si la com-

petencia entre jurisdicciones incrementa la eficiencia o introduce distorsiones adicionales en la economía. Más bien, se centran en estudiar los supuestos de los modelos teóricos, a saber: que los gobiernos locales compiten para atraer industrias, las cuales responden a los diferenciales regulatorios entre jurisdicciones.

III. A. Regulación ambiental y la localización de las firmas

El primer interrogante abordado por los trabajos empíricos está estrechamente relacionado con la vieja disyuntiva entre crecimiento económico y calidad ambiental. A medida que los países desarrollados comenzaron a incrementar el control ambiental durante la década de 1970, se manifestaron voces críticas aduciendo que la mayor regulación reduciría la competitividad en comparación con países en desarrollo, los cuales prácticamente no controlaban los efectos negativos de los procesos productivos sobre el medio ambiente. El temor a una reubicación industrial masiva hacia aquellos lugares con controles ambientales más laxos fomentó fuertes rechazos a la introducción de regulaciones más estrictas.^{25,26} Una rama importante de la literatura empírica ha analizado cómo los

²⁵ A los lugares -sean estos países o regiones dentro de un país- con regulaciones ambientales más laxas se los denomina en la literatura como “pollution heavens”.

²⁶ En contraposición, otra corriente de pensamiento argumentó que al fomentar la innovación, la regulación ambiental puede beneficiar a la industria. Esta hipótesis, formulada originalmente por Michael Porter, sugiere que la innovación en tecnologías más limpias hace que los procesos productivos sean más eficientes, lo cual permite explotar una posición dominante en el mercado -en comparación, aquellas industrias localizadas en países con controles más laxos carecen de incentivos para innovar. En última instancia, esta corriente sostiene que las ganancias obtenidas por el uso de nuevas tecnologías pueden llegar a ser lo suficientemente altas como para compensar los costos directos atribuidos a la regulación.

diferenciales de regulaciones entre países han impactado sobre los flujos comerciales, es decir, en la participación de los productos intensivos en polución en el total de las exportaciones e importaciones. En general, estos trabajos no han encontrado que dichas regulaciones tengan un efecto significativo sobre el movimiento internacional de industrias o sobre la producción de dichos productos.²⁷

Sin embargo, cabe notar que el hecho de que las industrias no sean susceptibles a los diferenciales regulatorios entre países no implica que no lo sean dentro de un mismo país. Más aún, muchos de los argumentos usualmente esgrimidos para justificar la ausencia de evidencia de la migración industrial hacia países con regulaciones más laxas, como ser los altos costos de transporte o la dificultad para acceder a los insumos y los mercados, suelen tener menor relevancia cuando se analiza la competencia ambiental entre regiones de un mismo país. Es decir, los costos de mitigación que deben enfrentar las firmas adquieren más importancia cuando otros factores pierden relevancia. Esta lógica inspiró al gobierno federal de los Estados Unidos, a partir de 1970, a introducir regulaciones ambientales uniformes entre jurisdicciones con el fin de evitar una posible “guerra” por industrias y trabajos (Levinson 2000).

Por dicha razón y también debido a la disponibilidad de información es que ha surgido una extensa literatura en los últimos años focalizada en analizar el impacto de los diferenciales regulatorios entre estados de los Estados Unidos, especialmente en lo concerniente a las decisiones de localización de las industrias. Los primeros estudios, entre los que se puede citar a Bartik (1988) y McConnell y Schwab (1990), concluyen que las diferencias en la regulación am-

²⁷ Para un análisis completo del efecto de la regulación ambiental sobre la movilidad internacional de las industrias y los flujos comerciales consultar Jaffe et al. (1995), Ederington et al. (2005) y Levinson (2009).

biental entre los estados no tienen un impacto significativo sobre la elección del lugar donde instalar nuevas plantas industriales.²⁸ Sin embargo, estos trabajos se basan en datos de corte transversal sobre la localización de nuevas firmas y regulaciones ambientales, y por lo tanto los resultados pueden estar sesgados por factores no observables.²⁹

Reconociendo estas limitaciones, la literatura que precedió a estos trabajos hace uso de datos en panel para analizar si las industrias se desplazan geográficamente como consecuencia de las regulaciones ambientales. Por ejemplo, Henderson (1996) utiliza un experimento natural producto de la introducción, por parte del gobierno federal durante la década de 1970, de límites uniformes de contaminación máxima permitida en la atmósfera.³⁰ Dicha regulación requiere a los

²⁸ La mayor parte de los trabajos que estudian el impacto de las regulaciones sobre la localización de las fábricas contaminantes se focalizan en analizar las decisiones de instalación de nuevas plantas industriales. Esto se debe a que, a diferencia de fábricas preexistentes, las nuevas plantas no tienen costos hundidos que restrinjan su decisión sobre dónde localizarse, y en consecuencia se espera que éstas sean más sensibles a los diferenciales regulatorios entre jurisdicciones.

²⁹ Los factores no observables (relacionados con las industrias o con las jurisdicciones) pueden estar correlacionados con la inclinación de las autoridades locales a fijar regulaciones ambientales más severas o la propensión a producir bienes intensivos en polución. Por ejemplo, si una jurisdicción tiene una ventaja comparativa no observable en la producción de dichos bienes, generará mucha contaminación y, *ceteris paribus*, tendrá regulaciones ambientales más estrictas (Brunnermeier y Levinson 2004). La omisión de estos factores en un análisis con datos de corte transversal resultará en estimaciones inconsistentes del verdadero efecto de la regulación.

³⁰ Específicamente, cada año se determina si cada condado en los Estados Unidos supera o no los límites máximos de contaminación permitidos por la regulación en referencia a seis contaminantes. Esta determinación se realiza en base al monitoreo de la calidad del aire durante el año previo. (A estos límites se los conoce como National Ambient Air Quality Standards (NAAQS) e incluyen al monóxido de carbono, plomo, dióxido de nitrógeno, material particulado, dióxido de azufre y ozono).

condados con niveles de contaminación ambiental mayores a los permitidos, imponer regulaciones más estrictas sobre las fábricas que emitan contaminantes en su jurisdicción. Por otra parte, aquellas fábricas ubicadas en condados cuyos niveles de contaminación ambiental estén dentro del límite regulatorio enfrentan menos control. Utilizando datos correspondientes al período 1978-1987, Henderson (1996) muestra que a consecuencia de esta regulación, las industrias se relocalizaron hacia otras jurisdicciones con niveles más altos de calidad del aire y por lo tanto menor control regulatorio.³¹ El autor también demuestra que aquellos condados que evidenciaron una caída de la contaminación ambiental a niveles por debajo del límite federal (y por lo tanto redujeron el control) tuvieron un aumento del 7 al 9 por ciento en el número de fábricas que contaminan en forma intensiva. Basándose en un enfoque similar, Greenstone (2002) concluye que aquellos condados que excedieron el estándar federal (y por lo tanto aumentaron el control) tuvieron una caída mayor del valor de la producción industrial y perdieron más puestos de trabajo en comparación con aquellos condados con niveles de contaminación ambiental por debajo de los permitidos (los de menor control).

El mayor control ambiental también afecta dónde deciden localizarse las nuevas fábricas. Becker y Henderson (2000) encuentran que aquellos condados con niveles de polución que superaban los límites federales entre 1962 y 1999 tuvieron entre un 26 y un 46 por ciento menos de instalaciones de nuevas plantas industriales. Utilizando una medida diferente de regulación ambiental, Keller y Levinson (2002) muestran un efecto negativo de la regulación sobre la inversión extranje-

³¹ Henderson (1996) concluye que dicha dispersión geográfica de la contaminación no fue el objetivo buscado por la regulación, el cual no era desplazar las industrias de las áreas más contaminadas, sino más bien reducir la contaminación que éstas generaban.

ra directa en industrias intensivas en contaminación para el período de 1977 a 1994.

John List con varios colaboradores han realizado una serie de trabajos en los que analizan si los costos que impone una regulación ambiental más estricta afectan las decisiones de localización de las industrias. A tal fin, estiman modelos paramétricos y semi-paramétricos utilizando datos de panel sobre la actividad industrial en los condados del estado de Nueva York para un período de 10 años. Los autores encuentran que un aumento en la regulación ambiental disminuye tanto las decisiones de localización de nuevas industrias (List, Millimet, Fredriksson y McHone 2003) como el asentamiento de plantas que se relocalizan (List, McHone y Millimet 2003). Es interesante notar el destino de las plantas que deciden relocalizarse para evitar una mayor regulación. Los autores presentan evidencia de que éstas deciden instalarse en condados contiguos a las áreas metropolitanas altamente contaminadas, con el fin de evitar la mayor regulación pero mantener el acceso a sus mercados. Finalmente, demuestran que las firmas de capitales nacionales suelen ser más sensibles a las regulaciones ambientales al momento de decidir dónde instalarse en comparación con las firmas multinacionales (List y Co 2000; List, McHone y Millimet 2004).

III. B. Evidencia de comportamiento estratégico.

Como se mencionó anteriormente, la idea de que las jurisdicciones compiten para atraer industrias implica que su comportamiento regulatorio es interdependiente. La atención que este supuesto fundamental ha recibido en los trabajos empíricos es relativamente menor, ya que la mayor parte del esfuerzo, como se ha descrito, se ha canalizado en investigar si las decisiones de inversión de las firmas son sensibles a las diferencias interjurisdiccionales con respecto a la

rigurosidad de la regulación ambiental.³² Si bien estos estudios pueden brindar información en cuanto a la eficacia *potencial* de la regulación ambiental como instrumento para competir no dan respuesta a la pregunta fundamental de si los gobiernos locales basan sus decisiones regulatorias en las decisiones de sus vecinos.

En sus inicios la literatura empírica abordó el problema de la competencia interjurisdiccional de forma indirecta, utilizando como experimento natural el proceso de devolución del control ambiental durante el gobierno de Ronald Reagan (List y Gerking 2000; Millimet 2003; Millimet y List 2003). Estos trabajos argumentaban que si la competencia interjurisdiccional resulta en una caída generalizada del control ambiental, entonces debería observarse una degradación del medio ambiente durante el período posterior a la descentralización. Sin embargo, no encontraron un deterioro de la calidad del aire en relación al período pre-devolución. Más aún, uno de estos trabajos (Millimet 2003) concluye que las emisiones de óxidos de nitrógeno cayeron inmediatamente después de la descentralización. Estos resultados parecen indicar que la descentralización no generó competencia. En todo caso, si ésta existió, tuvo como resultado mejorar la calidad del medio ambiente, no degradarlo.

En referencia al mismo tema, Levinson (2003) señala que simultáneamente a la descentralización del control ambiental se introdujeron muchos cambios en materia de política ambiental y que, por lo tanto, dichos trabajos pueden haber confundido el efecto de la devolución con el de otras políti-

³² Una posible explicación es que ante la falta de reacción por parte de las firmas ante dichos diferenciales regulatorios, los temores a que la competencia interjurisdiccional resulte en controles ambientales más laxos serían infundados. En otras palabras, una condición necesaria para que las jurisdicciones puedan competir es que las industrias sean susceptibles a dichos diferenciales.

cas contemporáneas. Especialmente, remarca que se fijaron (por parte de la autoridad federal) criterios más estrictos para las emisiones de los automóviles.

Ante este contexto, la literatura empírica se focalizó en verificar de una forma más directa la presencia de competencia interjurisdiccional usando, en la medida de lo posible, datos en panel. Previo reseñar los resultados de esta nueva literatura es conveniente detenerse un momento para analizar qué implica, en términos econométricos, testear un modelo de competencia interjurisdiccional. En líneas generales, hacer esto implica estimar una variante del siguiente modelo:

$$E_{it} = \sum_j w_{ijt} \cdot E_{jt} + \beta \cdot X_{it} + s_i + r_t + \mu_{it} \quad (3)$$

Donde E_{it} es una medida de la rigurosidad del control ambiental en la jurisdicción i en el periodo t , w_{ijt} (donde $j \neq i$) es un ponderador de la importancia de las jurisdicciones vecinas, E_{jt} es la rigurosidad del control ambiental en la jurisdicción j en el periodo t , X_{it} es un vector de características de la jurisdicción, s_i y r_t son efectos fijos por jurisdicción y período, respectivamente. Finalmente, μ_{it} es un error estocástico no correlacionado en el tiempo (aunque potencialmente correlacionado entre jurisdicciones).

La principal variable de interés es la interacción estratégica, o como se lo denomina en la literatura, el “rezago espacial”, $\sum_j w_{ijt} \cdot E_{jt}$. Este término no es más que la suma ponderada del control ambiental en las restantes jurisdicciones. La matriz de ponderadores, w_{ijt} , determina quiénes son los “competidores” y usualmente se la define de dos modos alternativos: la cercanía geográfica y la cercanía económica (entendida esta última como la similitud en la estructura económica y productiva entre

jurisdicciones).³³ Detectar la presencia de un comportamiento estratégico entre jurisdicciones equivale a testear la significatividad de δ . Un coeficiente distinto de cero implica que la política ambiental en una jurisdicción depende del control ambiental en otras jurisdicciones.³⁴

Si bien existe una literatura abundante que documenta el comportamiento estratégico entre gobiernos locales³⁵, sólo un número reducido de estudios testean la interacción estratégica en el contexto de una política ambiental descentralizada.³⁶ Analizando la política ambiental de los Estados Unidos, Fredriksson y Millimet (2002) estiman versiones de la ecuación (3) con diferentes matrices de ponderadores, respuestas asimétricas para aumentar o reducir la rigurosidad del control ambiental y variables instrumentales para

³³ El esquema de ponderadores más simple que se puede construir es aquel que asigna un peso igual a cero a las jurisdicciones que no compartan un borde limitrofe, mientras que pondera de igual manera a las jurisdicciones lindantes. En este caso, $\sum_j w_{ijt} E_{jt}$ es simplemente el promedio del control ambiental en las jurisdicciones vecinas. Cuando se utilizan ponderadores basados únicamente en la ubicación geográfica, dichos ponderadores se mantienen fijos en el tiempo. En cambio, aquellos ponderadores que tienen en cuenta factores poblacionales o la similitud de las estructuras económicas pueden presentar variaciones temporales. A modo de ver cuán robustos son los resultados todos los trabajos empíricos, en general, utilizan varias definiciones de la matriz de ponderadores.

³⁴ El hecho que $\delta < 0$ también implica la presencia de comportamiento estratégico. Sin embargo, este caso indica que las jurisdicciones reaccionarían *sistemáticamente* en forma opuesta a las determinaciones de sus competidores; un comportamiento difícil de racionalizar.

³⁵ Esta literatura cubre entre otros temas: gasto público, control del crecimiento de las ciudades, fijación de tasas impositivas y gastos en servicios sociales.

³⁶ A nivel internacional Eliste y Fredriksson (2004) encuentran evidencia de interacción estratégica entre países en la determinación de la política agro-ambiental. Los autores muestran que la interdependencia de políticas es función de la distancia geográfica y el grado de apertura comercial entre socios comerciales.

controlar por la simultaneidad de la determinación de las políticas entre jurisdicciones. Los autores encuentran que existe una relación positiva entre los costos que incurren las firmas en mitigación ambiental (el cual utilizan como medida de la regulación ambiental) para jurisdicciones competidoras.³⁷ En particular, muestran que los estados responden al cambio regulatorio de sus vecinos cercanos dentro de un período de dos años, pero tardan hasta cinco años en reaccionar a los cambios en las regulaciones ambientales en estados más distantes. Sin embargo, no encuentran evidencia que dicha competencia sea en desmedro del medio ambiente. Por el contrario, Fredriksson y Millimet (2002) reportan un patrón asimétrico en las funciones de reacción: los estados responden a cambios en los costos del control ambiental en los estados competidores que inicialmente tenían costos más altos, pero no ante estados que tenían políticas ambientales más laxas.³⁸ Dado que la tendencia en los Estados Unidos indica un aumento en la calidad ambiental, los autores concluyen que los estados son “empujados” hacia un control ambiental más estricto ante los cambios regulatorios de los vecinos.³⁹

Levinson (2003) estima un modelo de competencia estratégica complementándolo con el experimento natural

³⁷ Específicamente, utilizan el gasto en mitigación por dólar de producto industrial, como así también un índice que captura el grado de severidad del control ambiental en cada estado. Los resultados son, en general, robustos según cómo se defina la competencia.

³⁸ En términos de la magnitud del efecto, un incremento del 10 por ciento en el costo relativo de mitigación en los vecinos contiguos -ponderado por el ingreso- produce un aumento en el costo de mitigación en el propio estado de más de un 19 por ciento.

³⁹ Los autores concluyen que esta evidencia es a favor de la teoría de “yardstick competition”, bajo la cual el desempeño de los gobiernos locales es evaluado por sus ciudadanos en función de los resultados en las jurisdicciones vecinas.

producto de la descentralización durante el gobierno de Reagan. Específicamente testea si el valor de δ aumenta (en valor absoluto) con posterioridad a la descentralización. Basándose en datos sobre los costos de mitigación que reportan las firmas como medida del grado de protección ambiental, no encuentra evidencia de que la competencia haya aumentado como consecuencia de la descentralización. Pero sí de que existe competencia entre jurisdicciones en cuanto a la fijación de impuestos para el depósito de residuos tóxicos. En este caso la competencia parece indicar que las jurisdicciones compiten aumentando las tasas impositivas de modo de desalentar el envío de residuos desde otras jurisdicciones.

Por su parte, Konisky (2007) critica el uso del gasto en mitigación de contaminación por parte de las fábricas como medida de la rigurosidad del control ambiental (E_{ij}), ya que dichos gastos reflejarían no sólo la severidad de los permisos ambientales o la rigurosidad con la cual los reguladores implementan el control, sino también otros factores ajenos al regulador. En consecuencia, la forma apropiada de testear estas teorías es analizando directamente el comportamiento del regulador. Utilizando datos de inspecciones y sanciones para un período de más de 15 años, Konisky (2007) encuentra evidencia de la interacción estratégica en el control regulatorio para diferentes estatutos ambientales (aire, agua y residuos tóxicos).

Sin embargo, la competencia interjurisdiccional puede ser mucho más compleja que la planteada hasta aquí. Como sugieren Fredriksson, List y Millimet (2004) los gobiernos locales tienen a su disposición un conjunto de instrumentos para atraer a las industrias a sus jurisdicciones. En general, los incentivos ofrecidos suelen involucrar un mix de exenciones impositivas, compromisos de gastos en infraestructura y estándares ambientales más permisivos. Si la competencia entre jurisdicción se da no sólo en cada dimensión en

forma separada, sino entre ellas, los autores argumentan que el enfoque unidimensional que predomina en la literatura subestimaría el verdadero nivel de competencia. Analizando datos respecto a la determinación conjunta de estos tres instrumentos de política, los autores demuestran que existe una gran interdependencia entre los instrumentos. En particular, reportan que los gobiernos locales responden al aumento en el gasto público en otras jurisdicciones reduciendo los requisitos ambientales.

En resumen, la extensa literatura empírica demuestra la importancia de los diferenciales regulatorios entre las jurisdicciones de un país respecto a la localización de la actividad industrial –ya sean nuevas firmas o fábricas que deciden relocalizarse. Sin embargo, existe menos consenso sobre si los gobiernos locales sistemáticamente compiten para atraer firmas a su jurisdicción. Sólo cuando se analiza el comportamiento del regulador en forma directa o se tiene en cuenta en análisis multidimensional se evidencia la competencia interjurisdiccional.

IV. Discusión

En todo Estado, la división de las responsabilidades entre los distintos niveles de gobierno tiene un rol central en la implementación de políticas ambientales. Como se ha descrito en este capítulo, la teoría del federalismo ambiental brinda el marco teórico para comprender en profundidad esta temática. En particular, el Teorema de la Descentralización demuestra que bajo determinadas condiciones, una mayor descentralización aumentará el bienestar social ya que permite que las políticas varíen de acuerdo a los costos y a los beneficios locales. Sin embargo, esta delegación de atribuciones puede ser muy costosa si el gobierno federal puede aprovechar economías de escala en la implementación de las regulaciones o, si existen efectos de derrame producto de la

polución que cruza los límites jurisdiccionales, ya que los reguladores locales no controlarán las emisiones y los vertidos de las industrias que afecten a los residentes de otras jurisdicciones. La descentralización tampoco será eficiente si las jurisdicciones deciden competir para atraer industrias a costa de un deterioro de la calidad ambiental.

Durante la última década muchos trabajos empíricos han analizado los problemas usualmente asociados con un sistema de protección ambiental descentralizado, como por ejemplo, si existe mayor contaminación cerca de los bordes jurisdiccionales o, si los reguladores locales compiten para atraer industrias mediante la reducción de los requisitos ambientales. En líneas generales, los trabajos reseñados en este capítulo presentan una visión poco optimista con respecto a la descentralización. En primer lugar, el hecho de que los bordes entre jurisdicciones sean importantes para determinar tanto los niveles de contaminación como la distribución del esfuerzo regulatorio, indicaría que los reguladores locales tratan de exportar la contaminación a otras jurisdicciones. En otras palabras, la protección del medio ambiente es un bien público local que genera *spillovers* (los beneficios de la producción en términos del empleo y de la recaudación tributaria permanecen en la jurisdicción, mientras que parte de los costos que genera la contaminación deben ser soportados por los residentes de otras jurisdicciones). En segundo lugar, los resultados demuestran que las industrias intensivas en contaminación, al decidir su localización tienen en cuenta los diferenciales regulatorios entre regiones de modo de aprovechar aquellos lugares con menores costos de mitigación (esta movilidad suele ser más común entre regiones de un mismo país que entre países). Si los reguladores locales aprovechan o no dicha movilidad para atraer a determinadas industrias, es todavía un tema controversial dentro de la literatura; aunque los trabajos más recientes de competencia

interjurisdiccional que analizan directamente el comportamiento del regulador, sugieren que dicha competencia realmente existe.

Sin embargo, si bien los resultados de esta extensa literatura indican la ausencia de las condiciones necesarias para que la descentralización de las políticas de protección del medio ambiente genere una ganancia en términos de eficiencia, se debe tener presente que el Teorema de la Descentralización enumera las condiciones bajo las cuales la delegación de responsabilidades redundará en un mayor bienestar social, pero no brinda una respuesta para cuando sus hipótesis no se cumplen. Cuando ese es el caso, se está ante un mundo del “segundo mejor” y deben hacerse las cuentas de beneficios y costos que implican cambios de situación.⁴⁰ Esto es, cuando las externalidades producto de la descentralización son “suficientemente grandes”, los problemas que surjan tanto del *free-riding* como de la competencia interjurisdiccional, deberán ser sopesados con las ventajas de una política ambiental más descentralizada; la cual suele ser más flexible. Pero esta comparación es extremadamente difícil de abordar desde un punto de vista empírico, básicamente porque nunca se observan los dos sistemas funcionando en forma conjunta. Como lo señala el mismo Oates (2001), aún cuando las comunidades locales exporten contaminación, no está claro que las pérdidas de bienestar social sean mayores que las pérdidas de bienestar que genera una regulación nacional uniforme. Por ejemplo, si la re-

⁴⁰ Se debe notar que el hecho de que exista una externalidad (aún cuando ésta sea relativamente grande en términos físicos) no implica necesariamente que genere daños cuantiosos. En general, se debe analizar el costo marginal de la mayor contaminación, el cual depende de cuánta gente se vea afectada. Por ejemplo, una mayor descentralización puede redistribuir la polución hacia los límites de las jurisdicciones, pero si en estas áreas la densidad poblacional es menor no necesariamente aumentará el costo social (Kahn 2004).

gulación centralizada es ineficientemente restrictiva, la descentralización puede tener un beneficio social neto al reducir el excesivo control sobre la actividad que genera la contaminación.⁴¹

Por otra parte, cabe destacar que parte del ámbito académico sugiere que la descentralización no aumentará necesariamente la incidencia de la contaminación en los límites entre jurisdicciones. Basándose en el “Teorema de Coase” (Coase, 1960), argumentan que si los costos de transacción fuesen suficientemente bajos, los gobiernos locales deberían poder negociar reducciones en la contaminación interjurisdiccional hasta alcanzar el nivel óptimo. En consecuencia, la respuesta al comportamiento estratégico de los reguladores locales, sería una mayor descentralización acompañada por una reducción de los costos de transacción. Sin embargo, existen todas las razones para creer que los límites entre las jurisdicciones crean altos costos de transacción (dichos límites agravan los problemas de información ya que la información de cada jurisdicción es esencialmente “privada”, la cual es fundamental para asignar responsabilidades sobre la emisión de contaminantes).

Ahora bien, en la mayoría de los países con un sistema de gobierno federal la determinación de las políticas ambientales es una responsabilidad compartida entre los gobiernos centrales y locales. Bajo este sistema mixto de regulación, el gobierno central suele fijar los límites máximos de contaminación permitidos (de aplicación uniforme en todo el territo-

⁴¹ Ante este contexto, Oates (2001) plantea que la respuesta óptima a las consecuencias del comportamiento *free-rider*, es una mayor descentralización combinada con intervenciones específicas para solucionar los efectos de derrame. En este sentido, el autor propone un sistema de impuestos y subsidios que se aplicarían sobre las regulaciones locales, de modo que se internalicen los costos que sus decisiones generan en otras jurisdicciones. No obstante, parece difícil que tal sistema pueda aplicarse en la práctica.

rio), mientras que varias de las atribuciones concernientes a la implementación y al control de las regulaciones suelen delegarse a los gobiernos locales. Sin embargo, esta situación es relativamente reciente. Tanto en los Estados Unidos como en la Unión Europea, la regulación ambiental históricamente se realizó de forma totalmente descentralizada. Recién a partir de la década de 1960, con el advenimiento del movimiento ambientalista, se observó un progresivo aumento de la participación de los gobiernos centrales en la determinación de las políticas ambientales.⁴² Esto se debió, principalmente, a que los activistas ambientales consideraban que la excesiva degradación era consecuencia de la competencia entre jurisdicciones y, al mismo tiempo, confiaban en que el poder central sería más efectivo para controlar la calidad ambiental.⁴³

En la República Argentina, las atribuciones en materia de regulación ambiental han sido siempre compartidas entre el gobierno central y los gobiernos locales. Si bien en un principio la potestad sobre dicha regulación y el poder de policía le correspondían a las provincias (sugiriendo un sistema altamente descentralizado), en la práctica el sistema funciona-

⁴² Pfander (1996) y Vogel, Toffel, Post y Aragon (2010) presentan una serie de estudios comparativos entre los Estados Unidos y la Unión Europea en referencia a las regulaciones ambientales entre distintas industrias y tipos de contaminantes.

⁴³ Como lo detallan Vogel et al. (2010), este proceso se dio con mayor rapidez en los Estados Unidos que en la Unión Europea. Para principios de la década de 1970 el gobierno federal de los Estados Unidos había implementado regulaciones en casi todas las formas de contaminación del aire y del agua. Hacia finales de esa década la regulación federal ya cubría la protección de especies en extinción, la calidad del agua potable, el uso de pesticidas en la agricultura, la disposición final de residuos tóxicos, la minería a cielo abierto y el manejo de recursos forestales. Por su parte, en la Unión Europea las primeras regulaciones fueron adoptadas en 1973, pero recién a partir del Acta Única Europea de 1987 se aceleraron las regulaciones en materia ambiental.

ba centralizadamente. Es decir, el gobierno Nacional legisla sobre los distritos federales y, dado que las provincias finalmente optaban por adherir a la regulación nacional, éste lograba unificar las prácticas y las políticas en todo el territorio. Luego de la reforma de la Constitución Nacional en 1994, la concurrencia regulatoria se ha tornado más explícita. Actualmente, el gobierno Nacional legisla para todo el territorio estableciendo una protección ambiental mínima común, aunque dependiendo de las necesidades e intereses locales, cada provincia puede establecer controles ambientales más estrictos.

A pesar de la mayor centralización, los gobiernos locales continúan teniendo un rol muy importante en cuanto a la determinación de las políticas ambientales; especialmente en referencia a la innovación regulatoria y a la determinación de la agenda política. Más aún, muchos de los gobiernos locales poseen regulaciones más estrictas que las del gobierno central y, en muchas áreas concernientes a la protección ambiental, como el control regulatorio, los gobiernos locales mantienen la responsabilidad primaria. Sin embargo, en la práctica esta división de responsabilidades varía significativamente dependiendo del tipo de contaminante, el medio en el cual se emitan o viertan los contaminantes y la industria sujeta a la regulación.

En lo concerniente al diseño de las políticas ambientales, los trabajos empíricos permiten extraer algunas enseñanzas. En primer lugar, cuando la política ambiental local genera *spillovers* muy importantes sobre otras jurisdicciones, existe justificación para la determinación de las políticas centralizadas con aplicación uniforme en todo el territorio. No obstante, se debe permitir que los estados locales que deseen una mayor protección del medio ambiente puedan fijar límites de contaminación más restrictivos que los nacionales. De este modo, se pone un límite a una potencial competencia

destruccionista entre jurisdicciones, pero al mismo tiempo se deja margen para la innovacion regulatoria por parte de los gobiernos locales y para que éstos usen la mayor informacion que tienen sobre personas y empresas localizadas en su territorio.

En segundo lugar, cuando la autoridad de fijar los límites de la contaminación permitidos recae sobre la autoridad central, hay que tener en cuenta que éstos generalmente no eliminan los incentivos para que los gobiernos locales se comporten estratégicamente. Esto se debe a que los gobiernos locales tienen discrecionalidad para implementar y controlar que dichas políticas se cumplan en su jurisdicción, lo cual les brinda suficiente libertad para continuar exportando contaminación. En este contexto, el estado federal debería mantener cierto control regulatorio pudiendo inspeccionar y sancionar a las firmas, especialmente a las localizadas cerca de los bordes de las jurisdicciones, de modo de desalentar la exportación de contaminación.⁴⁴

Por último, cualquiera sea el grado de la descentralización, el gobierno federal debe tener un rol central en cuanto a la generación y divulgación de la información. Al respecto, no sólo debe promover que las jurisdicciones locales compartan la información (de modo de reducir los costos de transacción que permitan negociar reducciones de la contaminación), sino que también debe financiar la investigación y la divulgación de los conocimientos relacionados con los daños que producen la contaminación y la efectividad de los distintos instrumentos de política. Este tipo de información es un bien público que tiende a ser provisto ineficientemente en un contexto descentralizado.

⁴⁴ Por ejemplo, en los Estados Unidos, si bien el control regulatorio está descentralizado, la Agencia de Protección Ambiental federal tiene atribuciones para inspeccionar y sancionar a las firmas que contaminen.

Referencias bibliográficas

- Arora S. and T. N. Cason (1999), Do Community Characteristics Influence Environmental Outcomes? Evidence from the Toxic Release Inventory, *Southern Economic Journal* **65**: 691-716.
- Bartik T. J. (1988), The Effect of Environmental Regulations on Business Location in the United States, *Growth and Change*, **19**: 22-44.
- Becker R. and J. V. Henderson (2000), Effect of Air Quality Regulations on Polluting Industries, *Journal of Political Economy* **108**: 379-421.
- Break G. F. (1967), *Intergovernmental Fiscal Relations in the United States*, Washington DC, Brookings Institution.
- Brunnermeier S. and A. Levinson (2004), Examining the Evidence on Environmental Regulations and Industry Location, *Journal of Environment and Development* **13**: 6-41.
- Coase R. H. (1960), The Problem of Social Cost, *Journal of Law and Economics* **3**: 1-4.
- Cumberland J. H. (1981), Efficiency and Equity in Interregional Environmental Management, *Review of Regional Studies* **2**: 1-9.
- Dinan T. M., M. L. Cropper and P. R. Portney (1999), Environmental Federalism: Welfare Losses from Uniform National Drinking Water Standards, in A. Panagariya, P. R. Portney and R. M. Schwab, eds., *Environmental and Public Economics: Essay in Honor of Wallace E. Oates*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Ederington J., A. Levinson and J. Minier (2005), Footloose and Pollution-Free, *Review of Economics and Statistics* **87**: 92-99.

- Eliste P. and P. G. Fredriksson (2004), Does Trade Liberalization Cause a Race-to-the-Bottom in Environmental Policies? A Spatial Econometric Analysis, in L. Anselin and R. Florax, eds., *New Advances in Spatial Econometrics*, Springer-Verlag, Berlin.
- Fredriksson P. G. and D. L. Millimet (2002), Strategic Interaction and the Determinants of Environmental Policy across U.S. States, *Journal of Urban Economics* **51**: 101-122.
- Fredriksson P. G., J. A. List and D. L. Millimet (2004), Chasing the Smokestack: Strategic Policymaking with Multiple Instruments, *Regional Science and Urban Economics* **34**: 387– 410.
- Greenstone M. (2002), The Impact of Environmental Regulations on Industrial Activity: Evidence from the 1970-1977 Clean Air Act Amendments and the Census of Manufacturers, *Journal of Political Economy* **110**: 1175-1219.
- Gray W. B. and R. J. Shadbegian (2004), Optimal Pollution Abatement – Whose Benefits Matter, and How Much?, *Journal of Environmental Economics and Management* **47**: 510-534.
- Gray W. B. and R. J. Shadbegian (2007), Environmental Performance of Polluting Plants: A Spatial Analysis, *Journal of Regional Science* **47**: 63-84.
- Helland E. and A. B. Whitford (2003), Pollution Incidence and Political Jurisdiction: Evidence from the TRI, *Journal of Environmental Economics and Management* **46**: 403-424.
- Henderson J. V. (1996), Effect of Air Quality Regulation, *American Economic Review* **86**: 789-813.
- Jaffe A., S. Peterson, P. Portney, and R. Stavins (1995), Environmental Regulation and the Competitiveness of US

- Manufacturing: What Does the Evidence Tell Us? *Journal of Economic Literature* **33**: 132–163.
- Kahn M. E. (2004), Domestic Pollution Havens: Evidence from Cancer Deaths in Border Counties, *Journal of Urban Economics* **56**: 51-69.
- Keller W. and A. Levinson (2002), Pollution Abatement Costs and Foreign Direct Investment Inflows to U.S. States, *Review of Economics and Statistics* **84**: 691-703.
- Konisky D. M. (2007), Regulatory Competition and Environmental Enforcement: Is There a Race to the Bottom? *American Journal of Political Science* **51**: 853-872.
- Konisky D. M. and N. D. Woods (2009), Exporting Air Pollution? Regulatory Enforcement and Environmental Free Riding in the United States, *Political Research Quarterly* **10**: 1-13.
- Levinson A. (1996), Environmental Regulations and Manufacturers' Location Choice: Evidence from the Census of Manufacturers, *Journal of Public Economics* **62**: 5-29.
- Levinson A. (1997), A Note on Environmental Federalism: Interpreting Some Contradictory Results, *Journal of Environmental Economics and Management* **33**: 359-366.
- Levinson A. (1999), NIMBY Taxes Matter: The Case of State Hazardous Waste Disposal Taxes, *Journal of Public Economics* **74**: 31-51.
- Levinson A. (2000), The Missing Pollution Haven Effect: Examining Some Common Explanations, *Environmental and Resource Economics* **15**: 343-364.
- Levinson A. (2003), Environmental Regulatory Competition: A Status Report and Some New Evidence, *National Tax Journal* **56**: 91-106.

- Levinson A. (2009), Technology, International Trade, and Pollution from US Manufacturing, *American Economic Review* **99**: 2177-2192.
- Lipscomb M. and A. M. Mobarak (2007), Decentralization and Water Quality: Evidence from the Re-Drawing of County Boundaries in Brazil, unpublished manuscript, Yale University.
- List J. A. and C. Y. Co (2000), The Effect of Environmental Regulations on Foreign Direct Investment, *Journal of Environmental Economics and Management* **40**: 1-20.
- List J. A. and S. Gerking (2000), Regulatory Federalism and Environmental Protection in the United States, *Journal of Regional Science* **40**: 453-471.
- List J. A., W. W. McHone and D. L. Millimet (2003), Effects of Air Quality Regulation on the Destination Choice of Relocating Plants, *Oxford Economic Papers* **55**: 657-678.
- List J. A., W. W. McHone and D. L. Millimet (2004), Effects of Environmental Regulation on Foreign and Domestic Plant Births: Is There a Home Field Advantage?, *Journal of Urban Economics* **56**: 303-326.
- List J. A., D. L. Millimet, P.G. Fredriksson and W. W. McHone (2003), Effects of Environmental Regulations on Manufacturing Plant Births: Evidence from Propensity Score Matching Estimator, *Review of Economics and Statistics* **85**: 944-952.
- Magat W., A. Krupnick and W. Harrington (1986), *Rules in the Making: A Statistical Analysis of Regulatory Agency Behavior*, Washington DC, Resources for the Future.
- Marchi S. and J. T. Hamilton (2006), Assessing the Accuracy of Self-Reported Data: an Evaluation of the Toxics Release Inventory, *Journal of Risk and Uncertainty* **32**: 57-76.

- Markusen J. R., E. R. Morey and N. Olewiler (1993), Environmental Policy When Market Structure and Plant Locations are Endogenous, *Journal of Environmental Economics and Management* **24**: 69-86.
- Markusen J. R., E. R. Morey and N. Olewiler (1995), Non-cooperative Equilibria in Regional Environmental Policies When Plant Locations are Endogenous, *Journal of Public Economics* **56**: 55-77.
- McConnell V. D. and R. M. Schwab (1990), The Impact of Environmental Regulation on Industry Location Decisions: The Motor Vehicle Industry, *Land Economics* **66**: 67-81.
- Millimet D. L. (2003), Assessing the Empirical Impact of Environmental Federalism, *Journal of Regional Science* **43**: 711-733.
- Millimet D. L. and J. A. List (2003), A Natural Experiment on the "Race to the Bottom" Hypothesis: Testing for Stochastic Dominance in Temporal Pollution Trends, *Oxford Bulletin of Economics & Statistics* **65**: 395-420.
- Oates, W. E. (1972), *Fiscal Federalism*, New York, Harcourt, Brace, Jovanovich.
- Oates W. E. and R. M. Schwab (1988), Economic Competition Among Jurisdictions: Efficiency Enhancing or Distortion Inducing? *Journal of Public Economics* **35**: 333-354.
- Oates W. E. and R. M. Schwab (1996), The Theory of Regulatory Federalism: The Case of Environmental Management" in Oates, eds., *The Economics of Environmental Regulation*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Oates W. E. (1997), On the Welfare Gains from Fiscal Federalism, *Journal of Public Finance and Public Choice* **2**: 83-92.

- Oates W. E. (1999), An Essay on Fiscal Federalism, *Journal of Economic Literature* **37**: 1120-1149.
- Oates W. E. (2001), A Reconsideration of Environmental Federalism, Discussion Paper 01-54, Resources for the Future.
- Oates W. E. and P. R. Portney (2003), The Political Economy of Environmental Policy, in K-G, Maller and J. R. Vincent, eds., *Handbook of Environmental Economics: Volume 1*.
- Pfander J. E. (1996), Environmental Federalism in Europe and the United States: A Comparative Assessment of Regulation through the Agency of Member States, in J. B. Braden, H. Folmer and T. S. Ulen, eds., *Environmental Policy with Political and Economic Integration*, Cheltenham, Edward Elgar.
- Rabassa M. J. (2008), On the Allocation of Environmental Enforcement Efforts, unpublished doctoral dissertation, University of Illinois.
- Samuelson P. A. (1954), The Pure Theory of Public Expenditure, *Review of Economics and Statistics* **36**: 387-389.
- Sigman H. (2002), International Spillovers and Water Quality in Rivers: Do Countries Free Ride? *American Economic Review* **92**: 1152-1159.
- Sigman H. (2005), Transboundary Spillovers and the Decentralization of Environmental Policies, *Journal of Environmental Economics and Management* **50**: 82-101.
- Vogel D., Toffel, M., Post, D. and Uledere Aragon, N. Z. (2010), Environmental Federalism in the European Union and United States, *Working Paper* 10-085, Harvard Business School.

- Wellisch D. (2000), *Theory of Public Finance in a Federal State*, Cambridge, Cambridge University Press.
- Wilson J. D. (1996), Capital Mobility and Environmental Standards: Is There a Theoretical Basis for a Race to the Bottom? in J. Bhagwati and R. Hudec, eds., *Harmonization and Fair Trade: Volume 1*, Cambridge, MA, MIT Press.
- World Bank (2004), *World Development Report: Making Services Work for Poor People*, Washington DC, World Bank Group.

Comercio Internacional y Ambiente

Martina Chidiak

*Universidad de Buenos Aires - Centro de IDEAS,
Universidad Nacional de San Martín*

Carlos Galperín*

Centro de Economía Internacional

I. Introducción

La rama de la literatura sobre “comercio y ambiente” constituye un área muy dinámica de la economía ambiental. Surgió a principios de los años 70 pero ganó mayor importancia en las últimas dos décadas, en paralelo a los debates en torno a la globalización tal como reflejan los *surveys* más completos disponibles (Copeland y Taylor, 2003; Pearson, 2000; Nordström y Vaughan, 1999; Dean, 1992). Esencialmente se trata de analizar situaciones donde pueden surgir conflictos entre decisiones y objetivos de política (de protección) ambiental y los relacionados con la política comercial. Buena parte de los trabajos en esta área se ocupan de estudiar ya sea los efectos ambientales resultantes a partir de cambios en las políticas comerciales (por ej., la apertura al

* Los autores agradecen especialmente la asistencia de Cecilia Filipello para la elaboración de la metodología y las estimaciones realizadas en la sección IV.C.i. Las opiniones expresadas en este artículo no comprometen a las instituciones en las cuales se desempeñan los autores.

comercio o una asociación comercial) o bien los impactos comerciales asociados a cambios en las políticas ambientales (Pearson, 2000).¹

Esta temática parece muy relevante para ser incorporada en este volumen por varios motivos que vale la pena explicitar, ya que reflejan el foco y los criterios empleados para seleccionar los trabajos considerados en esta revisión. Primeramente, tiene interés difundir los aportes de la literatura económica en esta área de creciente relevancia práctica en las negociaciones comerciales internacionales. Esta relevancia cada vez mayor se debe, fundamentalmente, a la evidencia creciente del establecimiento de medidas comerciales (y en especial, barreras al comercio) basadas en presuntas o reales preocupaciones ambientales. Esta tendencia parece tener consecuencias comerciales para un país como la Argentina en vista de su especialización comercial, como veremos a continuación, fuertemente sesgada hacia bienes primarios, productos intensivos en recursos naturales o bienes de alto impacto ambiental potencial (por sus emisiones potenciales por unidad de producto). Un segundo motivo es

¹ La literatura sobre “comercio y ambiente” a veces también se refiere a las preocupaciones asociadas a los impactos ambientales de los flujos de inversión internacionales reconociendo el gran crecimiento que han mostrado desde los años 60 y que pueden profundizar o revertir los impactos esperados de la apertura al comercio internacional (Grossman y Krueger, 1991; Rauscher, 1993 y 1997; Nordström y Vaughan, 1999; Pearson, 2000). Además, existe preocupación sobre los efectos que pueda tener en la práctica la competencia por captar la inversión extranjera sobre las decisiones de política ambiental, la cual podría además quedar rezagada o limitada por las reglas establecidas en los acuerdos de protección de inversiones (Nordström y Vaughan, 1999; Gallagher y Zarsky, 2003; Peterson, 2003). De todos modos, a efectos de mantener el foco, aquí nos concentraremos fundamentalmente en las cuestiones comerciales y solo mencionaremos algunas referencias clave cuando la consideración de los flujos de inversión constituya la continuación natural de una línea de análisis aquí explorada.

el surgimiento a lo largo de los últimos veinte años de una incipiente literatura local que da cuenta de las preocupaciones e incidencia de la temática de comercio y ambiente en el caso argentino. En tercer lugar, existe un interesante contrapunto entre las predicciones de la literatura teórica y la literatura empírica de esta área de gran dinamismo y producción académica, así como un rol creciente de los temas sobre comercio y ambiente en las negociaciones comerciales internacionales, todo lo cual sugiere que esta línea de análisis seguirá manteniendo vigencia y posiblemente muestre creciente interés.

Un rasgo notorio de esta literatura es que sus líneas de análisis reflejan un contacto o “diálogo” permanente entre el análisis económico, la realidad del comercio internacional y las necesidades de los decisores y actores involucrados en las políticas públicas y las negociaciones internacionales. Por ello, posee la rara virtud de estar relativamente exenta de críticas dirigidas a las ramas de análisis creadas únicamente con la visión de la “torre de marfil” de la academia.

Sus comienzos fueron marcados por una serie de trabajos teóricos y empíricos realizados a partir de los años 70 luego del cierre de una primera ronda de liberalización comercial en el marco del GATT, de la primera conferencia mundial sobre medio ambiente y desarrollo organizada por las Naciones Unidas en Estocolmo en 1972 y del surgimiento de instituciones específicas y el establecimiento de regulaciones ambientales más amplias y exigentes en los países industrializados. Pero el auge de esta literatura ocurre varios años después, en la década de los 90, con el avance de la globalización y el surgimiento y proliferación de los acuerdos comerciales regionales (y en especial con la entrada en vigencia del tratado de libre comercio de América del Norte—referido habitualmente por su sigla en inglés, NAFTA—). Aquí surgen claramente diversas preocupaciones de los so-

cios comerciales en torno a los efectos competitivos de sus diferencias en materia de política ambiental y de los efectos ambientales (y su distribución entre los países socios) resultantes de un mayor comercio intrazona.

Adicionalmente, esta literatura resulta muy heterogénea en lo que respecta a su origen. Esto se refleja en las referencias bibliográficas aquí citadas, las cuales incluyen publicaciones que han incursionado en nuevos problemas, enfoques o métodos y que han surgido tanto de la academia (universidades y centros de investigación) como de organismos internacionales (Banco Mundial, bancos regionales, la propia Organización Mundial del Comercio –OMC–, la OCDE y organismos del sistema de Naciones Unidas, tales como la CEPAL, el PNUMA y la UNCTAD, entre otros). Pese a su diverso origen, esta literatura está compuesta de análisis económicos, tanto teóricos como empíricos, que si bien pueden presentar distintos grados de rigor académico, en general han contribuido a mejorar el foco, los métodos y los resultados obtenidos a lo largo del tiempo dedicado a profundizar cada línea de análisis, permitiendo una mejor comprensión de cuestiones que resultan en su gran mayoría altamente relevantes desde una perspectiva de política pública y de las negociaciones internacionales.

Una simplificación útil para abordar esta abundante literatura interesada en un gran número de temas consiste en identificar sus tres líneas principales de análisis, definidas en función de la preocupación práctica que las motiva:

- Efectos de las políticas ambientales sobre la competitividad;
- Efectos ambientales de la liberalización comercial o bien de los acuerdos integración regional;
- Surgimiento de sanciones o medidas comerciales fundamentadas en argumentos ambientales (sospechadas

en muchos casos de representar proteccionismo “con ropaje verde”).

La revisión que sigue a continuación utiliza esta clasificación para presentar un breve estado de situación de la literatura sobre comercio y ambiente, identificando sus principales líneas de análisis y sus enfoques, métodos y resultados, tomando en cuenta los análisis efectuados en la Argentina. Adicionalmente, y con respecto a la tercera línea de análisis, se discute brevemente lo que ocurre en la práctica comercial en materia de introducción de medidas comerciales con fines ambientales y lo que nos dicen los análisis económicos al respecto, para terminar con un análisis de su relevancia desde la perspectiva de nuestro país.

Las siguientes tres secciones revisan los aportes de la literatura en cada una de las líneas de análisis arriba presentadas. En cada caso se consideran los argumentos principales, lo que postula la teoría económica, los resultados de los *tests* empíricos relacionados, los casos prácticos de mayor relevancia y los análisis efectuados en la Argentina. Finalmente, la quinta sección provee una lectura general de los aportes y resultados de esta literatura y cierra con una serie de reflexiones finales.

II. Efectos competitivos de la política ambiental

II.A. Efectos de la política ambiental sobre los flujos de comercio

La pregunta disparadora de la literatura de comercio y ambiente fue la de indagar si la ola de introducción o elevación de requisitos de política ambiental en los años 70 estaba afectando la competitividad de los países que introducían estas medidas y modificando los flujos de comercio internacional (Walter, 1973; OCDE, 1978; Robison, 1988; Tobey,

1990). La hipótesis subyacente era la siguiente: si las regulaciones ambientales, que llevan a las firmas de un país a destinar mayores recursos para controlar y reducir sus emisiones y residuos o a tratarlos, están elevando sus costos en comparación con las empresas radicadas en países con requisitos ambientales menos exigentes.

Desde un punto de vista económico, cabe notar que si la política ambiental corrige una externalidad en el sentido, por ejemplo, de permitir que los precios y costos reflejen adecuadamente los costos sociales totales (incluyendo los asociados a la degradación ambiental causada por emisiones y residuos), entonces los mayores costos y una eventual merma de la competitividad de sectores intensivos en emisiones y residuos sería “óptima” o eficiente. En otras palabras, los precios de los bienes transados en los mercados reflejarían plenamente sus costos marginales totales y los productores más competitivos una vez incorporados los costos de depuración reflejarían una competitividad “genuina”. Si no estuvieran incorporados los costos de la degradación ambiental (o de su prevención) en los productos a través de las políticas ambientales, dichos costos se estarían distribuyendo socialmente generando un ahorro “espurio” de costos privados (competitividad “espúrea”).

Para verificar si se registró un cambio en los flujos de comercio debido a las regulaciones ambientales, se emplearon dos enfoques principales (los cuales son también aplicados en otras líneas de análisis, como veremos en breve). En primer lugar, se utilizaron datos de costos de control de la contaminación (vgr., costos operativos e inversiones necesarias para cumplir con las regulaciones ambientales) correspondientes a distintas ramas industriales a efectos de evaluar su incidencia económica (empleando datos de la matriz insumo-producto) e impacto sobre las exportaciones. Uno de los trabajos pioneros estimó el porcentaje del costo o precio

de exportación que representaban los costos de control de la contaminación para 83 ramas de EE.UU.: en promedio, dichos costos representaron 1,75% del total (Walter, 1973). Robison (1988) actualizó para 1977 las estimaciones de impacto de un incremento en los costos de control de la contaminación sobre el valor de las exportaciones de EE.UU. y nuevamente encontró impactos pequeños: un incremento del 1% en los costos de control de la contaminación tendrían un efecto agregado sobre el valor de las exportaciones de EE.UU. de 0,67% sobre el comercio total). Otros trabajos de la época analizaron si la introducción de regulaciones más exigentes durante los años 70 tuvieron un impacto sobre el producto (controlando por otros factores) (Yezer y Philipson, 1974, citado por Dean, 1992), sobre las exportaciones de EE.UU. (US DOC, 1976, citado por Dean, 1992) y sobre los precios, producto y exportaciones de Japón, los Países Bajos, Italia y los EE.UU. (OCDE, 1978).

En segundo lugar, se han empleado simulaciones basadas en modelos de equilibrio general para estimar el impacto de un cambio en las condiciones iniciales (precios o costos). Richardson y Mutti (1976), citado en Dean (1992), resulta el primer trabajo en emplear este método para identificar la magnitud de los impactos comerciales de las políticas ambientales bajo distintos supuestos en cuanto a las elasticidades de la demanda y la oferta de los productos y el enfoque de política empleado (en particular, “el contaminador paga” o subsidios). Estos autores también estiman pequeños impactos sobre el comercio (precios y producto) ante un aumento en los costos de control de la contaminación: con subsidios, el comercio se reduciría alrededor del 1%, y bajo el principio del “contaminador paga”, en el entorno del 5%.

Por su parte, Tobey (1990) testea empíricamente un modelo Heckscher-Ohlin-Vanek de comercio internacional en base a datos de corte transversal para diferentes países. Este

tipo de modelo es empleado para testear las fuentes de ventaja comparativa de los países. En este caso se corrieron regresiones tomando a las exportaciones netas de determinado bien como variables a explicar y a un número de características (dotaciones de factores y recursos) de los diferentes países como variables explicativas. En este caso, el modelo es expandido para incluir una variable cualitativa referida al grado de exigencia de la política ambiental. El análisis se focaliza en considerar lo que ocurre con el comercio de los sectores de “alto impacto ambiental potencial” (aquí identificados como las industrias con una incidencia del costo de control de la contaminación superior al 1,85% de su costo total). La verificación de la relevancia de las regulaciones ambientales se realiza a través de un *test* de error de especificación (variable omitida). Los resultados son contundentes: en ninguna especificación del modelo resulta significativa la variable cualitativa de exigencia de las regulaciones ambientales (para 58 países y 5 industrias –minería, metales no ferrosos, papel, químicos y acero–). Los *tests* de variable omitida muestran que dicha variable tampoco permite mejorar los resultados de los modelos que sólo consideran a las dotaciones de factores e insumos como variables explicativas.

Con métodos muy diferentes, en Grossman y Krueger (1991) se analizan los factores que han determinado los flujos de comercio entre EE.UU y México antes de la entrada en vigencia del NAFTA (la experiencia previa de liberalización en las zonas de maquila), tomando en cuenta las dotaciones de factores y los costos de cumplir con las regulaciones ambientales. Encontraron que estos últimos resultan, al menos para un número de contaminantes atmosféricos, muy pequeños en comparación con otros factores que pesan más para definir las ventajas comparativas (y en consecuencia, encontraron que para México ha pesado más su relativa abundancia de mano de obra no calificada).

Con respecto a esta primera generación de estudios cabe notar que, si bien difieren en sus enfoques, métodos, cobertura (países considerados) y datos, en general obtienen resultados mayormente coincidentes en términos cualitativos. Encontraron que los impactos de las regulaciones ambientales sobre los costos y los niveles de producción fueron, en general, muy reducidos (en el orden de entre 1% y 2% del costo total y con efectos sobre el producto inferiores al 1%) y por ende no resultan significativos como para afectar notoriamente la competitividad de un país (Walter, 1973; Yezer y Philipson, 1974, citado por Dean, 1992). En efecto, esto resulta en línea con diversos estudios realizados entre mediados de los años 70 y mediados de los años 90, los cuales encontraron escasa evidencia de que el cumplimiento de las regulaciones ambientales implique altos costos agregados para la industria (y por ende, han puesto en duda que dichas regulaciones puedan tener un impacto notorio sobre la competitividad) (Jaffe et al, 1995). Sin embargo, entre los primeros estudios sobre comercio y ambiente y aquellos relativos a los costos de control de la contaminación también se encuentran varios que reconocen que, para algunos sectores individuales, dichos costos podrían tener impactos mayores y cierto efecto competitivo (Dean, 1992; Copeland y Taylor, 2003; Nordström y Vaughan, 1999; Jaffe et al, 1995).

II.B. Migración de industrias hacia países/regiones con regulaciones ambientales menos exigentes (“pollution haven hypothesis”)

La preocupación última por el impacto sobre el comercio de la introducción o creciente exigencia de regulaciones ambientales se relaciona con la posibilidad de la migración de industrias desde los países industrializados hacia los países en desarrollo debido a sus diferencias en materia de exigencias ambientales. La verificación de esta hipótesis (lla-

mada en la literatura en inglés “*pollution haven hypothesis*” (PHH), y que puede traducirse al castellano como hipótesis de refugios de la contaminación) ha dado lugar a una gran producción de artículos, volúmenes de revistas especializadas y libros debido a lo controvertido de los resultados obtenidos, a los desafíos y constantes avances metodológicos que ha generado y a lo difícil que es establecer un resultado final en esta materia.

Con respecto a la PHH suelen plantearse en la literatura dos versiones:

- Hipótesis fuerte: las exigencias ambientales más estrictas en los países industrializados llevan a una migración de industrias hacia países en desarrollo con regulaciones menos estrictas en materia ambiental.
- Hipótesis débil: los países en desarrollo (supuestamente con políticas ambientales más laxas –esto no está testeado en los modelos–) están ganando un peso creciente en los flujos de comercio internacional en sectores intensivos en emisiones.

La primera hipótesis relaciona políticas ambientales con flujos de comercio (impactos competitivos) mientras que la segunda constituye más bien la verificación de una tendencia en el comercio internacional que puede o no estar relacionada con la evolución de la política ambiental.

Pasando a los resultados, cabe mencionar que independientemente de los métodos empleados, tanto los primeros estudios de los años 70 como los más recientes (a partir de los años 90) sugieren en su mayoría que la hipótesis fuerte no es validada por la evidencia empírica (Nordström y Vaughan, 1999; Pearson, 2000, cap.12).

En contraste, se ha encontrado evidencia favorable a la hipótesis débil. Low y Yeats (1992) destacan que los países

en desarrollo aumentaron su participación en la producción de sectores “ambientalmente sensibles” del 22% al 26% del total mundial entre 1965 y 1988. Sin embargo, sólo en algunos casos han desplazado a los países industrializados de los primeros puestos de producción. En el caso de los sectores de alto impacto ambiental potencial (identificados ya sea por presentar costos ambientales con una incidencia mayor al promedio en costos totales o por una alta intensidad en emisiones por unidad de producto)² se destaca que los países desarrollados siguieron concentrando cerca del 80% de la producción entre 1970 y 1990. Los sectores ubicados en los primeros puestos del *ranking* son, fundamentalmente, los de productos químicos, metales no ferrosos, hierro y acero, papel y refinerías de petróleo.

Los motivos que pueden explicar la no validez de la hipótesis fuerte y la validez de la hipótesis débil tienen que ver, por ejemplo, con el tamaño creciente del mercado interno de los países en desarrollo, de sus dotaciones de factores, menores costos de mano de obra e insumos asociados a la producción, otras regulaciones menos exigentes, etc. (Ng, 2002; Pearson, 2000, cap.12; Copeland y Taylor, 2003, cap.6).

Los enfoques metodológicos empleados han sido variados y a veces han sido fuente de controversia. Se han empleado tres tipos de enfoques principales. En primer lugar, se han estimado modelos de forma reducida o uniecuacionales para datos de corte transversal (datos de varios países en

² Las clasificaciones habitualmente utilizadas corresponden a factores de emisión por unidad de valor de producción y a costos de gestión ambiental en industrias de EE.UU. En el primer caso, la fuente más utilizada es provista por el IPPS (Industrial Pollution Projection System) elaborado por el Banco Mundial (Hettige et al, 1994). En el segundo caso, la clasificación resulta del *ranking* sectorial de incidencia de los costos de gestión ambiental sobre costos totales, de acuerdo a los datos obtenidos anualmente en EE.UU. en el marco de la encuesta PACE (*pollution abatement capital expenditures*).

un punto del tiempo) (Birdsall y Wheeler, 1993). En segundo lugar, se han testeado modelos de comercio Heckscher-Ohlin para indagar sobre las fuentes de las ventajas comparativas (como vimos anteriormente) (Copeland y Taylor, 2003, cap.6). En tercer lugar, y más recientemente, se han aplicado modelos econométricos para datos de panel que permiten testear una mayor variedad de efectos (Ederington et al, 2003; 2004; Levinson y Taylor, 2008). En algunos casos incluso se han contrastado los resultados que en base a los mismos datos se obtienen empleando el primer método y el tercero (van Beers y van den Bergh, 2000). Estos autores cambian el foco del análisis para concentrarse en flujos bilaterales de comercio (en contraste con flujos multilaterales) y encuentran que los países de la OCDE han aumentado sus exportaciones al mismo tiempo que sus regulaciones ambientales se volvieron más estrictas. En sus estimaciones sobre el comercio sectorial, encontraron que el nivel de exigencia ambiental no afectaba significativamente el comercio en productos químicos y en acero (en línea con los resultados anteriores); pero sí lo hacía en el caso de la minería y de los metales no ferrosos (con signo negativo) y en el caso de la industria papelera (signo positivo). Además, los autores compararon sus resultados (correspondientes a datos del año 1992) con otros que obtuvieron anteriormente en base a datos de comercio del año 1975 y encuentran que los efectos de las regulaciones ambientales sobre el comercio se han vuelto más significativos. Finalmente, en función de los resultados obtenidos recomiendan el uso de datos de panel para testear efectos temporales y de comercio entre distintos países.

A partir de fines de los años 90 también han variado los enfoques empleados al testear modelos empíricamente en lo que respecta a la muestra de países considerados, al método o la variable empleados para medir las diferencias en exi-

gencias ambientales y a la posibilidad de detectar impactos diferenciados de los costos de control de la contaminación según la industria. En algunos casos, se han detectado errores de concepción de los modelos iniciales, y en otros se han aportado soluciones para enfrentar lo que constituye un desafío metodológico considerable.

Primeramente, sobre el grupo de países considerados, cabe notar que la hipótesis testada se refiere a diferencias notorias y persistentes en los requisitos ambientales, lo cual sólo puede ocurrir entre países de características naturales y preferencias muy diferentes (entre países desarrollados y países en desarrollo) pero no al interior del grupo de países industrializados (Ederington et al, 2003; Copeland y Taylor, 2003, 2004). Por ello, se ha mencionado que incluir solo países industrializados en la muestra ha desviado la atención y generado resultados contrarios a la PHH, ya que los países industrializados han elevado sus exigencias ambientales casi simultáneamente y para alcanzar niveles similares durante los últimos 20 o 30 años.

En segundo lugar, cabe mencionar que elegir y obtener información correcta sobre la *proxy* adecuada para medir el nivel de exigencia ambiental de las regulaciones de diversos países (para evaluar cómo su diferencia impacta en el comercio) es difícil, en especial cuando se consideran países en desarrollo. Se han incorporado distintos tipos de política ambiental (por ejemplo, instrumentos de cantidad o de precio, los cuales son difíciles de comparar con una misma *proxy*). Emplear una medida de exigencia (por ej., estándares) puede resultar errado ya que la teoría económica muestra que la diferencia en los niveles de exigencia ambiental entre países puede ser “óptima”, ya que depende de los niveles de ingreso, de las preferencias de sus habitantes y de sus dotaciones de recursos naturales (que determinan la capacidad de depuración de su ambiente) (Pearson, 2000; Cope-

land y Taylor, 2003). ¿Cómo considerar entonces a las diferencias entre exigencias ambientales de los diferentes países? ¿Será óptima o será un modo de mejorar “espuriamente” la competitividad generando una distribución “subóptima” de flujos de comercio?

Copeland y Taylor (2003, cap.6) analizan la importancia de diferencias de ingreso (las cuales determinan las exigencias ambientales óptimas dada la elasticidad-ingreso de la demanda de calidad ambiental) y de dotaciones relativas de factores (recursos naturales y capital) para explicar los flujos de comercio entre países industrializados y países en desarrollo. Emplean una forma reducida de su modelo simplificado de equilibrio general con dos sectores. Encuentran mayor incidencia de las dotaciones de factores, en línea con los resultados pioneros de Tobey (1990). Adicionalmente, destacan la necesidad de tomar en cuenta la configuración de factores: la mayor disponibilidad de capital (factor de uso intensivo en sectores de alto potencial contaminante) en países industrializados podría explicar por qué estos últimos producen una alta proporción de dichos bienes aún en presencia de regulaciones ambientales exigentes. Como se mencionó anteriormente, en el trabajo pionero de Grossman y Krueger (1991) se encontró que las diferencias en los costos relativos de los factores de producción (por ej., mano de obra) han jugado un rol más importante para determinar las especializaciones relativas entre México y EE.UU. que los diferenciales de costos de control de la contaminación derivados de sus regulaciones ambientales.

Resumiendo los resultados de esta línea de análisis, cabe destacar la paradoja que surge de ella: pese a los argumentos esgrimidos en cuanto a que el fortalecimiento de la política ambiental implicará pérdida de competitividad y de empleos, y a los resultados de modelos teóricos sobre el impacto negativo que las políticas ambientales podrían tener en ge-

neral sobre los flujos de comercio e inversión internacionales, la evidencia empírica en general no confirmaba estas hipótesis y argumentos hasta mediados de los años 90. La literatura reciente, en cambio, ha contribuido en buena medida a resolver esta paradoja de los primeros estudios y señala mecanismos y recomendaciones metodológicas interesantes para considerar en análisis posteriores. En efecto, los trabajos de los últimos 10 años muestran que empleando métodos más sofisticados que la simple regresión de corte transversal puede encontrarse cierta evidencia de algunos sectores ambientalmente más sensibles que han migrado, en buena medida como respuesta a una mayor conciencia ambiental en países industrializados y a las regulaciones ambientales más estrictas en dichos países (Neumayer, 2001; Brunnermeier y Levinson, 2004; Copeland y Taylor, 2004; Levinson y Taylor, 2008; Mulatu et al, 2001). Levinson y Taylor (2008) analizan el comercio entre EE.UU., Canadá y México y muestran que los sectores con mayor incremento en los costos de control han migrado a otros países con menores exigencias, si bien dicha migración ha alterado sólo en pequeña medida los flujos de comercio agregado. El metaanálisis de Mulatu et al (2001) permite identificar la persistencia de resultados que dan cuenta de impactos competitivos negativos (aunque pequeños en varios casos) de las regulaciones ambientales. Más aún, una creciente literatura internacional destaca actualmente que la regulación ambiental juega un rol cada vez más importante en la definición de los patrones de inversión y por ello de las especializaciones productivas de largo plazo (OCDE, 2002). Esto tiene que ver no sólo con los procesos de inversión y la especialización exportadora en sectores más intensivos en emisiones sino también con el avance tecnológico en dichos sectores. En dicho trabajo se menciona que en ciertos sectores contaminantes ha sido preferible migrar a países en desarrollo

donde determinados procesos productivos no están prohibidos pero han mantenido otras operaciones en los países desarrollados con mejoras tecnológicas orientadas a la sustentabilidad.

Otros autores también han notado que muchos de los sectores intensivos en emisiones (y por ende, con altos costos de control de la contaminación) son escasamente móviles internacionalmente porque presentan ya sea altos costos de transporte, alta intensidad de capital –altos costos hundidos en plantas– y/o se benefician de economías de aglomeración. Esto puede explicar que los estudios empíricos no muestren evidencia de migración masiva ante un aumento en dichos costos (Ederington et al, 2003).

II.C. Política ambiental “adaptativa”

Los trabajos presentados en las subsecciones anteriores sugieren que es muy probable encontrar diferencias en la exigencia de las regulaciones ambientales entre países. Ahora bien, esto puede ser producto de decisiones óptimas de política ambiental (resultante de sus diferentes preferencias y/o dotaciones de factores, recursos naturales y capacidad de depuración), de fallas de internalización de costos ambientales, o bien resultar del intento de los países por “manipular” su política ambiental (desviarse de su política ambiental óptima) con fines competitivos (tal como fue analizado a nivel teórico por Oates y Schwab, 1988 y otros análisis revisados en el trabajo de M. Rabassa incluido en el presente volumen).

Dos situaciones extremas habitualmente consideradas en la literatura que toma en cuenta que las políticas ambientales necesariamente serán adaptadas en un contexto de apertura comercial y posiblemente con fines estratégicos son ya sea una armonización hacia abajo, es decir una “competencia destructiva” (*race to the bottom* en la literatura anglosajona)

en los estándares y políticas ambientales para defender la competitividad, o bien el establecimiento de regulaciones ambientales cada vez más exigentes (*race to the top*). Ninguna de estas dos opciones parece recibir soporte generalizado de la literatura empírica (Nordström y Vaughan, 1999; Wheeler, 2001). Como se discute en Nordström y Vaughan, (1999), Porter (1999) y en OCDE (2002), lo que se observa en la práctica es un virtual congelamiento de la política ambiental (*regulatory chill*), o un lento avance en aprobar nuevas normas, a fin de no dañar la competitividad.

A efectos de analizar a nivel teórico esta temática, se han empleado dos enfoques principales:

- Modelos de equilibrio general simplificado (modelos de dos países, dos bienes, dos factores) tal como el empleado en Copeland y Taylor (1994; 2003).
- Modelos de equilibrio parcial que analizan el comercio entre dos países en relación a un bien o la inversión extranjera de un país hacia otro. Por tratarse de modelos relativamente simples, este enfoque permite introducir consideraciones estratégicas (si los países aplicarían una política ambiental subóptima a fin de captar una mayor porción del mercado o recibir inversión extranjera) (Barrett, 1994; Pearson, 2000). En algunos casos dichos modelos son contrastados con la evidencia empírica (para un *survey* sobre modelos de política ambiental estratégica, ver Pearson, 2000, cap. 12; para una revisión de los modelos de movilidad del capital, ver Rauscher, 1993; 1997).

Asimismo, la literatura muestra dos enfoques sobre la determinación de la política ambiental y la apertura comercial. Por un lado, reconoce crecientemente la necesidad de considerar a las políticas ambientales como variables que se de-

terminan junto con otras relacionadas con el impacto de la apertura (por ej., precios relativos; nivel de ingreso), en línea con la literatura de las curvas de Kuznets ambientales iniciada por Grossman y Krueger (1994), que relaciona el ingreso *per cápita* con los niveles de protección ambiental (determinación endógena). Por otro lado, otro enfoque considera que las políticas ambientales están predeterminadas antes de la apertura (determinación exógena). El enfoque de la determinación exógena fue propuesto por Chichilnisky (1994) en un trabajo que destaca que las débiles instituciones ambientales y de protección de derechos de propiedad en los países en desarrollo llevan a una sobre-explotación de recursos naturales y generan externalidades globales negativas. En otras palabras, los efectos negativos de una distorsión inicial en los niveles de protección ambiental internos son amplificadas por el comercio internacional. Se argumenta que las ventajas comparativas de los países en desarrollo en sectores intensivos en recursos naturales es sólo aparente (el verdadero factor abundante es la mano de obra) y se deriva de la debilidad de las instituciones que no pueden garantizar que los precios de mercado reflejen la verdadera escasez de los recursos naturales. La persistencia de dicha sobre-explotación y de las externalidades negativas vinculadas a los patrones de comercio entre los países industrializados y en desarrollo (como el exceso de emisiones de gases de efecto invernadero causantes del cambio climático), debido a la debilidad de las instituciones, facilita materias primas a bajo costo a los países industrializados.

El enfoque alternativo, presentado por primera vez en Copeland y Taylor (1994), es considerar que las políticas ambientales se determinan (endógenamente) junto con otras variables del sistema económico. Esto puede ocurrir como ajuste hacia el nivel de contaminación óptimo en función de cambios en la escala y composición de la actividad econó-

mica y el ingreso (Copeland y Taylor, 1994; 2003) o de modo estratégico (con fines competitivos), alcanzando niveles por encima o por debajo de dicho nivel óptimo (tal como muestran Barrett, 1993; Copeland y Taylor, 2003; 2004, et al trabajos que fueron revisados en los *surveys* de Pearson, 2000, y Copeland y Taylor, 2003). Los modelos de comercio con política ambiental estratégica siguen una línea de análisis iniciada por Brander y Spencer (1985): se postula que en un contexto en el cual ciertos instrumentos de política comercial (subsidios) están prohibidos (por ejemplo, en el marco de las reglas de la OMC), entonces la política ambiental puede utilizarse como sustituto, desviando los incentivos de sus niveles óptimos. En estos modelos no cooperativos, los resultados globales resultan subóptimos sin cooperación porque sólo se dispone de un instrumento (política ambiental) en vez de dos (política ambiental y comercial). Ahora bien, esta literatura no ofrece resultados únicos en relación a la dirección de tales desvíos. De acuerdo a la configuración de características de los países, esto puede resultar en niveles más exigentes o menos exigentes de política ambiental que el óptimo. Pearson (2000, cap.7) revisa y tipifica los resultados de esta abundante literatura que no resulta en resultados robustos (estos varían ante pequeños cambios en la configuración de variables o la especificación del modelo). En su *survey*, Pearson destaca dos casos interesantes:

(1) cuando los países son grandes y tienen poder de mercado, tienen incentivos para embarcarse en una carrera ascendente (*race to the top*), es decir, a fijar políticas ambientales más estrictas que el óptimo con el objetivo de ganar participación de mercado, y

(2) en el caso de dos monopolistas nacionales que compiten en un tercer mercado por cantidades y donde no se deri-

va contaminación local a partir de la producción, existen incentivos desde el punto de vista nacional para embarcarse en un equilibrio (no cooperativo) de competencia destructiva (*race to the bottom*) y fijar estándares menos exigentes que lo óptimo desde el punto de vista ambiental³.

Yendo más lejos, Copeland y Taylor (2009) muestran que la posibilidad de escapar de una situación de tragedia de los comunes (vgr., del agotamiento de recursos naturales de propiedad común en el sentido de Hardin, 1968) a través de la regulación en un contexto de comercio internacional puede en algunos casos resultar endógeno y no predeterminado. Dicha posibilidad depende de los niveles de precios internacionales de los recursos y de las características del país (tecnologías, grado de renovación de los recursos y tasas de mortalidad): en algunos casos, el aumento en los precios internacionales (efecto ingreso) puede ser tal que lleve a un cambio en el marco institucional que permita el surgimiento de una protección adecuada de los recursos naturales.

Como conclusión, cabe notar que pese a que buena parte de la literatura identifica un escaso impacto de las regulaciones ambientales (y los costos de control de la contaminación) sobre los flujos de comercio, los temas institucionales relacionados con el modo en que se fijan las políticas ambientales reciben creciente atención en estudios recientes. Esto puede relacionarse con el creciente uso de medidas comerciales con fines ambientales como complemento de la política ambiental, cuestión que se analiza en la sección IV.

³ En cambio, si compiten por precios o si al menos parte de los efectos ambientales negativos se hacen sentir a escala local, esta conducta ya no será deseable.

II.D. La “hipótesis de Porter”: ¿existe un vínculo positivo entre política ambiental y competitividad?

Para terminar la revisión de las ramas de análisis relacionadas con la cuestión del vínculo entre política ambiental y competitividad, cabe citar una porción minoritaria de la literatura, la cual postula que la fijación de regulaciones ambientales exigentes puede también tener impactos positivos para la competitividad de un país. Este postulado es conocido como la “Hipótesis de Porter” (presentada en Porter y van der Linde, 1995), la cual se sustenta en evidencia de casos. Se basa en acentuar la visión de lo que en círculos empresarios se llama “ecoefficiencia” y en círculos ambientales, “producción más limpia”, es decir, en aprovechar oportunidades de mejora en la eficiencia que además reducen las emisiones y los costos de control de la contaminación (Leal, 2005). Si bien parece razonable desde una perspectiva práctica considerar necesaria una combinación de ambos tipos de soluciones (tratamiento al final del proceso o “*end of the pipe*” y medidas preventivas de producción más limpia) para hacer frente a los requisitos de la legislación ambiental, en general la literatura tiene una visión más polarizada. Los trabajos que proponen una visión económica tradicional postulan que toda reducción en las emisiones conlleva costos adicionales (operativos y de inversión), mientras que los defensores de la hipótesis de Porter consideran que se puede cumplir con nuevas regulaciones ambientales recurriendo a oportunidades de mejora de la eficiencia o de implementación de medidas de producción más limpia, las cuales implicarían ingresos o ahorros que podrían compensar los costos anteriores. Sin necesariamente adoptar esta visión extrema, diversos autores han dado continuidad y nuevas miradas a esta última hipótesis (Greaker, 2006; López, 1996).

Los motivos que pueden explicar la posibilidad de que el surgimiento de nuevas regulaciones ambientales favorezca la competitividad son diversos:

a) La regulación ambiental puede crear incentivos para mejorar la productividad y la eficiencia productiva (menor derroche de recursos) (López, 1996).

b) Puede contribuir a la incorporación de tecnologías más limpias, a aprovechar economías de escala en las tecnologías de reducción de emisiones y a generar empleo y acumular capital humano (Andreoni y Levinson, 1998; Ricci, 2004).

c) Según algunos autores, podría incluso mejorar la competitividad en base a la mayor innovación ambiental y el incremento en I&D (ver, por ejemplo, Porter y van der Linde, 1994).

d) Las regulaciones exigentes podrían contribuir a la conformación de un mercado de empresas oferentes de tecnologías al permitir, por ejemplo, alcanzar una escala mínima (Greaker, 2006).

Desde la perspectiva de los países en desarrollo, López (1996) argumenta que la hipótesis de Porter no está garantizada, ya que las condiciones para que empresas locales puedan aprovechar las oportunidades de desarrollos tecnológicos en tecnologías más limpias o más eficientes no siempre están dadas. Destaca, en contraste, el interés de aprovechar opciones de mejora ambiental de bajo costo en las empresas (ecoeficiencia) como un modo de limitar eventuales preocupaciones o impactos sobre la competitividad de una elevación de los niveles de protección ambiental (o una mejora en el *enforcement* de las regulaciones ambientales).

III. Efectos ambientales de la liberalización y de los acuerdos comerciales regionales

Tal como destacan varios estudios de revisión de la literatura sobre comercio y ambiente, hacia mediados de los años 90 se generó un auge de esta literatura a partir de la entrada en vigencia del NAFTA y otros acuerdos comerciales, gracias a los cuales ganaron creciente relevancia y se hicieron escuchar las preocupaciones por sus posibles impactos ambientales (Nordström y Vaughan, 1999; Pearson, 2000; Copeland y Taylor, 2003).

Comencemos por considerar las predicciones de la teoría económica al respecto. Los modelos canónicos de comercio internacional donde los flujos de comercio están determinados por las ventajas comparativas, con inclusión del ambiente y/o de los recursos naturales como insumos en la función de producción o como ofreciendo servicios de depuración de residuos generados durante la producción, proveen en general un mismo resultado: la apertura comercial implicará una mayor degradación ambiental en países con abundantes recursos naturales a menos que se corrija al mismo tiempo la política ambiental (Copeland y Taylor, 2003).

Esta rama de la literatura ha identificado los posibles efectos ambientales de la apertura al comercio (o de un acuerdo comercial) en función de las principales variables que afecta (Grossman y Krueger, 1991; Nordström y Vaughan, 1999; IISD/PNUMA, 2005):

Efecto escala: relacionado con el nivel de actividad y el volumen de exportaciones,

Efecto composición o estructura: relacionado con el patrón de especialización exportadora de la producción, y

Efecto tecnología: relacionado con los impactos de la apertura sobre la modernización de la estructura productiva.

El efecto escala surge del aumento en los niveles de actividad de los sectores favorecidos por la liberalización o la integración comercial, ya en la producción primaria y/o industrial como en actividades secundarias (comercio y transporte), y se refleja generalmente en índices de producción industrial y en el producto bruto sectorial o agregado. Una tendencia a un mayor nivel de actividad (dada la tecnología y la composición sectorial de la actividad) lleva en principio a una mayor presión sobre los recursos naturales y sobre el ambiente. Estos efectos también están relacionados con aumentos en los niveles de consumo asociados a mayores ingresos. Por todo lo anterior, es de esperar que el efecto escala tenga un impacto negativo sobre el ambiente y los recursos naturales.

En cuanto al efecto composición o estructura, cabe mencionar que la apertura comercial suele modificar los precios relativos y por ello favorecer el desarrollo de algunos sectores y la pérdida de importancia de otros. Cabe esperar que este proceso de lugar a una importante reestructuración productiva (muchas veces acompañada o aumentada por flujos de inversión extranjera). Según las dotaciones de factores, los precios relativos resultantes de la apertura y la magnitud y orientación de la inversión extranjera, podría darse una mayor intensidad exportadora en sectores contaminantes o en sectores limpios. Es por ello que el signo esperado de este efecto es incierto. Por ejemplo, la apertura y la reestructuración productiva tendrán un impacto positivo desde el punto de vista ambiental si resultan en el surgimiento o fortalecimiento de sectores o segmentos productivos menos intensivos en recursos naturales y más intensivos en trabajo.

En relación al efecto tecnología, cabe notar que la apertura comercial suele reducir el costo de la importación de tecnologías más modernas y potencialmente menos contaminantes y similarmente reducir el costo de incorporar equipos

de tratamiento de efluentes y residuos. Por ello suele esperarse que el impacto del efecto tecnología –desde el punto de vista ambiental– sea positivo.

Es evidente que lo que interesa en relación a estos efectos de la apertura o de un tratado de integración es su impacto neto (agregado). Hasta hace poco, la mayor parte de los estudios empíricos sólo consideraban uno o a lo sumo dos de ellos a la vez (por ejemplo, los análisis empíricos relacionados con la PHH consideran el efecto composición solamente o a lo sumo los efectos composición y escala), impidiendo una lectura agregada de los eventuales impactos de signo opuesto de los tres efectos.

En cuanto a los métodos, los estudios orientados a medir los efectos escala y composición (del comercio) se basan en análisis de simulaciones *ex ante* (empleando modelos de equilibrio general multisectoriales, como en Grossman y Krueger, 1991 o en versiones simplificadas, como en Copeland y Taylor, 2003 cap.6), o bien en evaluaciones *ex post* de los cambios observados en los patrones de comercio internacional y/o la estructura productiva (Copeland y Taylor, 2003, cap.7; Levinson, 2009; 2010).

III.A. Evaluación de efectos ambientales de cambios en los patrones de comercio

Un elemento clave para los análisis en esta área es la disponibilidad de información y series de tiempo sobre emisiones que permitan testear la relación estadística entre cambios en los regímenes comerciales y las emisiones de los sectores afectados, a veces diferencialmente. Dado que desde mediados los años 90 se dispone en los EE.UU. tanto de un sistema público de difusión de información sobre emisiones a lo largo del tiempo para un número de industrias (el *Toxic Release Inventory*) como de una estimación de emisiones tóxicas por unidad de valor agregado de acuerdo a la

clasificación industrial habitualmente empleada (el IPPS estimado por el Banco Mundial y presentado en Hettige et al, 1994), buena parte de los estudios tratan sobre la experiencia (la evolución de las emisiones y su asociación con cambios en la composición de la producción y el comercio) de EE.UU. o bien emplean la clasificación industrial antes mencionada para inferir emisiones asociadas al comercio internacional (una tendencia iniciada por Grossman y Krueger, 1991).

En Levinson (2009) se analizan los efectos escala, composición y tecnología para la producción industrial de EE.UU. entre 1972 y 2002 y el impacto del comercio internacional, empleando datos de emisiones⁴, de producción y de comercio (importaciones netas). El autor encuentra que las emisiones atmosféricas totales de la industria de EE.UU. se redujeron en un 60% en dicho período, mientras que el valor (en términos constantes) de la producción industrial creció en un 70%. El efecto escala se estimó en función de los cambios en el nivel de producto agregado, el efecto composición a partir de los cambios en las participaciones sectoriales en el producto manufacturero total y el efecto tecnología en función del cambio en los coeficientes de intensidad en emisiones por unidad de valor de producto. Para el caso de las emisiones de SO₂ se encontró que las emisiones se redujeron un 66%, que el efecto escala y composición agregados determinaron un aumento en emisiones del 16% y que como consecuencia el efecto tecnología se redujeron las emisiones en un 85% (para los otros contaminantes se obtu-

⁴ El autor emplea datos del National Emissions Inventory de la US EPA para cuatro contaminantes clave: SO₂, Nox, CO (monóxido de carbono), y compuestos orgánicos volátiles (VOCs). Para las intensidades en emisiones emplea un modelo de la USEPA: “Trade and Environmental Assessment Model (TEAM)”. También emplea bases de datos de productividad y producto manufacturero (NBER-CES derivado del Annual Survey of Manufactures llevado a cabo por el US Census Bureau).

vieron resultados cualitativamente similares). El efecto tecnología ha sido entonces mucho más fuerte, pero declinante en el tiempo. En Levinson (2010) se analiza en mayor detalle el efecto sobre emisiones potenciales de cambios en el volumen y la composición de las importaciones de EE.UU. para testear si la reducción en emisiones asociadas a la producción manufacturera en dicho país fue trasladadas hacia otros países (vía importación de productos industriales con mayor intensidad en emisiones). Sorprendentemente, el autor encuentra que las emisiones potenciales asociadas a las importaciones entre 1972 y 2001 cayeron en mayor proporción que las emisiones asociadas a la producción. Es decir, las importaciones de EEUU se volvieron “más verdes” que la producción manufacturera de EE.UU. (las emisiones asociadas a importaciones cayeron un 58% y las emisiones asociadas a producción cayeron en 27%, rechazando la hipótesis de “fuga” de emisiones).

Los estudios realizados sobre otros países no cuentan en general con tanta información local sobre emisiones y su evolución en el tiempo como es el caso para EE.UU. Para estos casos se ha desarrollado un mecanismo de estimación de “emisiones potenciales” donde se multiplican para cada sector los flujos de comercio o de producción por los coeficientes respectivos de emisión por unidad en cada sector según el IPPS (calculados para EE.UU.) y se evalúa ya sea el cambio agregado en emisiones después de la apertura (es decir, permite estimar los efectos escala y composición). Evidentemente, en estos estudios el efecto tecnología no se puede evaluar debido a la falta de datos sobre emisiones locales o sobre los coeficientes de emisión por unidad de producto o por unidad de valor de producción a escala local y su evolución en el tiempo. Pese a ser más limitado y a no guardar relación con la realidad productiva local, este enfoque permite entonces realizar una primera aproximación pa-

ra evaluar los impactos de los cambios en el comercio internacional sobre las emisiones (estimar efectos escala y composición).

Siguiendo esta línea de análisis, Gallopin et al (2005) analizan, empleando datos de comercio y los coeficientes de emisiones del IPPS antes mencionados, la evolución de las emisiones potenciales asociadas al comercio internacional de 14 países de América Latina entre 1970 y 2000. Encuentran evidencia de un aumento en la cantidad y toxicidad de emisiones debido a un sesgo favorable al crecimiento de sectores más intensivos en emisiones.

Young et al (2010) presentan un *survey* de la literatura y emplean los coeficientes de emisión del IPPS y la base de datos TRADECAN para analizar la evolución de las emisiones potenciales de 4 países de América Latina (Argentina, Brasil, Chile y México) en las últimas décadas, en paralelo al proceso de apertura e integración comercial verificado en la región. Los autores destacan que la literatura disponible sugiere, por un lado, que la apertura tenderá a una creciente especialización de los países de la región en industrias intensivas en recursos naturales y emisiones; y por otro, que la apertura junto con la inversión extranjera fomentarían al mismo tiempo un efecto tecnología que podría en gran medida reducir los impactos ambientales reales de los efectos escala y composición agregado. Los autores encuentran que, a nivel agregado, los países de América Latina disminuyeron la proporción de bienes primarios en su total exportado y mostraron mayor crecimiento en las exportaciones de bienes de bajo potencial de emisiones (inferiores al promedio) entre 1988 y 1997; en contraste, la proporción de exportaciones de bienes primarios y de exportaciones de bienes con alto potencial de emisiones creció entre fines de los años 1998 y 2007. La tendencia de largo plazo (es decir, para todo el período 1988-2007) es de leve aumento en la propor-

ción de bienes primarios y de exportaciones de bienes con alto potencial contaminante. En cuanto a los países del Mercosur, se observa la misma tendencia agregada antes descrita para la región de América Latina (de aumento en la proporción de bienes primarios en las exportaciones) y además se detectó un leve incremento en los niveles de toxicidad de las emisiones industriales potenciales (es decir, un aumento en las emisiones potenciales como resultado de los efectos escala y composición del comercio). Además, los autores resaltan que estos resultados dependen de un pequeño número de ramas (alrededor de 10 sectores intensivos en emisiones son los que explican entre el 60 y el 70% de las emisiones potenciales estimadas en cada uno de los países).

Desde un punto de vista metodológico y práctico, cabe notar que la evidencia más relevante sobre los efectos escala, composición y tecnología a partir de acuerdos comerciales y procesos de liberalización son los elaborados en el marco de los estudios de sostenibilidad específicos revisados en la sección siguiente.

III.B. Evaluaciones de sostenibilidad de los acuerdos comerciales

Las evaluaciones de impacto ambiental o evaluaciones de sostenibilidad de los acuerdos comerciales surgieron como una necesidad emergente de la realidad de los acuerdos comerciales y realizaron un gran aporte a la literatura de comercio y ambiente, mostrando un claro ejemplo de “diálogo” entre análisis económico y necesidad de evidencia para la toma de decisiones. Estas evaluaciones constituyen un requisito regulatorio en EE.UU. y en la UE pero tienen menos difusión en países en desarrollo (de Miguel y Núñez, 2001). Las metodologías se han estandarizado crecientemente. Habitualmente comprenden dos etapas: una primera de identificación de sectores relevantes para el análisis

(*screening*) a través de modelos de equilibrio general y un posterior análisis de impacto socioambiental en los sectores más relevantes (*scoping*).

Se han aplicado evaluaciones para una serie de acuerdos comerciales en negociación o ya cerrados, tales como los acuerdos de EE.UU (con Centroamérica –CAFTA–, con Perú, Chile, Australia e Israel, por ejemplo) y también para los acuerdos comerciales actualmente en estudio o ya implementados de la Unión Europea (con Chile, con Mercosur, con Centroamérica, con la India, con Corea del Sur y con Tailandia, por ejemplo). En el caso de Chile, se han realizado dos estudios relevantes para esta revisión. En primer lugar, la evaluación realizada por la Comisión Europea de los impactos ambientales del acuerdo comercial UE-Chile (Planistat, 2002). En segundo lugar, la evaluación de desempeño ambiental (habitualmente requerida para países que desean ser miembros de la OCDE) en la que Chile participó voluntariamente (CEPAL/OCDE, 2005).

La metodología utilizada en la evaluación de impacto de sostenibilidad (SIA, según su sigla en inglés) para el acuerdo Chile-Unión Europea que entró en vigencia en 2003, presenta los elementos habituales: un enfoque macroeconómico de impacto del acuerdo comercial (basado en un modelo de equilibrio general computado) complementado por estudios sectoriales, en especial dedicados a aspectos sociales y ambientales (Planistat, 2002).⁵ El análisis de impactos ambientales indica, en general, que los impactos negativos del efecto escala probablemente superarán los impactos positivos del efecto tecnología en relación a las emisiones al agua, aire y la tierra y se destacan potenciales impactos negativos

⁵ Cabe notar que la Comisión Europea creó un grupo de trabajo para poner a punto una metodología para estudios de sostenibilidad que se luego aplicó para la evaluación de sostenibilidad de un posible acuerdo UE-Mercosur.

en relación con la intensificación agrícola y la actividad minera. En cuanto a los recursos pesqueros, se destaca que la aplicación de sistemas de manejo adecuado será crucial para evitar la sobreexplotación. En el sector forestal se destaca que el efecto tecnología podrá resultar en una mitigación de los impactos del efecto escala y que en forma agregada podría obtenerse un impacto positivo en la calidad de la tierra. En cuanto a los sectores industriales (químicos y metales no ferrosos) y en el caso de los servicios (provisión de energía, transporte y turismo) se considera que el efecto escala negativo no llegará a ser compensado por el efecto tecnología y resulte en mayores presiones ambientales. La conclusión general es que el acuerdo provee beneficios económicos pero puede exacerbar problemas ambientales y sociales ya presentes que requerirán de políticas específicas adicionales para mitigar dichos efectos negativos (Planistat, 2002).

En el caso de la Argentina cabe mencionar el análisis de Walsh, Ortiz y Galperín (2003) orientado a evaluar el impacto ambiental potencial de una eventual Área de Libre Comercio de las Américas (ALCA). El estudio adoptó el esquema básico de los estudios de impacto ambiental de los acuerdos comerciales de la época, con ciertas limitaciones debido a la falta de información (lo cual impidió, por ejemplo, incorporar variables relativas a las emisiones en el modelo de equilibrio general con comercio empleado para simular resultados). En una primera etapa (de *screening*) se empleó un modelo de equilibrio general computado para identificar a los “grandes” sectores que se beneficiarían con expansión del comercio (exportaciones) y producción versus sectores con reducción de comercio (y aumento de importaciones).⁶ Este análisis fue complementado con un análisis sectorial para identificar sectores con ventajas comparativas

⁶ Cabe mencionar que el modelo de equilibrio general fue estimado considerando el tipo de cambio vigente durante la convertibilidad.

reveladas en el comercio y aquéllos que enfrentan barreras o altos aranceles para el acceso al mercado de Estados Unidos. En una segunda etapa (de *scoping*) se indagó acerca los principales impactos ambientales de los sectores identificados como beneficiarios o como afectados por el proceso de integración (según los resultados del primer ejercicio). Se encontró que los sectores identificados como beneficiados por un aumento de exportaciones (donde las exportaciones crecientes a EE.UU. más que compensarían la caída de exportaciones a Brasil) serían los de productos metálicos (35%), otros productos agrícolas (25%), industria alimenticia (24%), otras manufacturas livianas (19%), petroquímica (17%), carnes (15%), textiles (11%) y semillas oleaginosas (8%). A efectos del análisis de impacto ambiental, los autores retuvieron los siguientes sectores como favorecidos en el escenario ALCA debido a mayores exportaciones a EE.UU.: alimentos (lácteos, azúcar, carne y tabaco), metales (acero, manufacturas de acero y manufacturas de aluminio) y combustibles y minerales (petróleo crudo y productos refinados de petróleo). Los rubros identificados como afectados, ya sea por caída en exportaciones o por aumento en importaciones desde EE.UU., fueron: maquinaria, aparatos eléctricos, textiles y plásticos. Empleando una clasificación de industrias empleada en la práctica⁷, los autores caracterizan el impacto ambiental de los dos grupos de sectores identificados. Concluyen que la mayor parte de los sectores en expansión en el escenario ALCA pertenecen a los dos grupos de mayor riesgo (matanza de animales y elaboración de subproductos, establecimientos de la actividad láctea, curtiembres,

⁷ Se trató de la clasificación de los establecimientos empadronados por la ex Dirección de Control de la Contaminación de la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable (4800 establecimientos de Capital Federal y del Gran Buenos Aires), que los agrupa a los sectores en 5 grupos de riesgo según el volumen de efluentes líquidos y su peligrosidad.

galvanizados, elaboración de alimentos concentrados, carnes conservadas, aceites, lavaderos de lana, papeleras, industrias químicas y farmacéutica, industrias petroleras e industrias textiles). También se destaca que la industria azucarera y otras producciones primarias favorecidas tienen gran potencial de impacto ambiental que merecería un estudio aparte.

En cuanto a los resultados de otros estudios internacionales, cabe mencionar que un trabajo orientado a identificar las principales enseñanzas de la experiencia con las evaluaciones de los acuerdos comerciales de la Unión Europea (Kirkpatrick y George, 2006) destaca dos cuestiones. Primeramente, que en general las ganancias (estáticas) derivadas de los acuerdos comerciales son pequeñas comparadas con los efectos ambientales y sociales de largo plazo. En segundo término, se destaca que la mayor parte de los impactos ambientales identificados en los estudios ocurren fuera de la Unión Europea, lo cual debería reforzar el interés de los propios países en desarrollo de realizar sus propias evaluaciones antes de concretar acuerdos comerciales.

Como corolario de estas conclusiones, cabe mencionar que los países en desarrollo deberían también tener interés en revisar sus políticas ambientales a la hora de firmar tratados comerciales. Si la liberalización ocurriera en un contexto en el cual la política ambiental es adecuada, no debería haber una mayor degradación ambiental; en contraste, la corrección de las políticas ambientales para prevenir efectos no deseados podría contribuir a fortalecer los beneficios de la apertura comercial. En esta materia, la cuestión de los grados de libertad para establecer políticas correctivas parece, una vez más, importante pero no garantizada, como sugieren los ejemplos de demandas presentadas en el NAFTA por inversores (amparados por el régimen de protección de inversiones) ante un aumento en las exigencias ambientales (IISD/WWF, 2001; Peterson, 2003).

IV. Barreras al comercio basadas en argumentos (preocupaciones) ambientales

La experiencia internacional reciente muestra que la protección del medio ambiente se está transformando en un excelente argumento para limitar el comercio internacional. Lo tradicional ha sido justificar el proteccionismo comercial sosteniendo que las industrias nacionales aún son muy jóvenes como para competir con las de otros países –argumento de la industria naciente o infante–, que se debe proteger el empleo nacional –en particular en momentos de crisis–, que hay que buscar un saldo comercial positivo y que se debe favorecer el desarrollo de un sector estratégico. Pero desde hace algunos años se ha sumado otro conjunto de argumentos que utilizan cuestiones más sutiles y que lucen un mayor grado de legitimidad a los ojos del ciudadano común, entre las que se cuenta la protección ambiental. De esta manera, este tema pasó a ser utilizado, de un modo cada vez más difundido, como un argumento para justificar medidas que traban la importación.

El informe de la OMC sobre barreras ambientales para el año 2000 identificó un número creciente de notificaciones sobre barreras técnicas al comercio de origen ambiental: si bien entre 1980-1990 estas representaban cerca del 8% del total de notificaciones, en el año 2000 estas representaron el 15% del total (WTO, 2001).

Como la preocupación por el cuidado del ambiente tiene mayor fuerza en los países desarrollados, éstos son los que más están recurriendo a este tipo de medidas, que afectan en particular a las exportaciones provenientes de los países emergentes y de menor desarrollo.

La evidencia empírica debe analizarse con cuidado. La política comercial puede utilizarse para alcanzar objetivos de la política ambiental, como por ejemplo si se busca favorecer el cuidado de un recurso natural o reducir la emisión

de cierta sustancia contaminante. Al mismo tiempo, la política ambiental puede servir para el logro de objetivos de la política comercial, como ser el trabar la importación de un bien o favorecer la exportación de otro. Esto es, la política comercial puede utilizarse como sustituto de la política ambiental y la política ambiental como sustituto de la comercial.

En la subsección siguiente se estiliza la visión económica de esta temática. Posteriormente se presentan los instrumentos habitualmente empleados y los campos dónde se aplican y finalmente se presentan algunos estudios sobre la vulnerabilidad de exportaciones argentinas frente a requisitos ambientales en mercados de exportación.

IV.A. Un enfoque económico

Por un lado, el análisis teórico muestra que la política comercial del país importador contaminado no es un sustituto satisfactorio de la política ambiental del país exportador que contamina al producir su bien exportable (Baumol y Oates, 1988). Esto se debe a que, primero, la medida del país importador afectado –como ser un arancel a los bienes contaminantes del país exportador– no afecta los precios del bien que contamina del mismo modo que lo haría una medida interna del país productor, como lo sería un impuesto a la contaminación, y segundo, que el arancel que impone un país está vinculado a los efectos que recibe derivados de la producción del bien, pero no tiene en cuenta los efectos generados a todos los países.

Este análisis se ha ampliado tanto para los efectos ambientales locales –esto es, los circunscriptos a un país– como para los transfronterizos –esto es, cuando el problema excede al país donde se produce el bien, como ser los problemas regionales y globales–. Copeland y Taylor (2004) plantean que las medidas comerciales no son el mejor instrumento para tratar los problemas ambientales locales por lo ya men-

cionado en el párrafo anterior: para resolver un problema ambiental es más adecuado el uso de un instrumento propio de la política ambiental. Sin embargo, los autores sugieren que la política comercial puede utilizarse como una segunda opción en caso de que la política ambiental no pueda utilizarse o no pueda internalizar de manera plena las externalidades ambientales, por ejemplo ante un caso de contaminación transfronteriza. De todos modos, los autores resaltan que esta segunda opción presenta dos inconvenientes: primero, puede ser bastante difícil definir a nivel teórico la mejor política comercial y, segundo, la política comercial también suele presentar problemas de aplicación al igual que la ambiental.

En el caso de la contaminación transfronteriza, la teoría económica destaca que la mejor política es la cooperación, es decir la coordinación de instrumentos, (Copeland y Taylor, 2004); y la política comercial es un óptimo de segundo mejor. El instrumento comercial puede proveer otra ventaja: ofrece un medio para “convencer” al contaminador de modificar su comportamiento y de inducirlo a una actitud cooperativa con los países contaminados (Baumol y Oates, 1988). En efecto, esto último es lo que se busca en la práctica: la OMC ha identificado más de 240 Acuerdos Multilaterales sobre Medio Ambiente (AMUMA), de los cuales 25 contemplan sanciones comerciales⁸.

⁸ Entre los AMUMA más prominentes en el debate relacionado con el uso de sanciones comerciales cabe citar los siguientes tratados suscriptos por la Argentina: la CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre), el Convenio sobre la Diversidad Biológica, el Protocolo de Cartagena sobre Bioseguridad (no ratificado), la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático y su Protocolo de Kioto, el Convenio de Viena y el Protocolo de Montreal (protección de la capa de ozono), la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación, el Convenio de Rotterdam (sobre consentimiento previo para el ingreso de pla-

Fuera de estos casos, los análisis económicos muestran que en general, los instrumentos de política comercial no brindan en general incentivos adecuados para modificar las prácticas productivas locales en el sentido de reducir su impacto ambiental (Beghin et al, 1994), y hasta en algunos casos bien pueden empeorar la situación al reducir el ingreso de los exportadores, agravar problemas de pobreza y/o intensificar esfuerzos productivos cuando no existen alternativas.

Por otro lado, tampoco el análisis teórico permite afirmar que la política ambiental es el mejor medio para tratar problemas comerciales en caso de que la política comercial esté constreñida por lo dispuesto en acuerdos comerciales bilaterales, regionales o multilaterales (Copeland y Taylor, 2004). El argumento a favor es que si no se puede ajustar un arancel a la importación, se puede relajar el nivel de exigencia de la política ambiental para reducir los costos de las empresas locales y para favorecer la localización de inversiones. Sin embargo, la política ambiental puede ser menos efectiva y más costosa que la política comercial, la política ambiental no es la única alternativa disponible por un gobierno y se precisa un alto grado de coordinación entre las áreas del gobierno encargadas de las diferentes políticas con el fin de lograr el objetivo propio de la política comercial.

En la medida en que los países utilizan el medio ambiente como argumento para restringir el comercio, sea mediante la política comercial o la política ambiental, se puede hablar de proteccionismo ambiental (Laplante y Garbutt, 1992). Los instrumentos empleados a tal fin se discuten a continuación.

guicidas y productos químicos peligrosos a países signatarios, no ratificado por la Argentina) y el Convenio de Estocolmo (sobre contaminantes orgánicos persistentes), entre otros. El Protocolo de Bioseguridad, la CITES, el Protocolo de Montreal y el Convenio de Rotterdam incluyen provisiones que tienen impacto sobre el comercio internacional: requisitos en el primer y cuarto caso y prohibición del comercio en el segundo y tercer caso.

IV.B. Lo que enseña la experiencia: instrumentos empleados, ámbitos de aplicación y nuevas tendencias

Para el logro de objetivos ambientales, ya sea definidos a nivel multilateral, regional o unilateral, son variados los instrumentos de política comercial y ambiental a los que se puede recurrir. Algunos ya se aplican, otros están en proceso de ser aplicados, mientras que otros no han pasado de la etapa de propuesta y debate.

i) Aranceles aduaneros diferenciales a bienes favorables o perjudiciales para el medio ambiente

Con el objeto de reducir la importación de ciertos bienes o favorecer la compra de otros, un país puede modificar sus aranceles aplicados. Por ejemplo, aplicar un mayor arancel a bienes intensivos en gases de efecto invernadero y uno más bajo a bienes que permitan una menor emisión de estos gases, lo que implicaría una discriminación en función del método y del proceso productivo.⁹ El límite máximo para este cambio es el arancel consolidado en la Organización Mundial del Comercio.¹⁰

ii) Pagos en frontera en función del método y del proceso productivo

Un importador puede estar obligado a pagar un cargo en función del impacto ambiental durante las etapas del ciclo de vida del producto previas al ingreso al mercado de desti-

⁹ La discriminación según los métodos y procesos de producción no está admitida en principio en el ámbito de la Organización Mundial del Comercio toda vez que éstos no se puedan verificar en el producto en sí mismo.

¹⁰ El arancel consolidado es el que un país registra en el OMC como el máximo que va a cobrar a un producto.

no. Un ejemplo de esto es el pago que se está estudiando en algunos mercados por la emisión de gases de efecto invernadero ocurrida durante la producción y el transporte del producto. Esto se conoce como ajuste en frontera del carbono. La forma de aplicarlo se puede relacionar con el instrumento de política ambiental empleado por el país importador. Por ejemplo, si los productos locales están gravados por un impuesto a la emisión de carbono, ese impuesto también se aplicaría a los productos importados. Si el país importador utiliza un sistema de permisos negociables de emisión, el importador debería presentar la cantidad de permisos acorde con la emisión realizada. La dificultad en el cálculo de la cantidad emitida de los gases y la arbitrariedad que de ello puede derivar conllevaría el riesgo de su utilización como una medida proteccionista encubierta.

iii) Derecho compensatorio por subsidios ambientales implícitos

Un tercer instrumento, en debate hace muchos años, es el derecho compensatorio por subsidios ambientales implícitos, que presupone que una regulación ambiental menos exigente o un control estatal menos estricto haría que los productores de un país enfrenten menores costos de gestión ambiental que aquellos instaurados en un país donde la exigencia y el control fuesen mayores. Esa diferencia de exigencias es señalada por algunos como un subsidio implícito de parte del Estado y de allí que sostienen que constituye una competencia desleal, que podría estar sujeta a un derecho compensatorio. Además de la complejidad que implicaría definir cuál debe ser el nivel de exigencia apropiado y de la intromisión en la soberanía de otro país que tal definición conllevara, es una forma de desvirtuar la noción de derechos compensatorios, concebidos para remediar el mecanismo que

constituye una práctica desleal –un subsidio– y no la omisión en campos no normados.

iv) Requisitos de acceso bajo la forma de normas técnicas y requisitos de información

Para diferenciar los bienes según la magnitud de los impactos ambientales, ya sea durante la etapa de producción como durante la de consumo, es práctica común recurrir a normas técnicas que indican qué insumos y procesos de producción son permitidos y cuáles no, como también a requisitos de información sobre los impactos ambientales vinculados con el producto y/o el proceso productivo. Estos últimos también se conocen como normas sobre los métodos y proceso productivos (PPM, por su sigla en inglés), que pueden estar relacionados con características del producto final y así asociados a externalidades que ocurren durante la etapa de consumo y disposición final, o sin ninguna relación con el producto final y referidos a externalidades que ocurren durante la etapa de producción y transporte al mercado de destino, los cuales pueden ser casos de contaminación transfronteriza, afectar especies migratorias y recursos naturales compartidos, influir en los bienes públicos globales –capa de ozono, efecto invernadero– o solo efectos acotados al país productor (OCDE, 1997). Los requisitos de información pueden buscar transmitirla al consumidor –vgr., etiquetas adosadas al producto final– o a las empresas –vgr., certificaciones de gestión ambiental, como la ISO 14000–. Además, estas normas y requisitos pueden ser de carácter obligatorio o voluntario. Este conjunto de medidas, si bien en general se originan en la política ambiental interna, actúan como requisitos de acceso a un mercado. Un ejemplo en debate en estos momentos es el etiquetado de la “huella de

carbono” (*carbon footprint*, en inglés).¹¹ Todos estos requisitos pueden dificultar el acceso al mercado que los pide ya sea porque: el exportador no los cumple o le es muy costoso cumplirlos; los criterios para la certificación pueden no tomar en cuenta que el exportador podría cumplir con el objetivo de protección ambiental de la norma pero de un modo distinto al fijado, debido a las distintas características de su país respecto del de destino; el proceso de acreditación puede tornar muy costoso la obtención del certificado o etiquetado.

v) Subsidios internos a la producción e innovación

Un país puede otorgar subsidios para la producción interna y para investigación y desarrollo de bienes y servicios ambientales, como también para la modificación de las tecnologías utilizadas para hacerlas más acordes a las exigencias ambientales locales y de los mercados externos. Un punto a cuidar en esto es que dichos subsidios pueden llegar a vincularse con futuras barreras arancelarias y no arancelarias si es que favorecen ciertos cambios tecnológicos que luego se piensa exigir también a los productos importados, que pueden provenir de países donde los productores no reciben subsidios equivalentes.

El empleo de los instrumentos descriptos y con los argumentos presentados se da en el comercio de diversos productos y en distintos ámbitos. Respecto a los productos, este tipo de medidas se encuentran en el comercio de bienes agrícolas, de productos derivados de la biotecnología, de los

¹¹ La huella de carbono se refiere a la medición de las emisiones totales de gases de efecto invernadero resultantes de la producción de un bien, desde el momento del inicio del proceso de producción hasta su llegada al país de consumo. En general se presenta como una medida orientada a generar conciencia en la población para que consuma bienes que han sido producidos con menores emisiones de dichos gases y se relaciona en general con las políticas del “compre local”.

biocombustibles, de los productos de la pesca, de la flora y fauna silvestre y de bienes industriales, entre otros. En relación con los ámbitos donde se aplican o discuten, se da a nivel nacional, regional y multilateral. En el ámbito nacional se aprecia en el diseño de la política comercial y de la política ambiental y también en el desarrollo de normas a nivel privado. En el ámbito regional, estos instrumentos y argumentos se encuentran en los acuerdos comerciales –los casos más conocidos son el del NAFTA y la Unión Europea–. A nivel multilateral, se encuentran ejemplos de estas medidas en los acuerdos ambientales, en los acuerdos comerciales –GATT/OMC– y en las discusiones en los foros correspondientes a estos dos tipos de acuerdos y también en otros ámbitos, sea ambientales –Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)– o económicos –Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (UNCTAD) y Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE)–.

La discusión en la OMC tiene peso propio pues tiene que ver con las reglas de juego que regulan el comercio internacional en general. Hasta los años 90, la percepción era que las normas de la OMC permitirían sólo en casos muy excepcionales el uso de sanciones comerciales con fines de protección ambiental, tal como se había manifestado en un fallo del mecanismo de solución de controversias contra EE.UU. luego que este país restringiera en 1991 la importación de atún proveniente de México con el argumento de que los barcos pesqueros mexicanos no contaban con equipamiento adecuado para evitar la caza accidental de delfines. Sin embargo, la interpretación del Órgano de Apelación del Órgano de Solución de Diferencias de la OMC a partir del caso iniciado en 1997 y finalizado en 1998 referido a la sanción comercial de EE.UU. a Malasia y otros países asiáticos por la pesca de camarón sin tomar precauciones para no dañar a

las tortugas marinas (Caso Estados Unidos – camarones, DS58), sugiere que las normas de la OMC podrían permitir el uso de sanciones comerciales con fines ambientales siempre que se pruebe que la medida no constituye un medio de discriminación arbitrario o una restricción encubierta al comercio (encabezado del artículo XX del GATT) y que esté referida a la conservación de un recurso natural agotable (artículo XX inciso g del GATT), interpretando que las especies animales en ciertas circunstancias pueden considerarse como susceptibles de agotamiento y extinción (WTO, 1998). Esto ha sido interpretado como que se permitirían restricciones comerciales basadas en el método y proceso productivo empleado por el país exportador.

Además, en la OMC se ha definido una serie de temas referidos a la relación entre comercio y ambiente para las negociaciones de la actual Ronda Doha, a cargo del Comité de Comercio y Ambiente. Estos se refieren a la liberalización del comercio de bienes y servicios ambientales, la negociación sobre la relación entre las normas de la OMC y las obligaciones comerciales establecidas en los Acuerdos Multilaterales sobre Medio Ambiente (AMUMA) y la definición de procedimientos para el intercambio de información entre la OMC y los secretariados de los acuerdos ambientales internacionales. Asimismo, se propuso continuar con el análisis de los efectos de las medidas ambientales sobre el acceso a los mercados y las disposiciones relativas al uso de etiquetados con fines ambientales. También se trabaja en el marco del Comité de Normas Técnicas sobre la relación entre comercio, subsidios y agotamiento de pesquerías (Taylor, 2004).

En los últimos años se han sumado instrumentos, ámbitos de aplicación y argumentos que complementan a los ya reseñados tendiendo a incrementar el grado de discrecionalidad disponible por parte de quienes fijan la política comercial.

En el terreno de los instrumentos, se observa el empleo creciente de normas privadas que, bajo la forma de requisitos voluntarios que establecen las características de los productos y de sus procesos productivos, pueden en la práctica limitar el acceso a un mercado. Mientras las acciones de política de los gobiernos pueden discutirse entre Estados a nivel bilateral y cuestionarse en foros internacionales –caso del mecanismo de solución de diferencias de la OMC–, las normas privadas son más difíciles de ser caratuladas como violatorias de normas internacionales, pues éstas fueron pensadas para fijar un marco legal a las acciones de los gobiernos y no de los privados. Es por ello que, según algunas opiniones, estas normas constituyen una herramienta cuyo cuestionamiento en la OMC podría resultar más complejo debido a que han sido elaboradas exclusivamente por actores privados (Saez, 2009). Por el momento sólo puede afirmarse que aún no existe jurisprudencia OMC que haya dilucidado la responsabilidad atribuible a los Miembros de la OMC cuando una norma ha sido formulada en el ámbito privado sin intervención estatal, excediendo la normativa aceptada por los respectivos Estados en los organismos reguladores multilaterales de los que forman parte.

En el campo de los ámbitos de aplicación, se aprecia la mayor integración de las cuestiones ambientales en las negociaciones comerciales regionales, como ocurre con la ya comentada evaluación del impacto ambiental de los acuerdos de libre comercio, durante la etapa de negociación, que exige la política de Estados Unidos y de Canadá y la evaluación de sostenibilidad que requiere la Unión Europea (WTO, 2010). De este modo, las consideraciones ambientales empiezan a formar parte de los acuerdos comerciales desde antes de la negociación en sí misma.

En lo referido a los argumentos, uno es utilizar el argumento ambiental para lograr la apertura del mercado de pro-

ductos industriales de los países en desarrollo, aduciendo que esa medida es para el beneficio de estos países y no para permitir que otros aumenten sus exportaciones. Esto se refleja en la discusión en la Ronda Doha de la OMC respecto de la liberalización del comercio de bienes y servicios ambientales. Esta negociación en principio pretende facilitar el ingreso de bienes y servicios que sirven para la protección del ambiente, pero podría tener dos consecuencias negativas para los países en desarrollo: primero, podría limitar la capacidad de los países importadores de lograr un desarrollo propio de dichos bienes y servicios ambientales y, segundo, dada la dificultad de diferenciar en la aduana a cierto nivel de detalle si los bienes que se importan se usarán para fines ambientales o no, se estarían reduciendo las trabas a la importación de bienes que se usan para otros fines y lograr en esta negociación lo que no se puede obtener en la correspondiente a la reducción de barreras a los bienes industriales, donde los países desarrollados buscan que los países en desarrollo reduzcan sus barreras a la importación (Fastame y Niscovolos, 2007). También en el terreno de los argumentos, se busca vestir medidas tradicionales con ropaje nuevo. Es el caso de la justificación de los subsidios al agro en los países desarrollados bajo el argumento de que son pagos por los servicios ambientales que presta el sector¹² y la defensa de los subsidios a la industria en momentos de crisis con el argumento de que sirven para mejorar su desempeño ambiental, tal como está sucediendo en la presente crisis económica (Robins *et al.*, 2009).

Otros argumentos utilizado en los últimos tiempos en el marco de la definición de políticas para enfrentar el cambio climático es el de evitar la migración de industrias y la

¹² Esto forma parte del debate sobre cómo será la Política Agrícola Común de la Unión Europea que deberá regir luego de 2013. Ver IEEP (2010).

pérdida de competitividad, así como la “fuga” (*leakage* en la literatura en inglés) de emisiones globales de un país a otro como consecuencia de lo anterior. Esta cuestión ha cobrado actualidad, por las medidas de corrección en frontera arriba mencionadas que se han propuesto en diversos proyectos de legislación (no aprobados por ahora) en los Estados Unidos y la Unión Europea (Fischer y Fox, 2011). En particular se requeriría un pago adicional en frontera para bienes provenientes de países que no contaran con políticas orientadas al cambio climático (ej. un impuesto al carbono) similares. Al respecto, los países en desarrollo están manifestando su preocupación frente a esta tendencia en el marco de las negociaciones en la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (Hoppstock et al, 2009).

IV.C. Relevancia e impacto potencial de este tipo de barreras

¿Qué pueden hacer los países emergentes, que son los principales afectados por estas medidas en aumento? Por un lado, estar atentos a cada una de las medidas que toman los países desarrollados y protestar en los foros correspondientes, en especial en la OMC. Por ejemplo, en caso de existir diferencias entre los Miembros de la OMC con relación a la aplicación por uno de ellos de medidas comerciales o de efecto equivalente que perjudican a otros, la parte perjudicada puede recurrir al sistema de solución de diferencias. Por otro lado, cuidar que en las negociaciones internacionales de temas comerciales y ambientales no se autorice el proteccionismo ambiental, aunque sea de modo solapado. Entre las negociaciones más conocidas donde se busca introducir este proteccionismo, se destacan las de la Ronda Doha de la OMC y las de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Por último, dado que las protestas comerciales no suelen tener resultados en

el corto plazo y a veces no tienen resultados favorables ni siquiera en el largo plazo, el sector privado debe evaluar cómo adaptarse a estos requisitos, si es que le conviene hacerlo. Para este tipo de evaluaciones son útiles los análisis de vulnerabilidad y de capacidad de adaptación (Galperín, S.Fernández y Doporto., 2000; Galperín y Perez, 2004), que permiten identificar la posición en que se encuentra un sector frente a los requisitos de los mercados externos y ver si posee la capacidad de adaptación necesaria para cumplirlos.

En cuanto a la evidencia sobre barreras comerciales basadas en requisitos ambientales y su impacto sobre el comercio se presentan a continuación algunos análisis presentados para la Argentina. Durante los últimos diez años, diversos estudios han abordado la temática relacionada con el comercio internacional, la inversión extranjera y el desarrollo sustentable desde la perspectiva argentina. El foco se concentra en aspectos económicos vinculados a la vulnerabilidad del patrón exportador frente a requisitos ambientales, a la existencia e incidencia de barreras comerciales basadas en requisitos ambientales en segmentos particulares y, más recientemente, a evaluar el impacto de los acuerdos comerciales sobre la sostenibilidad ambiental. Es de destacar que un factor que ha limitado el alcance de los estudios es la falta de información sobre aspectos vinculados a la gestión ambiental empresarial en el país y su incidencia (emisiones de diversos tipos, inversión y gasto en gestión ambiental, datos confiables sobre radicación de empresas, etc.). Es por ello que los estudios proveen evidencia preliminar en base a información secundaria, en general incompleta, o a información primaria basada en pequeñas muestras de empresas, o eventualmente a estudios de caso. La evidencia, sin embargo, provee una primera aproximación a los temas de mayor relevancia para tomar en cuenta en el debate local y para la realización de estudios posteriores.

i) Especialización comercial y vulnerabilidad frente a requisitos ambientales

Es conocida la importancia de las exportaciones primarias para la Argentina. Schaper (2000) destaca un importante aumento en los volúmenes exportados entre 1980 y 1995: estos se duplicaron en el caso de productos agrícolas y los mineros (aunque partiendo de niveles muy bajos en el caso de estos últimos) y en el caso de los energéticos se multiplicaron por nueve.

Pasando a la industria, Schaper (2000) destaca que el volumen de exportaciones de “industrias ambientalmente sensibles”¹³ aumentó más del doble entre 1990 y 1996. Asimismo, se destaca que el principal cambio en el patrón exportador entre 1980 y 1996 fue la reducción del peso relativo de los bienes agrícolas, un aumento de las manufacturas de origen agrícola (agroalimentos) y por último el surgimiento de exportaciones energéticas (fundamentalmente, petróleo crudo). Por su parte, Chudnovsky et al (1999) destacan que el patrón exportador argentino se mantuvo relativamente estable entre 1986 y 1997 en cuanto al peso relativo de los grandes rubros. Comparando los promedios entre 1986-90 y entre 1991-97: las actividades primarias pasaron de representar el 30 al 33% del valor total de exportaciones; las industrias basadas en recursos naturales del 43 al 38% y el resto de las manufacturas del 27 al 29%.

Más allá de este rasgo general, destacan que las industrias que, de acuerdo a su índice de toxicidad elaborado por el IPPS del Banco Mundial (el que agrega las emisiones por unidad de producto ponderadas por su toxicidad), pueden denominarse de alto potencial contaminante (fundamentalmente

¹³ La autora las define como aquellas que según la encuesta PACE de EE.UU. reportaron gastos de control ambiental superiores al 1% de sus ventas.

industrias de refinerías de petróleo, química, curtiembres, de celulosa y papel y metales –hierro, acero y aluminio–) tuvieron una participación decreciente en las exportaciones totales. Dicha participación fue del 30% en 1990 y pasó al 24% en 1997. Por su parte, las industrias de bajo potencial contaminante (fundamentalmente, agroalimentos y material de transporte) pasaron del 20% en 1990 al 22% en 1997.

En vista de que la mayor parte de las barreras no arancelarias basadas en criterios ambientales provienen de países desarrollados, suele considerarse la importancia de éstos como mercado de destino para analizar la amenaza potencial de este tipo de barreras. Los autores encontraron que los países de la OCDE ocuparon un espacio decreciente como mercados para las exportaciones argentinas de productos con alto potencial contaminante (y también para las de bajo potencial contaminante) lo cual fue consistente con un estudio anterior (Chudnovsky y Chidiak, 1996b Chudnovsky et al, 1999). El Mercosur muestra, en cambio, una participación creciente en todos los rubros (y las exportaciones argentinas hacia el Mercosur tienen una composición similar a las exportaciones totales).

Galperín, S.Fernández y Doporto (2000) completan el análisis de Chudnovsky y Chidiak (1996a; 1996b) y de Chudnovsky et al (1999), ya que analizan la vulnerabilidad de las exportaciones industriales argentinas no sólo en función de la orientación exportadora de sectores con alto y medio potencial contaminante hacia mercados de países industrializados, sino también en función del coeficiente de exportación sobre valor bruto de producción (es decir, la orientación exportadora del sector) durante los años 1995/97. Los autores encuentran alta vulnerabilidad en varios sectores de alto potencial contaminante (cuero, papel, química básica, refinerías de petróleo y metales no ferrosos) y medio potencial contaminante (aceites y grasas).

En cuanto al período reciente, Young et al (2010) muestran que entre 1988 y 2007 las emisiones potenciales de las exportaciones argentinas (calculadas aplicando los coeficientes de emisiones del IPPS) se mantuvieron o cayeron levemente. Por otra parte, se encontró una creciente concentración de emisiones: analizando los 12 sectores que explicaban más de la mitad de las emisiones potenciales totales se encontró que los de petróleo e hidrocarburos, productos de hierro y acero; productos de plástico; químicos; insecticidas y herbicidas y motores y sus piezas pasaron de reunir el 58% de las emisiones potenciales asociadas a las exportaciones en 1988 a sumar el 68% del total en 2007.

Cabe destacar que la escasa evidencia disponible sobre gestión ambiental en la industria argentina sugiere que las firmas exportadoras tienen un mejor desempeño relativo (Chudnovsky et al, 1997). En los estudios de caso presentados en Chudnovsky et al (1996) también se indica que entre las motivaciones principales de las empresas entrevistadas (de los sectores de pasta y papel, siderurgia y petroquímica) para reforzar su gestión ambiental mencionaron a las incipientes demandas de sus clientes externos y a la consideración de que los requisitos ambientales crecerán con el tiempo. En este último aspecto cabe destacar, asimismo, que se encontró que mayormente se trataba de requerimientos referidos a los procesos y métodos de producción, a veces no reflejados en los productos.

Por último, frente al creciente debate internacional en relación al uso de medidas comerciales (en especial de corrección en frontera) o de barreras no arancelarias (requisitos de etiquetado) en el marco del establecimiento de políticas nacionales para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (relacionadas con el cambio climático) en los países industrializados y las preocupaciones competitivas relacionadas cabe considerar brevemente –y de modo preliminar–

la situación de las exportaciones argentinas frente a tales requisitos. Para ello se realizó una evaluación de la vulnerabilidad de las exportaciones de sectores intensivos en emisiones de dióxido de carbono (el principal gas de efecto invernadero).¹⁴ En primer lugar, encontramos que dichos sectores que reunían el 21% del valor total de las exportaciones argentinas en 1990 y 1995, pasaron a representar el 30% en 2000-2005 y se volvieron a reducir (con una participación del 23%) entre 2007 y 2009. Cabe notar que la incidencia de los mercados potencialmente exigentes (EE.UU. y la UE) es del 25% del total de dichas exportaciones. Esto representa una vulnerabilidad media frente al establecimiento de requisitos ambientales en dichos mercados.

ii) Evidencia sobre barreras comerciales basadas en requisitos ambientales

Una vez establecida la potencial vulnerabilidad, es importante identificar los requisitos ambientales concretos fijados en los mercados de exportación específicos. Los estudios disponibles sobre la incidencia de barreras comerciales consideran mayormente al sector agrícola y al de agroalimentos (Fontagné et al, 2001; UNCTAD, 2004a, 2004b, 2005). Estos son, en efecto, segmentos muy sensibles donde el límite entre los requisitos sanitarios y los requisitos ambientales se está desdibujando debido a la creciente adopción en mercados de exportación (en especial en la Unión Europea) de criterios de “seguridad alimentaria”.

En cuanto a los métodos de análisis, Galperín et al (2001) presentan un método para evaluar la fragilidad de las expor-

¹⁴ A tal fin se emplearon los datos de emisión de CO₂ por unidad de producto que surgen de un estudio encargado por la OCDE el cual se basa en datos de las matrices insumo-producto de los países para estimar los coeficientes de emisión (Nakano et al, 2009).

taciones argentinas frente a requisitos ambientales en mercados de exportación. La metodología de evaluación se basa, por un lado, en la orientación a mercados con exigencias ambientales (en países industrializados) y la vulnerabilidad de las exportaciones argentinas (por no cumplir con dichos requisitos), y por otro, en la capacidad de adaptación de la producción local a los requisitos externos. En el caso del complejo sojero los autores encuentran una alta vulnerabilidad (debido a la alta proporción de la producción con semillas transgénicas) a los requisitos de etiquetado en la UE. Sin embargo, los autores también destacan que pese a que cumplir con los requisitos implicaría costos adicionales ya sea de producción sin semillas transgénica o de segregación y etiquetado, el complejo sojero argentino muestra una alta capacidad de adaptación derivada del alto grado de integración vertical tanto en materia de almacenaje y transporte (que facilitaría la segregación e identificación de embarques) como de producción de productos semielaborados y elaborados (aceites).

En Galperín y Pérez (2004) se aplicó la misma metodología para analizar la vulnerabilidad de las exportaciones argentinas provenientes de las cadenas productivas de frutas de pepita (manzanas y peras) frente a la creciente importancia de los requisitos ambientales y sanitarios (mayormente regulaciones de cumplimiento obligatorio) en mercados de la UE y de EE.UU. En primer lugar, los autores destacaron el buen grado de aceptación de los productos argentinos en los segmentos de productos orgánicos certificados, y la vulnerabilidad de las exportaciones argentinas de productos no certificados. En segundo lugar, los autores diferenciaron la situación de la producción convencional de fruta fresca y de jugos. En el primer caso, se encontró una vulnerabilidad entre media y alta, debido a un alto coeficiente de exportación sobre producción y una alta proporción de las exportaciones

que se dirigía a destinos con requisitos exigentes (y con tendencia a elevar sus exigencias). Se estimó que la capacidad de adaptación era media: se alcanzaba a cumplir con varios requisitos (límites máximos de residuos) y se avanzó hacia el cumplimiento en otros (en particular, buenas prácticas agrícolas y de manufactura) pero persistían problemas (plagas), y se observaron capacidades de coordinación y respuesta desparejas a lo largo de la cadena. Este sector de fruta fresca presentaba vulnerabilidad adicional por no disponer de mercados alternativos de magnitud suficiente para absorber la producción que podría ser desplazada por los requisitos ambientales. En suma, se estimó un nivel de fragilidad medio-alto, dependiendo del encadenamiento de empresas que se considere. En el caso de la producción de jugos se observó una alta vulnerabilidad, en vista de la alta proporción exportada a EE.UU.. En contraste, la capacidad de adaptación se evaluó como mejor que en fruta fresca, ya sea porque se observaron menos requisitos pendientes de cumplimiento y porque las firmas presentaban mecanismos más avanzados de coordinación vertical. Globalmente, esto resultó en un nivel medio de fragilidad. Desde un punto de vista estratégico, los autores destacaron que la mejora de las condiciones sanitarias, además de aumentar la rentabilidad del sector por permitir la colocación de una mayor proporción de los productos en los mercados de mayor precio, también hace posible reducir costos de certificaciones sanitarias extra, mejora la imagen internacional de la producción nacional y de los mecanismos de control y facilita el desarrollo de mercados muy exigentes en materia de inocuidad.

V. Lectura general y reflexiones finales

A partir de la revisión efectuada de la literatura sobre comercio y ambiente puede afirmarse que esta rama de estudio ha avanzado considerablemente en las últimas dos

décadas acompañando al avance de la globalización y a la práctica real de la política ambiental y comercial y las preocupaciones asociadas a su eventual incompatibilidad.

La literatura teórica predice, por un lado, que la introducción de políticas ambientales más exigentes conllevará un aumento de costos y por ende una pérdida de competitividad relativa de los países que las introduzcan (versus otros que no lo hagan).

Por otro lado, si no se introducen modificaciones en las políticas ambientales, los trabajos teóricos de la literatura económica predicen un considerable impacto ambiental de la liberalización comercial en países con elevadas dotaciones relativas de recursos naturales y capacidad de depuración ya que tenderán a especializarse en bienes relativamente intensivos en contaminación. Pero no todas las predicciones son pesimistas: algunos trabajos también postulan que si la apertura al comercio internacional trae aparejado un aumento en el ingreso y en las emisiones, el mismo proceso puede también generar “endógenamente” correcciones a las políticas ambientales que podrían limitar los impactos ambientales negativos de la apertura.

En contraste, la literatura empírica no ha validado, en general, estas predicciones. En primer lugar, no se han verificado grandes tendencias a la migración de industrias ante el establecimiento de regulaciones ambientales más estrictas. De todos modos, se percibe un quiebre en la literatura empírica en esta área a fines de los años 90. Hasta entonces, los resultados de la literatura disponible indicaban en su gran mayoría que los efectos sobre el comercio de las regulaciones ambientales (y sus diferencias internacionales) eran pequeños en comparación con otros factores de mayor peso (como, por ejemplo, los costos relativos de mano de obra y de insumos clave como la energía). Por ello se estimaba que las políticas ambientales eran poco relevantes para alterar

los flujos de comercio o la competitividad de los países de un modo significativo. Desde los años 2000 se observa que a partir de la mejora en los modelos y métodos de análisis empírico empleados (datos de panel; meta análisis) es posible observar evidencia de migraciones en ciertos sectores y países (aunque de pequeña magnitud). En segundo lugar, los estudios de análisis de impacto ambiental de la liberalización comercial y de los acuerdos comerciales sugieren que en algunos casos se han detectado efectos negativos que no han sido contrarrestados por cambios en las políticas ambientales. Más aún, a partir de los años 2000, surge evidencia de estancamiento en las políticas ambientales (“*regulatory chill*”) en varios países (en especial, industrializados) por temor a sus impactos competitivos y también creciente evidencia que sugiere cierta incidencia de las regulaciones ambientales en las decisiones de localización de industrias.

Como corolario de la discusión anterior, cabe notar que si bien la liberalización puede tener impactos ambientales negativos en ausencia de políticas ambientales adecuadas que corrijan las externalidades ambientales de la producción y el consumo, esto no justificaría una decisión de revertir el proceso de apertura comercial como sustituto de una política ambiental adecuada. Pese a que esto puede parecer evidente, vale la pena resaltarlo, ya que el uso de barreras al comercio y aranceles elevados no son habitualmente los medios adecuados de hacer política ambiental. Diversos argumentos han sido esgrimidos para explicar esto: los instrumentos de política comercial (como aranceles, barreras cuantitativas y barreras técnicas) no brindan en general incentivos adecuados para modificar las prácticas productivas en el sentido de reducir su impacto ambiental; en algunos casos bien pueden empeorar la situación al reducir el ingreso de los exportadores, agravar problemas de pobreza y/o intensificar esfuerzos productivos cuando no existen alternativas más rentables.

En suma, el freno a la liberalización comercial no es la solución a los problemas ambientales. Parece más importante emplear las herramientas y recomendaciones del análisis económico para evaluar ex ante los riesgos de impacto ambiental y monitorear los impactos ex post, para velar por un adecuado diseño y secuencia de apertura al comercio, para considerar en detalle el diseño de eventuales acuerdos comerciales regionales y de protección de inversiones a fin de evitar límites innecesarios sobre la capacidad de corregir la política ambiental y, sobre todo, velar por acompañar el proceso de apertura o de integración comercial por medidas locales de política ambiental adecuadas y eficientes, que minimicen los costos de reducir la contaminación.

Todo lo anterior y también la práctica comercial –que muestra una creciente importancia del uso de sanciones o medidas comerciales con fines ambientales– sugieren que el interés de esta temática seguirá en aumento.

Por un lado, se observa un creciente uso de medidas comerciales con fines ambientales y en paralelo han surgido casos relacionados de disputas comerciales (casos presentados en la OMC). Todo lo anterior configura una agenda cada vez más cargada en las negociaciones de la OMC vinculadas a comercio y ambiente y a un análisis más fino del diseño de sanciones comerciales a fin de minimizar distorsiones no deseadas sobre el comercio.

Por otra parte, parece necesario asignar creciente importancia a las políticas ambientales a la hora de considerar aperturas o asociaciones comerciales. Ante las prescripciones de la teoría y la evidencia empírica que indican la necesidad de adaptar las políticas ambientales para prevenir impactos negativos de una apertura o asociación comercial, resultan preocupantes dos tendencias. Primero, la evidencia del congelamiento de políticas ambientales por temor a sus impactos competitivos. Segundo, los casos de inversores que

–amparados por los regímenes incluidos en tratados comerciales o en tratados bilaterales de protección de inversiones– reclaman a los gobiernos por cambios en su política ambiental y sus efectos negativos sobre sus inversiones.

En la revisión también se han destacado los análisis de esta temática realizados en la Argentina, donde se observan varios trabajos “exploratorios”. Estos estudios se orientan a brindar una primera aproximación al tema en vista del surgimiento de medidas comerciales (barreras al comercio) en países desarrollados fundamentadas en motivos ambientales frente a las cuales el país se encuentra relativamente expuesto en función de su especialización comercial (exportador especializado en bienes primarios y en sectores de insumos intermedios con altos niveles potenciales de emisiones por unidad de producto). Por eso los trabajos ofrecen mayormente estudios de caso de requisitos ambientales para el acceso a mercados de exportación y al análisis de la evolución y composición del comercio y su vulnerabilidad ante tales requisitos.

Un tema que recibe atención creciente en la actualidad es la propuesta de los países industrializados de fijar mecanismos de impuestos al carbono o sistemas de permisos transferibles de emisiones de gases de efecto invernadero –en el marco del debate sobre políticas orientadas a combatir el cambio climático– y mecanismos de corrección en frontera para bienes intensivos en carbono que provengan de países con requisitos más laxos en materia de emisiones de gases de efecto invernadero (en especial, países en desarrollo que no enfrentan compromisos en el marco del Protocolo de Kioto). Argentina estaría medianamente expuesta a este tipo de medidas (según una estimación propia, podrían afectar un 25% de las exportaciones totales). Este es un tema a seguir en las negociaciones internacionales y en los debates académicos ya que, de prosperar estas medidas, se plantearía

un conflicto con los principios de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático –la cual reconoce responsabilidades diferenciadas entre los grupos de países por la génesis del problema y su capacidad de respuesta– y una posible incompatibilidad con las normas de la OMC.¹⁵

Referencias

- Andreoni, J. y A. Levinson (1998), *The Simple Analytics of the Environmental Kuznets Curve*, *NBER Working Paper* No. 6739, Washington.
- Barrett, S. (1994), “Strategic environmental policy and international trade”, *Journal of Public Economics* **54**:325-338
- Baumol, W. y W. Oates (1988), *The theory of environmental policy*, Segunda edición, Cambridge University Press, Nueva York
- Beghin, J., D.Roland-Holst y D. van der Mensbrugge (1994), “A survey of the trade and environment nexus: global dimensions”, *OECD Economic Studies no. 23*, pp.167-192
- Birdsall, N. y D.Wheeler (1993), “Trade Policy and Industrial Pollution in Latin America: Where are the Pollution Havens”, *Journal of Environment and Development* **2** (1):137-50
- Brander, J. y B. Spencer (1985), “Export Subsidies and International Market Share Rivalry”, *Journal of International Economics*, **18**: 83-100

¹⁵ Para un análisis de la compatibilidad de los instrumentos en frontera para actuar contra el cambio climático y las normas de la OMC, ver OMC y PNUMA (2009).

- Brunnermeier, S. y A. Levinson (2004), “Examining the Evidence on Environmental Regulations and Industry Location”, *Journal of Environment and Development*, **13**(1):6-41
- CEPAL/OCDE (Comisión Económica para América Latina de Naciones Unidas-Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico)(2005), *Evaluaciones del Desempeño Ambiental: Chile*, CEPAL/OCDE, Santiago de Chile
- Chichilnisky, G. (1994), “North-South Trade and the Global Environment”, *American Economic Review*, **84**:851-874
- Chudnovsky, D., A. Lopez y V. Freylejer (1997), La prevención de la contaminación en la gestión ambiental de la industria argentina, *CENIT DT 24, octubre 1997*, Buenos Aires
- Chudnovsky, D. y M. Chidiak (1996a), “Apertura, reestructuración productiva y gestión ambiental. Las industrias básicas en la Argentina”, *Desarrollo Económico*, número especial, verano 1996, Buenos Aires
- Chudnovsky, D. y M. Chidiak (1996b), “Competitividad y medio ambiente. Claros y oscuros en la industria argentina”, *Boletín Informativo Techint*, Abril-Junio 1996, Buenos Aires
- Chudnovsky, D., E. Cap, E. Trigo y S. Rubin (1999), Comercio internacional y desarrollo sustentable. La expansión de las exportaciones argentinas en los años 1990 y sus consecuencias ambientales, CENIT, Documento de Trabajo no.25, Buenos Aires
- Chudnovsky, D., F.Porta, A. López y M.Chidiak (1996), *Los límites de la apertura: Liberalización, reestructuración productiva y medio ambiente*, CENIT/ Alianza Editorial, Buenos Aires

- Copeland, B. (1994), International Trade and the Environment: Policy Reform in a Polluted Small Open Economy”, *Journal of Environmental Economics and Management*, **26**: 44-65
- Copeland, B. y M.S.Taylor (1994), “North-South Trade and the Global Environment”, *Quarterly Journal of Economics*, **109**:755-87
- Copeland, B. y M.S.Taylor (2003), *Trade and the Environment: Theory and Evidence*, Princeton University Press
- Copeland, B.y M.S. Taylor (2004), “Trade, growth, and the environment”. *Journal of Economic Literature* **XLII** (1): 7-71.
- Copeland, B.y M.S.Taylor (2009), “Trade, Tragedy, and the Commons.” *American Economic Review*, **99**(3): 725–49.
- Dean, J. (1992), “Trade and the Environment. A survey of the literature”, background paper for the World Development Report 1992. *Policy Research Working Paper* WPS 966, World Bank, Washington DC
- Ederington, J., A. Levinson y J. Minier (2003), *Footloose and Pollution-Free*, *NBER Working Paper* 9718, National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA
- Ederington, J., A. Levinson y J. Minier (2004), Trade Liberalization and Pollution Havens, *NBER Working paper* 10585, National Bureau of Economic Research, Cambridge MA
- Fastame, I. y L.Niscovolos (2007): El medio ambiente y la OMC. Reseña sobre las negociaciones en bienes y servicios ambientales. *Boletín Informativo Techint* **322**: 61-104.
- Fischer, C. y A.Fox (2011), Comparing Policies to Combat Emissions Leakage: Border Carbon Adjustments vs Rebates, Resources for the Future, *Discussion Paper* 09-02 (Revised March 2011), Washington DC

- Fontagné, L., F.von Kirchbach y M.Mimouni (2001), *A First Assessment of Environment-Related Trade Barriers*, CEPII-ITC, Paris
- Gallagher, K. y L.Zarsky (2003), “Searching for the Holy Grail? Making FDI Work for Sustainable Development”, en *Allies or Antagonists? Investment, Sustainable Development and the WTO*, The Heinrich Böll Foundation North America, Washington
- Gallopín, Ortiz Malavasi y Schuchny (2005), *Evolución de las emisiones industriales potenciales en América Latina, 1970-2000*, CEPAL, serie Medio Ambiente y Desarrollo No.97, Santiago de Chile
- Galperín, C. y G. Pérez (2004), *Los complejos de manzanas y peras de la Argentina y los requisitos sanitarios y ambientales: un análisis de fragilidad*, Documento de Trabajo N° 118, Departamento de Investigación, Universidad de Belgrano, Buenos Aires
- Galperín, C., L. Fernández & I.Doporto (2000), “Los productos transgénicos, el comercio agrícola y el impacto sobre el agro argentino”, en *Comercio y Medio Ambiente en el Sector Agroalimentario Argentino: los Casos Frutícola y de Soja Transgénica*, Departamento de Investigación, Universidad de Belgrano, Buenos Aires.
- Galperín, C., L.Fernández & I.Doporto (2001), *El comercio exterior argentino y el etiquetado de transgénicos: una evaluación de fragilidad del complejo sojero*, Universidad de Belgrano, Departamento de Investigación, Documento de Trabajo Mayo 2001, Buenos Aires
- Galperín, C., S. Fernández e I.Doporto (2000), *Los requisitos de acceso de carácter ambiental: ¿un problema futuro para las exportaciones argentinas?*, Documento de Traba-

- jo 5, Departamento de Investigación, Universidad de Belgrano, Buenos Aires
- Greaker, M. (2006), "Spillovers in the development of new pollution abatement technology: A new look at the Porter-hypothesis", *Journal of Environmental Economics and Management*, **52**(1), pp.411-420
- Grossman, G. y A. Krueger (1991), Environmental Impacts of a North American Free Trade Agreement, *NBER Working Paper Series No. 3914*, National Bureau of Economic Research, Cambridge MA
- Grossman, G. y A. Krueger (1994), Economic Growth and the Environment, *NBER Working Paper 4634*
- Hardin, G. (1968), "The Tragedy of the Commons," *Science*, **162**:1243-1248
- Hettige, H., P. Martin, M. Singh y D. Wheeler (1994), IPPS – The Industrial Pollution Projection System, World Bank, *Policy Research Working Paper 1431*, Washington
- Hoppstock, J., C. Pérez Llana, E. Tempone y C. Galperín (2009), "Comercio y cambio climático: el camino hacia Copenhague". Serie de Estudios del CEI N° 13, Buenos Aires
- IEEP (2010), Public goods emerging as a central rationale for future CAP support. *IEEP CAP2020 Policy Briefing 7*, septiembre.
- IISD/PNUMA (2005), "Manual de Medio Ambiente y Comercio", Instituto Internacional para el Desarrollo Sustentable/Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2° edición
- IISD/WWF (2001), Derechos privados, problemas públicos – Una guía sobre el controvertido capítulo del TLCAN referente a los derechos de los inversionistas, Instituto In-

- ternacional para el Desarrollo Sustentable/World Wildlife Fund, Winnipeg
- Jaffe, A., S. Peterson, P. Portney y R. Stavins (1995), "Environmental regulation and the competitiveness of US manufacturing: what does the evidence tell us?", *Journal of Economic Literature*, **33**(1):132-163
- Kirkpatrick, C. y C. George (2006), The Influence of the European Union's Sustainability Impact Assessments of Multilateral and Regional Trade Negotiations, Impact Assessment Research Centre, University of Manchester, *Working Paper Series No: 14/2006*, Manchester
- Laplante, B. y J. Garbutt (1992), "Environmental protectionism". *Land Economics*, **68** (1): 116-119.
- Leal, J. (2005), Ecoeficiencia: marco de análisis, indicadores y experiencias, CEPAL, Serie Medio Ambiente y Desarrollo N° 105, Santiago de Chile
- Levinson, A. (2009), "Technology, International Trade, and Pollution from US Manufacturing", *American Economic Review*, **99**(5):2177-92
- Levinson, A. y M.S.Taylor (2008), "Unmasking The Pollution Haven Effect," *International Economic Review*, **49**(1):223-254
- Levinson. A. (2010), "Offshoring Pollution: Is the United States Increasingly Importing Polluting Goods?", *Review of Environmental Economics and Policy*, **4**(1):63-83
- Lopez, A. (1996), Competitividad, innovación y desarrollo sustentable, CENIT. DT N° 22, Buenos Aires
- Low, P. (1992), *International Trade and the Environment*, P.Low (editor), World Bank, Washington D.C.

- Low, P. y A. Yeats (1992), “Do Dirty Industries Migrate?”, en Low (ed.), *International Trade and the Environment*, The World Bank, Washington DC
- Miguel, C. de y G. Núñez (2001), Evaluación ambiental de los acuerdos comerciales: un análisis necesario, CEPAL, Serie Medio Ambiente y Desarrollo no. 41, Santiago de Chile
- Mulatu, A., R. Florax y C. Withagen (2001), Environmental Regulation and Competitiveness: A Meta Analysis of International Trade Studies, Tinbergen Institute Discussion Papers, TI 2001-039/3, Amsterdam
- Nakano, S., A. Okamura, N. Sakurai, M. Suzuki, Y. Tojo y N. Yamano (2009), *The Measurement of CO2 Embodiments in International Trade: Evidence from the Harmonised Input-Output and Bilateral Trade Database*, OECD Science, Technology and Industry Working Papers 2009/3, OECD Publishing
- Neumayer, E. (2001), “Pollutions Havens – An analysis of policy options for dealing with an elusive phenomenon”, *Journal of Environment and Development*, **10**(2):147-177
- Ng, T. (2002), Factor endowments and the distribution of industrial production across the world, SIN working paper series no.6, Statistics and Information Networks Branch, ONUDI, Ginebra
- Nordström, H. y Vaughan, S. (1999), Trade and Environment, Special Report, World Trade Organisation, Geneva
- Oates, W. y R. Schwab (1988), “Economic competition among jurisdictions: efficiency enhancing or distortion inducing?”, *Journal of Public Economics*, **35**:333-354
- OCDE (1978), Macroeconomic Evaluation of Environmental Programmes, mimeo, OCDE

- OCDE (1997), Processes and production methods (PPMs): conceptual framework and considerations on use of PPM-based trade measures. PCDE/GD(97)137, OECD, París
- OCDE (2002), Environmental issues in policy-based competition for investment: A literature review, Document ENV/EPOC/GSP(2001)11/FINAL, Environment Directorate, Paris
- OMC y PNUMA (2009), *El comercio y el cambio climático*, OMC, Ginebra
- Pearson, C. (2000) *Economics and the Global Environment*, Cambridge University Press
- Peterson, L. (2003), “Emerging Bilateral Investment Treaty Arbitration and Threats to Sustainable Development” en *Allies or Antagonists? Investment, Sustainable Development and the WTO*, The Heinrich Böll Foundation North America, Washington
- Planistat (2002), Sustainable Impact Assessment (SIA) of the trade aspects of negotiations for an Association Agreement between the European Communities and Chile, FINAL REPORT (revised), Planistat, Luxembourg
- Planistat (2003), Sustainable Impact Assessment (SIA) of the trade aspects of negotiations for an Association Agreement between the European Communities and Mercosur, Draft, Luxembourg
- Porter, G. (1999), “Trade Competition and Pollution Standards: ‘Race to the Bottom’ or ‘Stuck at the Bottom’?”, *Journal of Environment and Development*, 8(2):133-151
- Porter, M. y C. van der Linde (1995), “Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship”, *Journal of Economic Perspectives*, 9(4)pp.97-118

- Rauscher, M. (1993),: Environmental Regulation and International Capital Allocation, *Fondazione Eni Enrico Mattei*, Nota di Lavoro 79.93
- Rauscher, M. (1997), *International Trade, Factor Movements and the Environment*, Clarendon Press, Oxford
- Ricci, F. (2004), Channels of Transmission of Environmental Policy to Economic Growth: A Survey of the Theory, *Fondazione Eni Enrico Mattei*, Documento de Trabajo 52.2004
- Richardson, J y Mutti, J. (1976), “Industrial Development through Environmental Controls: The International Competitive Aspect”, in I.Walter (ed) *Studies in International Environmental Economics*, Wiley
- Robins, N., R.Clover y C.Singh (2009), A climate for recovery. The colour of stimulus goes green. HSBC Global Research. 25 de febrero
- Robison, H. (1988), “Industrial Pollution Abatement: The Impact on the Balance of Trade”, *Canadian Journal of Economics*, vol.21 (1)
- Saez, F. (2009), Repercusiones de las normas privadas en el comercio agroalimentario. *Revista del CEI: Comercio Exterior e Integración* 14:93-116.
- Schaper, M. (2000), Impactos ambientales de los cambios en la estructura exportadora en nueve países de América Latina y el Caribe 1980-1995, CEPAL, serie medio ambiente y desarrollo no. 19, Santiago
- Schmidt, C. (2002), “Fish crisis: a problem of scale”, *OECD Observer* no.233, Paris
- Taylor, S. (2004), “Unbundling the Pollution Haven Hypothesis”, *Advances in Economic Analysis & Policy*, 4(2)

- The Pollution Haven Hypothesis, *The B.E. Journals in Economic Analysis & Policy*
- Tobey, J. (1990), “The Effects of Domestic Environmental Policies on Patterns of World Trade: An Empirical Test”, *Kyklos* **43**(2):191-209
- UNCTAD (2004a), *Trade and Environment Review 2003*, UNCTAD, Geneva
- UNCTAD (2004b), *Environmental Requirements and Market Access for Developing Countries*, UNCTAD, Documento TD/(XI)/BP/1
- UNCTAD (2005), *Report Of the First Substantive Meeting of the Consultative Task Force on Environmental Requirements and Market Access for Developing Countries*, Geneva 5-6 November 2004, Documento UNCTAD/DITC/TED/2005/2
- US DOC (1975), *The Effect of Pollution Abatement on International Trade*, mimeo
- van Beers, C. y J. van den Bergh (2000), *The Impact of Environmental Policy on Foreign Trade*, Tinbergen Institute Discussion Paper TI 2000-069/3
- Walsh, J.R., E.Ortiz y C.Galperín (2003), *Sostenibilidad Ambiental en el Comercio: Evaluación de los Impactos Potenciales del ALCA – El caso de Argentina*, Informe OEA-FIDA/WRI/North-South Center/FARN/Tulane Institute for Environmental Law & Policy
- Walter, I. (1973), “The Pollution Content of American Trade”, *Western Economic Journal*, **11**: 61-70
- Wheeler, D. (2001), *Racing to the Bottom? Foreign Investment and Air Pollution in Developing Countries*, *Journal of Environment and Development*, Vol.10, no.3, September 2001, pp.225-245

- WTO (1998), “GATT/WTO dispute settlement practice relating to article XX, paragraphs (b), (d) and (g) of GATT”. Committee on Trade and Environment, WTO. WT/CTE/W/53/Rev.1, Ginebra
- WTO (2001), “Environmental Database for 2000”, Committee on Trade and the Environment, WTO, WT/CTE/W/195, 20 June 2001, Ginebra
- WTO (2010), Sharing experience on environmental reviews. En http://www.wto.org/english/tratop_e/envir_e/reviews_exper_e.htm.
- Yezer, A. y A. Phillipson (1974), “Influence of Environmental Considerations on Agriculture and Industrial Decisions to locate outside of the Continental US”, mimeo, Public Interest Economics Center
- Young, C.E., L.de Castro y L. Gonzaga Faveret (2010), “Estudio Regional: Eficiencia, Intensidad en Emisiones y Comercio Internacional”, Estudio de Caso, Anexo III, *Eficiencia en el uso de los Recursos: Perspectivas Económicas*, Informe PNUMA/RED MERCOSUR

