



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search
<http://ageconsearch.umn.edu>
aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Las principales aportaciones a la teoría de la regulación medioambiental. Los últimos cuarenta años*

Montserrat Viladrich Grau**

RESUMEN: En este artículo analizo las principales aportaciones a la teoría de la regulación medioambiental desarrolladas durante los últimos cuarenta años. Inicio este recorrido en los años sesenta con la presentación de las primeras contribuciones. A continuación, abordo el estudio de la década de los setenta, donde me centro de manera preferente en la comparación de las propiedades de los sistemas basados en incentivos económicos y de los basados en cantidades. Seguidamente me adentro en los desarrollos que surgieron durante los ochenta, concentrando mi atención en el análisis de los sistemas de licencias negociables. Por último, analizo cómo en la década de los noventa la regulación medioambiental se orienta hacia la búsqueda de soluciones para los problemas de contaminación global.

PALABRAS CLAVE: instrumentos regulación medioambiental.

Clasificación JEL: Q58, Q50.

The Main Contributions to the Theory of Environmental Regulation: The Last Forty Years

SUMMARY: In this article I present the main contributions to the theory of environmental regulation developed during the last forty years. I begin the analysis in the sixties and seventies reviewing the main ar-

* Este trabajo se ha beneficiado de la financiación recibida de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología a través del proyecto SEC2003-08105. Asimismo la autora agradece las sugerencias recibidas de Santiago Rubio y de dos revisores anónimos.

** Departament d'Administració d'Empreses i Gestió Econòmica dels Recursos Naturals. Universitat de Lleida. Rovira Roure 191. Lleida, 25198. montse.viladrich@aegern.udl.es

Dirigir correspondencia a: montse.viladrich@aegern.udl.es

Recibido en noviembre de 2003. Aceptado en enero de 2005.

ticles of these years, focusing in the comparison of the properties of the instruments based on economic incentives and of the instruments based on quantities. Next I evaluate the policy developments of the eighties, centering my attention on the generalization of the systems of marketable permits. Finally, I analyze how in the nineties the main interest of environmental regulation is oriented towards the solution of global environmental problems.

KEYWORDS: Environmental regulation instruments.

JEL classification: D24, O47, Q10.

1. Introducción

La importancia asignada a la protección medioambiental en los países desarrollados se ha incrementado durante los últimos años. La preocupación por el medio ambiente surge, no sólo de la constatación de que el desarrollo económico conlleva un deterioro de los recursos naturales, sino también de la convicción de que el deterioro del medio reduce la calidad de vida. Esta preocupación abarca tanto problemas locales como de ámbito nacional o global e incluye problemas relativos al medio natural —sobreexplotación de recursos, calidad del aire y del agua— y al medio creado por el hombre —ruido y congestión de tráfico.

Cuando esta preocupación contemporánea por los problemas medioambientales se generalizó en la década de los sesenta, la teoría económica, y en particular la microeconomía, estaban preparadas para abordar su estudio. Por un lado, dado el papel crucial de los recursos naturales, renovables o no, en las primeras etapas del proceso de industrialización, el problema de la gestión de estos recursos ya había sido abordado. Por entonces, economistas como Jevons (1865), en etapas muy tempranas, o Hotelling (1931) ya habían planteado la necesidad de estudiar las normas de explotación de estos recursos. Por otro lado, el concepto de externalidades como fallo de mercado ya había sido desarrollado, lo que facilitó a los economistas una formalización matemática de la noción de contaminación y permitió una rápida modelización de los problemas económicos asociados a la calidad medioambiental¹.

Las contribuciones a esta área de la economía desde esas fechas pueden contarse por miles. El intento de presentar un panorama completo de la evolución de la economía medioambiental tiene una dimensión que sobrepasa las posibilidades de este artículo. Mi visión será pues limitada y me centraré en revisar las principales herramientas de regulación medioambiental desarrolladas y aplicadas a lo largo de los últimos cuarenta años. Lo haré desde la perspectiva de la teoría económica, centrándome en enumerar los desarrollos teóricos que han posibilitado la formulación de los diversos instrumentos de política medioambiental. Otros aspectos de la economía medioambiental han sido abordados en otras revisiones o «surveys». Así Cropper y Oates en su

¹ En este artículo utilizaremos de forma equivalente las palabras «externalidades», «efectos externos» y «economías externas». Aunque la palabra externalidad no aparece en el Diccionario de la Lengua Española de la Real Academia, sin embargo la palabra «externalidades» sí aparece en el Diccionario de Español Actual de Seco, Andrés y Ramos (1999). El término «economías externas» es el vocablo clásico con que se designaban estos efectos.

artículo de 1992 revisan esta literatura haciendo especial énfasis en los sistemas de valoración medioambiental. En esta misma línea y en el ámbito español cabe asimismo destacar la contribución de Azqueta (1994). Por último, el reciente artículo de Copeland y Taylor (2004) revisa las contribuciones sobre la difícil relación existente entre crecimiento, comercio y calidad medioambiental.

El concepto de externalidades ha sido el principio vertebrador de la teoría de la regulación medioambiental. Sin este pilar hubiese sido imposible desarrollar la teoría de la regulación de la que hoy disfrutamos. Por ello, en primer lugar presentaré el marco histórico de la evolución de este concepto y su adaptación al objeto de estudio de la regulación medioambiental. A continuación, analizaré de forma cronológica la génesis de los diversos instrumentos aplicados a este tipo de regulación, enumeraré las principales aportaciones teóricas e ilustraré el desarrollo de estos instrumentos con ejemplos de su aplicación.

2. El concepto de externalidades: una idea con grandes posibilidades

Se acostumbra a atribuir a Pigou, en *The Economics of Welfare* (1920), el primer tratamiento sistemático de las externalidades aunque la inspiración de su trabajo procede de Marshall, su profesor y predecesor en Cambridge, que se refirió a la existencia de efectos externos en su primera edición de los *Principles of Economics* (1890). Marshall estaba preocupado en explicar, en un contexto estático, la reducción observada en los costes de producción a largo plazo, asociados con la expansión de una industria competitiva. La explicación debía ser consistente con una estructura de costes marginales crecientes para las empresas individuales. Su intención era reconciliar la posibilidad de una estructura industrial competitiva con la observación de que las empresas y la industria a menudo operaban bajo rendimientos crecientes o costes decrecientes en el mundo real.

Introduciendo la distinción entre economías internas y externas, el mercado competitivo podía ser salvado. A medida que las empresas entraban en la industria, daban lugar a ventajas que aparecerían asociadas a las economías de escala. Todas las empresas se beneficiarían, por ejemplo, de la existencia de un gran número de trabajadores especializados y, por tanto, los costes de formación descenderían para todas ellas. La adición de mano de obra especializada reducía los costes marginales privados de la misma pero aún reducía más los costes marginales sociales, ya que cada empresa sólo internalizaba parte de esa reducción en costes. Es decir, las empresas entrantes, sólo internalizarían una parte de las ganancias asociadas con un incremento de escala, ya que los beneficios de esta ventaja se repartirían entre todas las integrantes de la industria. Serían ventajas externas para la empresa e internas desde el punto de vista de la industria.

Con esta formulación Marshall evitaba el problema de la aparición de monopolios y las ineficiencias asociadas a los mismos, pero creaba otras, que en lenguaje de Pigou fueron definidas como situaciones en las cuales *el producto marginal social di-*

fería del producto marginal privado. La toma de decisiones por parte de las empresas no las llevaba a igualar el coste al beneficio marginal social. A fin de igualar estos costes y beneficios, Pigou en 1920 argumentó que las empresas deberían ser subsidiadas para que así tuviesen en cuenta la verdadera reducción en los costes laborales. De forma paralela, también afirmó que a las industrias con costes marginales sociales superiores a los privados se les debería imponer un impuesto por unidad de contaminación igual al coste marginal externo generado. La solución Pigouviana consistía en asignar *un impuesto por unidad de efecto externo generado* de tal manera que el coste marginal privado evaluado en el nivel óptimo de dicho efecto externo fuese igual al coste marginal social.

Meade en 1952, con la publicación de su artículo *External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation*, y Scitovsky en 1954, con la publicación de *Two Concepts of External Economies* dan un paso adelante en la clarificación del concepto de efecto externo. Fue Meade quien presentó la conocida historia de las manzanas y las abejas que ha sido utilizada para ilustrar el concepto de externalidades en infinitas ocasiones. Y quien empezó a formular la representación matemática de las externalidades que, con variaciones, se ha impuesto hasta nuestros días. Así afirmaba Meade que las economías externas existirían siempre que las funciones de producción de una empresa dependiesen de los inputs utilizados u outputs producidos por un tercer agente. También Samuelson (1954, 1955) contribuyó al desarrollo de la noción de externalidades al mostrar que la provisión privada de bienes públicos es ineficiente y da lugar a la aparición de efectos externos. Años más tarde, en 1962, Buchanan y Stubblebine generalizaron este concepto utilizando funciones de utilidad. Para estos autores las externalidades estaban presentes cuando la utilidad de un individuo no sólo dependía de sus propias actividades, que están exclusivamente bajo su control, sino de otras que están bajo el control de un tercer agente. Es, pues, durante los años cincuenta que este concepto se delimita y define. A esta formalización contribuyeron además de los ya mencionados, economistas como Bator (1958) y Head (1962)². Pero aunque los problemas medioambientales se usasen como ejemplo o referencia en la teoría de las externalidades, y algunos economistas mostrasen una sincera preocupación por el medio natural, la economía medioambiental, como tal, aún no se había desarrollado en esas fechas.

Durante la década de los cincuenta la solución de la teoría económica al problema de las externalidades se centraba en la sugerida por Pigou. Esta tradición analizaba el problema en términos de divergencia entre los costes marginales privados y los sociales y justificaba así la intervención del sector público en la economía. No es hasta 1960 cuando Coase, con su famoso artículo *The Problem of Social Cost*, pone en duda la importancia de las externalidades para justificar la intervención del sector público en la economía. El objetivo de Coase era responder a la siguiente pregunta ¿Qué hacer en situaciones en las cuales las acciones de las empresas o de otros agentes generan efectos perjudiciales o beneficiosos sobre terceros? El enfoque Pigouviano, siempre según Coase, representaba una incompreensión del problema, ya que para Pigou el problema era cómo regular al generador de las externalidades para reducir los

² Para una visión más completa de las aportaciones de estos años ver Mishan (1971).

efectos externos a los que daba lugar y los costes que imponía en terceros, mientras que el problema real, para Coase, tenía naturaleza recíproca y éste no sería tal si los derechos de propiedad estuviesen bien definidos. Si tales derechos estuviesen claramente estipulados no habría lugar para cuestionarse si es uno u otro agente quien puede llevar a cabo una acción, sino que el agente que poseyese los derechos los ejercería. La asignación de derechos también delimitaría qué agente debe internalizar los costes asociados al ejercicio de esos derechos. La solución eficiente sería la misma independientemente de la asignación inicial de derechos aunque los efectos distributivos difiriesen.

Debido a esta naturaleza recíproca del problema, Coase afirmó que el mercado podría ser usado eficientemente para internalizar las externalidades y que, por tanto, no era necesaria la intervención de la administración. La presentación del Teorema de Coase como una digresión heurística y poco precisa generó una larga controversia sobre el significado concreto de las palabras de Coase. En España, Aguilera (1994), Naredo (1987) y Azqueta (1993) contribuyeron al análisis e interpretación del Teorema de Coase y sus consecuencias. En esencia, la interpretación actual de dicho teorema considera que bajo una serie de supuestos —agentes maximizadores de la utilidad y de los beneficios, en ausencia de comportamiento estratégico y de costes de transacción— una asignación eficiente es alcanzable independientemente de la asignación inicial de derechos. Coase argumentaba que, en ausencia de costes de transacción y comportamiento estratégico, las distorsiones asociadas con la presencia de externalidades pueden ser resueltas a través de acuerdos voluntarios entre las partes interesadas siempre y cuando los derechos de propiedad entre estas partes estén bien definidos. Así el papel del gobierno debía limitarse a distribuir derechos de propiedad sobre la actividad sujeto de análisis.

A Coase le preocupaba el papel que jugaban los costes de transacción ya que era perfectamente consciente de que el supuesto de «inexistencia de costes de transacción» era muy irreal y reconocía que estos costes podían ser tan elevados que podrían hacer que la solución óptima fuera la inicial. Sería más costoso negociar que permanecer en el *status quo*. Así afirmaba que la reasignación sólo debe ocurrir cuando los beneficios netos de la asignación resultante de la negociación fuesen superiores a los costes. La interpretación de las palabras exactas de Coase ha sido una gran fuente de controversia entre economistas de diversas escuelas. Algunos economistas sostienen que la relevancia práctica de su contribución es casi nula porque existen obstáculos casi insalvables a la negociación, como la información asimétrica o las estructuras de mercado no competitivas. Pero a pesar de estas críticas y de las limitaciones en la aplicabilidad del Teorema, hoy las aportaciones de Coase han sido ampliamente reconocidas y se pueden resumir en dos: el rescate del mercado como posible vía de solución al problema de las externalidades y la señalización de la importancia de la definición de los derechos de propiedad.

Así, y para concluir con esta sección, podemos afirmar que el desarrollo de la teoría de la regulación medioambiental no habría sido posible si el problema de las externalidades no se hubiese formalizado adecuadamente y que el desarrollo de dicho concepto y de su formalización permitió a la economía medioambiental caracterizar la contaminación como un efecto externo negativo.

3. La preocupación medioambiental y los años sesenta

La preocupación por los temas medioambientales se generaliza en los años sesenta. Durante estos años y principios de los setenta varias aportaciones vuelven a colocar al medio ambiente en el ámbito de interés de la Economía. En 1966 se publica *The Economics of Coming Spaceship Earth* de Boulding donde se plantea la posibilidad de que existan límites al crecimiento económico por el posible agotamiento de los recursos. En 1968, Hardin publica en *Science* su artículo *The Tragedy of the Commons* donde plantea la importancia de los derechos de propiedad y la relevancia de los mismos en la sobreexplotación de los bienes en régimen de propiedad común. En 1965 aparece *The Logic of Collective Action* de Olson. Estas contribuciones, junto a la formalización del dilema del prisionero, ilustran la paradoja de que acciones individualmente racionales llevan a soluciones colectivas irracionales, es decir, cuestionan la creencia de que seres humanos razonables sean capaces de alcanzar resultados racionales. El argumento es ampliamente conocido, la ausencia de derechos de propiedad claramente definidos, combinados con la acción de agentes cuyo objetivo es maximizar los beneficios individuales, permite explotar los recursos hasta el punto donde los ingresos marginales individuales igualen los costes marginales individuales. Los agentes no toman en cuenta que sus acciones incrementarán las dificultades de explotación de terceros agentes causándoles una externalidad negativa. Si un agente quiere maximizar sus beneficios explotará dichos recursos con una intensidad superior a la que garantiza la obtención de un óptimo social. Estas intensidades de explotación además, se advierte, podían llevar el recurso a la sobreexplotación biológica. Así los augurios de estas teorías vuelven a hacer patente la necesidad de intervención del sector público en la gestión medioambiental.

Pero estos argumentos no terminan aquí, por otro lado, el alto grado de desarrollo industrial alcanzado por las economías occidentales ya en esta década hace claramente patente la necesidad de controlar las emisiones de sustancias contaminantes procedentes del sector industrial. En 1964, Kneese publica *The Economics of Regional Water Quality Management* donde se expone la preocupación por la sobreabundancia de emisiones contaminantes y se sugiere el uso de incentivos monetarios para reducir el volumen de dichas emisiones. Es durante estos años que madura la idea de que cabe regular a través de sistemas que den incentivos deliberados a la reducción de dichos vertidos. Ya no se trata de pagar por un servicio – la recogida de basuras – o de establecer impuestos con fines claramente recaudatorios, sino de diseñar dichos impuestos de tal manera que junto a estos objetivos cumplan con otro que progresivamente se manifiesta como fundamental: incentivar la reducción de dichos vertidos. Así, y aunque esta idea ya había sido expuesta por Pigou, es durante estos años que los instrumentos de regulación se empiezan a analizar deliberadamente desde el prisma medioambiental. La aplicación práctica de este principio al diseño de nueva legislación aún tardará varias décadas en llegar, pero es durante estos años que se siembran las semillas de dichas aplicaciones futuras. La actividad legislativa de estos años, sobre todo en Estados Unidos, también demuestra la creciente preocupación por el impacto medioambiental de las actividades productivas. En 1965 se aprueba en

los Estados Unidos *The Water Quality Act* donde se establecen estándares de calidad mínimos para todas las aguas continentales estadounidenses. Y en 1970 se aprueban los primeros *Clean Air Act Amendments* que incrementa el control sobre las emisiones contaminantes de la industria norteamericana. Por otra parte, en 1972 se presentan las controvertidas conclusiones del *Informe del Club de Roma* sobre los *Límites del Crecimiento* realizado por Meadows *et al.* que sólo añaden argumentos a la percepción de que la calidad del medio natural está decayendo y que su gestión no puede ser dejada sólo al cuidado de los intereses económicos privados. Todas estas aportaciones hacen patente la necesidad de una intervención del sector público en la gestión medioambiental.

Pero los sesenta no sólo aportan evidencia de una necesidad de regular las actividades productivas para minimizar los daños que éstas causan al medio natural sino que se empiezan a aportar las primeras soluciones novedosas. Así, en 1968, ocho años después de que el Teorema de Coase fuese enunciado, Dales sugiere la creación de mercados de licencias negociables para los bienes medioambientales. En lugar de fijar un impuesto Pigouviano, la agencia medioambiental debía emitir licencias y permisos que autorizasen a emitir un volumen de contaminación previamente determinado. La compra-venta de estos permisos negociables determinaría un precio de equilibrio para los mismos que incentivaría el control de las emisiones. Pero Dales no formaliza matemáticamente las propiedades de eficiencia y minimización de costes que caracterizan esta solución. Es en 1972 cuando Montgomery define las características que deberían cumplir estas licencias o bonos negociables y modela las propiedades de las mismas. Desde entonces la literatura sobre mercados de licencias negociables aplicados al medio ambiente se ha desarrollado ampliamente, generando nuevas líneas de investigación y dando lugar a una amplia literatura.

Junto con impuestos y permisos negociables pronto se reconoció que era posible alcanzar una reducción en el volumen de contaminación con sistemas de subsidios por unidad de contaminación reducida. En principio se creyó [ver por ejemplo Baumol (1965)] que las asignaciones alcanzables a través de sistemas de incentivos positivos —como los subsidios— eran equivalentes a las asignaciones alcanzadas a través de sistemas de incentivos negativos —como los impuestos o los precios. Pero las contribuciones de Kamien *et al.* (1966) por un lado, y Bramhall y Mills (1966) por otro, pronto mostraron que aunque en el corto plazo, los incentivos a controlar las emisiones a que da lugar un impuesto por unidad de contaminación emitida tienen las mismas consecuencias que los incentivos generados a través de un subsidio por unidad de contaminación reducida, esta igualdad no se cumplía en el largo plazo. En tal caso, la introducción de subsidios reduce los costes medios de controlar la contaminación y por tanto incrementa los beneficios y puede tener consecuencias para el tamaño de la industria y aumentar el volumen total de contaminación emitido. Aún con este inconveniente los subsidios pasaron a formar parte del conjunto de instrumentos de política medioambiental.

Así la preocupación medioambiental que surge en los años 60 se encuentra con una ciencia económica preparada y con el instrumental básico, constituido por sistemas de impuestos, cuotas, precios y subsidios, que le permitirá profundizar en el estudio de los problemas planteados.

4. La década de los setenta y la introducción de realismo en los supuestos

Las aportaciones realizadas durante la década de los setenta muestran un esfuerzo por la introducción de consideraciones cada vez más realistas en los supuestos de los modelos. Durante esta década las propiedades de los instrumentos de regulación medioambiental no fueron estudiadas sólo bajo los supuestos de competencia perfecta e información completa, sino que se introdujeron consideraciones como la existencia de mercados no competitivos, la presencia de incertidumbre o de información asimétrica.

Buchanan (1969) estudió las consecuencias de la regulación medioambiental a través de impuestos en el caso de mercados monopolísticos. Mostró que la introducción de un impuesto Pigouviano en un mercado monopolístico podía incrementar la pérdida en bienestar social. Como sabemos, aún en ausencia de impuestos medioambientales, la presencia de un monopolio da lugar a un nivel de output por debajo del óptimo social. En este contexto, argumentaba Buchanan, la introducción de un impuesto Pigouviano que incrementase los costes marginales de producción del monopolio no haría más que disminuir la cantidad de output producido y por tanto incrementar la pérdida en bienestar social. Esta apreciación fue contestada por Baumol y Oates (1975) que argumentaron que la introducción de un impuesto Pigouviano igual al coste marginal externo causado por la contaminación incentivaría a la empresa a reducir la cuantía de la misma. Con posterioridad Lee (1975) y Barnett (1980) demostraron que el impuesto óptimo al que debe enfrentarse un monopolista es menor que el impuesto que debe pagar una empresa competitiva debido al efecto negativo que sobre el volumen de output producido tendrá la introducción de dicho impuesto.

Otro tema que preocupó a los economistas de los setenta fue la presencia de no convexidades, Baumol y Bradford probaron en 1972 que si existen externalidades negativas suficientemente fuertes las condiciones de convexidad del conjunto de posibilidades de producción social se pueden romper con facilidad. Supongamos dos empresas, si no existiesen externalidades cada empresa podría producir la cantidad máxima deseada ya que ambas serían independientes. Por el contrario, si una de ellas genera una externalidad negativa a la otra el output de esta última se verá afectado negativamente, si la externalidad es suficientemente fuerte el conjunto de posibilidades de producción puede dejar de ser convexo. Estos autores mostraron que aún en estos casos la regulación medioambiental puede hacer uso de precios e impuestos para incentivar a las empresas ya que el conjunto de producción individual no se veía afectado por el uso de estos instrumentos.

Weitzman (1974) introdujo incertidumbre en este tipo de modelos y analizó las asimetrías resultantes del uso de instrumentos basados en cantidades y en precios en presencia de incertidumbre. A este estudio siguieron los artículos de Adar y Griffin (1976), y de Fishelson, también en 1976. Hasta la fecha se había demostrado que regular con precios era equivalente a regular a través de cantidades si no existía incertidumbre en los costes y beneficios marginales de reducir la contaminación. Weitzman demostró que cuando la incertidumbre se halla sólo en la función de beneficios mar-

ginales cualquier sistema de regulación que tenga por objeto reducir las emisiones contaminantes en una cuantía óptima daría lugar a pérdidas en bienestar social, y que dichas pérdidas serían las mismas bajo un sistema de precios que bajo un sistema de cantidades. Sin embargo, si la incertidumbre se hallase en la curva de costes marginales las pérdidas de bienestar social diferirían dependiendo del instrumento regulador. Si la pendiente de la curva de beneficios marginales fuese mayor que la pendiente de la curva de costes marginales, entonces la pérdida en bienestar social sería menor en el caso de regulación a través de cantidades y viceversa. Con posterioridad Roberts y Spence (1976) sugirieron el uso de instrumentos mixtos de regulación medioambiental. En este caso, la agencia no sólo determinaría la cuota máxima o volumen de emisiones que igualase los costes y beneficios marginales estimados, sino que además ofrecería un sistema de incentivos monetarios integrado por un subsidio y un impuesto. Con este mecanismo híbrido las consecuencias de estos errores de regulación podían ser reducidas.

Nótese que los sistemas de subsidios precisan de fondos públicos para su financiación y deben competir con otros programas de gasto. La utilización de sistemas de subsidios podría dar lugar a situaciones paradójicas donde sectores poco contaminantes, como el servicios, subsidiasen a otros como el industrial que generan altos niveles de contaminación. Para obviar este grave inconveniente Bohm (1981) sugirió la implementación de sistemas de depósitos y subsidios. El depósito se paga al iniciarse la actividad sujeto de regulación y se devuelve si, una vez finalizada dicha actividad, se satisfacen una serie de requisitos previamente especificados que determinan, entre otros, la forma, el cómo y el dónde se realizará el tratamiento de los residuos asociados a la actividad regulada. Nótese que en estos casos es el agente regulado —y no la agencia reguladora— en quien recae la responsabilidad de demostrar que la gestión de los residuos ha sido la adecuada. Por tanto, este sistema representa un ahorro en los costes de inspección y disuasión de la agencia que además será más beneficioso cuanto más difícil y costoso sea hacer cumplir la ley, y cuanto más costosas socialmente sean las consecuencias de las emisiones ilegales³.

Sistemas de depósitos y subsidios han sido usados en una gran variedad de países para recuperar todo tipo de contenedores de bebidas, desde los cinco céntimos que se obtienen en los Estados Unidos por el retorno de una lata de bebida hasta la aplicación a las botellas de leche en Inglaterra, o a las de vino en Suiza⁴. Aunque la recuperación de latas y botellas haya sido la aplicación más extendida, los sistemas de depósitos y subsidios son el fundamento sobre el que se basa la regulación de la gestión final de una amplia gama de bienes de consumo duradero, como es el caso de electrodomésticos o automóviles ya que el precio inicial de dichos bienes incluye los costes de gestión final de los mismos⁵.

³ Estas afirmaciones fueron demostradas, con posterioridad, bajo diversos supuestos por Sullivan, 1987 y Viladrich, 1994.

⁴ Para más detalles y ejemplos ver Bohm (1981) pg.113 y Hahn (2000) pgs. 380-381. También se pueden consultar la Directiva Europea 2004/12/EC sobre Packaging and Packaging Waste.

⁵ Algunas de las leyes que atañen a la financiación y gestión de este tipo de residuos en la Unión Europea son la Directiva Europea 2000/532/CE, y para el caso específico de los automóviles ver Directiva Europea 2001/119/CE.

Sistemas similares han sido aplicados para regular el desarrollo de ciertas actividades productivas contaminantes. Así los llamados *assurance bonds* no dejan de ser sistemas de depósitos y subsidios precautorios —cuya idea original aparece en los escritos de Solow (1971) y de Baumol y Oates (1975 y 1979)— cuyo objetivo es obtener fondos, antes de que se inicie una actividad productiva, para corregir los posibles daños causados al medio natural por el desarrollo de la misma. Caso de que las condiciones iniciales no fuesen restablecidas por la empresa, la agencia reguladora podría utilizar el derecho a no devolver el depósito inicial⁶.

Así durante los setenta se generaliza la aplicación a la economía medioambiental de instrumentos de regulación hasta entonces reservados para otras áreas de la economía. En esta época la economía medioambiental se perfila ya claramente como un área más de la ciencia económica que usa de un instrumental común a la misma, y que además y debido a su propia evolución requiere que dicho instrumental se adecue a sus necesidades y características específicas.

5. Los años de plenitud: la década de los ochenta

El hecho más destacable en el ámbito de la regulación medioambiental, que se produce durante la década de los ochenta, es la consolidación de los sistemas de licencias o permisos negociables. A partir de las propuestas de Dales y Montgomery, comentadas con anterioridad, se empezaron a detallar las características que debían presentar los sistemas de permisos para adecuarse a los diversos problemas medioambientales y alcanzar las propiedades de eficiencia y equidad deseadas. Los primeros sistemas de licencias diseñados fueron *licencias ambientales* (Montgomery 1972). Este tipo de licencias, aunque muy adecuadas para controlar contaminantes que no se mezclan uniformemente en la atmósfera como el SO₂, resultan muy costosas para las empresas ya que les obliga a gestionar un portafolio de licencias con tantos tipos de permisos como receptores se vean afectados por sus emisiones. Existiría un tipo de licencia para cada receptor y no se podrían utilizar las licencias asignadas a un receptor para incrementar el volumen de contaminación en otro. Por tanto existirían tantos mercados y precios de licencias como receptores. Pronto resultó evidente que este sistema de licencias ambientales resultaría muy costoso para las empresas (Krupnick *et al.*, 1983). Cada empresa debería tener un portafolio de licencias que le autorizase a contaminar en cada uno de los receptores afectados, lo que conllevaría grandes costes de transacción y negociación. Además, si una empresa fuera incapaz de adquirir permisos para un determinado receptor no podría emitir ni, por tanto, producir sin violar al menos una de las cuotas establecidas.

Para solucionar estos problemas se propuso la creación de los llamados sistemas de *licencias de emisiones*. En este caso se divide la región en zonas o áreas de localización, cada zona constituye un único mercado y las empresas sólo deben adquirir los permisos correspondientes a su zona (Atkinson y Tietenberg, 1982; y McGartland y

⁶ La aprobación en los Estados Unidos de la *Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act* de 1980 consagró la aplicación de este sistema de regulación.

Oates, 1985a y 1985b). No importa en cuantas áreas se divida la región, cada fuente de contaminación está incluida en una sola de ellas y por lo tanto debe operar en un solo mercado. La agencia medioambiental emitiría un número fijo de licencias para cada zona, no se permitirían intercambios entre ellas y las subsecuentes demandas por parte de las empresas generarían un precio para las licencias de cada localización. Dado que todas las empresas de una zona se enfrentan a un mismo precio los costes marginales de reducir la contaminación se igualan —condición necesaria para que una asignación de emisiones minimice los costes de controlar la contaminación. Si además el número de empresas es elevado el mercado de licencias será competitivo. Sin embargo, por otro lado, las licencias de emisiones permiten que la calidad medioambiental pueda ser más fácilmente violada ya que tratan como iguales emisiones que generalmente no lo son.

La implementación de este tipo de regulación ha requerido la solución de un amplio abanico de problemas, entre los que podemos citar: *i*) la transmisión temporal de las licencias no usadas, *ii*) los métodos de asignación inicial de licencias, *iii*) la asignación de licencias a empresas entrantes, *iv*) la existencia de mercados no competitivos, *v*) la distribución de los costes financieros, y *vi*) los problemas de inspección y vigilancia que surgen de su aplicación. La solución de estos interrogantes ha generado una amplia literatura, tanto teórica como aplicada, cuyo objetivo ha sido diseñar sistemas de licencias negociables que ofrezcan soluciones a estas demandas. Autores como Tietenberg (1980, 1985, 1995), Atkinson (1983), Atkinson y Tietenberg (1982, 1987), Hahn y Noll (1982), Krupnick *et al.* (1983), McGartland y Oates (1985a y 1985b), Seskin *et al.* (1983) contribuyeron extensamente al avance de este tipo de regulación. La gran capacidad de adaptación de estos sistemas de licencias ha permitido una amplia aplicación de los mismos en un gran número de casos⁷.

A pesar de los esfuerzos realizados por los economistas en destacar las propiedades de los sistemas de incentivos económicos, el tipo de regulación más ampliamente aplicado por legisladores y políticos durante esta época era aún el llamado *command-and-control* (Helfand, 1991). Este tipo de regulación incluye un amplio abanico de normativas, desde cuotas o estándares medioambientales que limitan la cantidad máxima autorizada de vertidos por unidad de tiempo o por unidad de output, hasta reglamentos que dictan el tipo de tecnología a utilizar para reducir los residuos generados en un proceso de producción. En general, bajo este título se incluyen todas las normativas que no utilizan de forma explícita ningún sistema de incentivos económicos, sino que regulan el uso de ciertos materiales o la realización de ciertas prácticas a través de prohibiciones explícitas. Besanko (1987) y Helfand (1991) analizaron las consecuencias que para las empresas reguladas y para el bienestar social tienen los diversos tipos de estándares. Mostraron qué tipo de regulación directa era la más adecuada —bajo diferentes condiciones de mercado, tecnología y tamaño de la empresa— para garantizar la obtención de una calidad medioambiental predeterminada a un coste mínimo. Por otro lado, Milliman y Prince (1989, y 1992) y Marin (1991) compararon la

⁷ Una buena recopilación sobre los problemas de implementación de los sistemas de permisos y de sus posibles soluciones se encuentra en el libro de Tietenberg, *Emissions Trading* (1985). Para una recopilación actualizada sobre la implementación de estos sistemas en los Estados Unidos ver Hahn (2000).

capacidad de incentivar la introducción de innovaciones (que reduzcan los costes de controlar la contaminación) de los sistemas de regulación directa con la de los sistemas de incentivos monetarios. Esta preocupación por incentivar la introducción de innovaciones dio lugar a una amplia gama de figuras regulatorias⁸.

Nótese además que gran parte de la legislación medioambiental se reglamenta mediante prohibiciones que establecen límites al volumen de residuos que las empresas pueden emitir. En otras ocasiones la ley regula el uso de ciertos inputs considerados peligrosos para la salud, reglamenta el uso de determinada maquinaria o simplemente impone un impuesto por la emisión de ciertas sustancias. Este tipo de legislación revierte, en la empresa, en incrementos en los costes de producción. Por tanto, a menudo, el cumplimiento de las regulaciones medioambientales requiere de instrumentos que lo incentiven y disponer además de sistemas de vigilancia capaces de identificar a los agentes violadores de la misma.

Los primeros modelos que admitieron la posibilidad de violación de la norma por parte de las empresas surgieron ya en los años setenta (Downing y Watson, 1974; Harford, 1978; y Viscusi y Zeckhausen, 1979). Eran modelos estáticos donde se aceptaba que las empresas pudiesen desobedecer la ley y se comparaba la eficiencia de impuestos y cuotas. Aportaciones posteriores como las Storey y McCabe (1980), Downing y Kimball (1982), Beavis y Walker (1983), Linder y McBride (1984), siguieron la misma línea y proponían un análisis estático, donde las empresas reaccionaban a una multa esperada. Malik (1990) incorpora a este tipo de estudios la regulación a través de permisos negociables y examina su efectividad cuando los sistemas de inspección y vigilancia no son perfectos.

Estos modelos iniciales eran fundamentalmente estáticos y no podían representar el posible comportamiento estratégico de empresas y agencia. Para incrementar su realismo se hizo imprescindible la utilización de las enseñanzas de la teoría de juegos. Greenberg había probado en 1984 que —bajo condiciones de información asimétrica y con el objetivo de minimizar el número de agentes que defraudan a hacienda— clasificar a los agentes en distintos grupos, dependiendo de su comportamiento pasado, resultaba preferible a la vigilancia aleatoria. Su resultado más importante residió en demostrar que la proporción de agentes que violan la ley se puede reducir arbitrariamente, independientemente del presupuesto de la agencia. No obstante, esta conclusión espectacular dependía de tres supuestos cruciales: *i*) la tasa de descuento era cero, *ii*) la cuantía de las multas no estaba acotada superiormente, y *iii*) los agentes regulados podían decidir con precisión la cuantía de la cantidad a defraudar.

El realismo de estos supuestos es cuestionable si tratamos de aplicarlos a la problemática medioambiental. Las tasas de descuento son positivas, las multas no exceden los costes de mantenimiento, y los accidentes pueden ocurrir incluso cuando la intención de la empresa es respetar la legislación. Russell en varias de sus contribuciones (1988, 1990 y en Russell *et al.*, 1986) adaptó este modelo a la realidad medioambiental, mantuvo los supuestos de Greenberg con respecto al límite en el nivel de

⁸ La *best available technology* (BAT), o la *best conventional technology* (BCT) o la *best practicable control technology* (BPCT) son ejemplos de ello. Estas figuras y otras similares aparecen reguladas en la *Clean Air Act Amendments* de 1990.

multas, pero introdujo la posibilidad de falsas positivas (*i.e.*, los vertidos involuntarios o accidentes que pueden ocurrir incluso cuando las empresas respetan la ley) por parte de la empresa. Por otra parte, Harrington (1988) y también Harford y Harrington (1991) suponen que la multa máxima que la agencia puede imponer por período no excede los costes de mantenimiento durante el mismo. Ploudre y Young (1989) y Groves *et al.* (1992) generalizan estos modelos añadiendo a la posibilidad de falsas positivas una tasa de descuento positiva. Todos estos modelos contribuyen a mostrar bajo qué condiciones clasificar las empresas en grupos con diferentes probabilidades de inspección, que dependen de su comportamiento pasado, tiene un valor punitivo y puede ser una manera barata de garantizar la satisfacción de las normas legales.

Los problemas de información asimétrica también surgen en otras circunstancias, como en el caso de la contaminación difusa de origen agrícola, donde la agencia únicamente puede estimar el volumen de contaminación ambiental pero no las emisiones realizadas por cada uno de los agentes contaminantes. En estos casos los agentes generadores de contaminación pueden controlar las emisiones a un nivel inferior al adecuado ya que difícilmente podrán ser identificados. Segerson (1988) para solucionar este tipo de problemas sugirió un sistema de multas colectivas. Se establece la calidad ambiental mínima y si esa calidad no es alcanzada, todas las empresas pagan en proporción a la cantidad de contaminante existente en la zona. Asimismo, Xepapadeas (1991) también muestra que en situaciones de información asimétrica, donde la agencia tiene información limitada sobre las emisiones, es más efectiva la aplicación de contratos individualizados que combinen sistemas de subsidios y multas que la utilización de los instrumentos tradicionales de regulación. Así podríamos afirmar que durante la década de los ochenta la consideración de supuestos cada vez más realistas, como las asimetrías en la información, estimuló la aplicación de las enseñanzas de la teoría de juegos en la economía medioambiental.

6. Los noventa y los fenómenos de contaminación global

La importancia alcanzada, en la última década del siglo xx, por los fenómenos de contaminación global como el efecto invernadero, el deterioro de la capa de ozono, o la lluvia ácida ha forzado el diseño de políticas medioambientales de ámbito internacional y la adecuación de los mecanismos de regulación a estas nuevas problemáticas. La dimensión internacional del medio ambiente es una fuente de interdependencia entre países: cada país se beneficia del uso del medio ambiente como receptáculo de sus emisiones, pero simultáneamente el bienestar de cada país disminuye con el deterioro de ese mismo medio ambiente. La atmósfera es un bien común global en régimen de comunal abierto. Todos los países tienen derecho a hacer uso de él, pero el uso que un agente realiza de la atmósfera no tiene en cuenta las externalidades negativas causadas al resto de países.

Actualmente no existe ninguna institución que posea atribuciones que le permitan regular y gestionar la utilización de la atmósfera a nivel supranacional, de ahí la necesidad —que surgió durante estos años— de diseñar mecanismos e instrumentos que faciliten y permitan llegar a acuerdos internacionales. A pesar de la importancia que

estos tratados tienen para el bienestar social, el establecimiento de los mismos ha sido un hecho esquivo. Hay al menos dos razones que explican la dificultad de alcanzar acuerdos perdurables con un gran número de signatarios. La primera son las grandes asimetrías, tanto en términos económicos como en volumen de emisiones, existentes entre los potenciales países signatarios (Ulph, 1998). La segunda es la falta de estabilidad de estos acuerdos una vez logrados (ver Mäler, 1990; Hoel, 1992, 1994; Barrett, 1994; y Carraro y Siniscalco, 1993). Una vez firmado el tratado, el comportamiento racional desde un punto de vista individual es beneficiarse de las reducciones de emisiones llevadas a cabo por terceros países y no restringir las propias. En otras palabras, comportarse como un *free rider*.

El esfuerzo por diseñar acuerdos internacionales que presenten características deseables como la estabilidad impulsó el desarrollo de una fecunda investigación en la que se han utilizado diversos enfoques. Muchas de las soluciones propuestas inicialmente utilizaron la metodología de los juegos estáticos (Hoel, 1992; Carraro y Siniscalco 1993; y Barrett, 1994). En general, estas formulaciones asumen que existe un *status quo* inicial, pre-acuerdo, donde cada país persigue su propio beneficio. En este contexto los países deciden si participar o no en un acuerdo que puede permitir alcanzar una asignación Pareto superior a la inicial. A continuación (o simultáneamente dependiendo de la especificación), los países signatarios deciden la reducción a realizar en el volumen de emisiones. Por último, los no signatarios determinan sus emisiones tomando como dadas las de los signatarios. En la mayoría de especificaciones, aunque sea factible alcanzar la asignación cooperativa, este tipo de acuerdos no son estables. *Free riding* es siempre una estrategia altamente ventajosa una vez se ha firmado el acuerdo. Cualquier acción destinada a penalizar a los *free riders* resultará costosa para los países cumplidores y no será creíble. Por otra parte, también podrá ser ventajoso para un país permanecer desvinculado del acuerdo desde el inicio.

En este contexto numerosos investigadores han examinado cómo el proceso de negociación y la estabilidad del acuerdo se ven afectados por cuestiones como: el número de países signatarios, su asimetría o el establecimiento de sistemas de transferencias y compensaciones. Barrett (1994) muestra que existe una correlación negativa entre el número de participantes en un acuerdo y las ganancias potenciales que se pueden obtener del mismo. Hoel y Schneider (1997) establecen —en un modelo con países simétricos— que las concesiones económicas realizadas a países no signatarios pueden ser perjudiciales para el medio ambiente. La posibilidad de recibir transferencias podría inducir a ciertos países —que dada sus características hubiesen terminado participando en el acuerdo— a permanecer fuera de él en espera de dichos pagos. Por otro lado, Barrett (2001) demuestra —en un modelo con países asimétricos, donde los no signatarios son tales que nunca firmarían el acuerdo caso de no existir una política de transferencias— que la introducción de dicha política de transferencias reduce las emisiones contaminantes. En su modelo, las transferencias son un vehículo para que los países no signatarios perciban las ganancias que se desprenden del cumplimiento del acuerdo. Por su parte, Carraro y Siniscalco (1997) especifican bajo qué condiciones la transferencia de innovaciones tecnológicas puede utilizarse para estabilizar acuerdos internacionales, y cómo la efectividad de dicha transmisión queda limitada por la facilidad de difusión de dicha tecnología. Cuanto

más fácil es difundir o copiar una innovación tecnológica más difícil es usar esa innovación como incentivo a la estabilidad de posibles acuerdos⁹.

La dificultad de alcanzar acuerdos estables en modelos estáticos y la constatación de que este enfoque es idóneo para tratar los problemas asociados a la generación de contaminantes tipo flujo pero no para la contaminación acumulable como la generada por los gases del efecto invernadero —emisiones de CO₂— incentivó que este tipo de investigación se plantease en el ámbito de los juegos dinámicos (van der Ploeg y de Zeeuw, 1992; y Tahvonen, 1994). En este contexto, Escapa y Gutiérrez (1995, 1997) analizan diferentes alternativas para la distribución de las ganancias potenciales que los países participantes pueden obtener si coordinan sus políticas medioambientales. Asumen que la amenaza de volver a la solución no cooperativa o las pérdidas en reputación asociadas a una violación del acuerdo son suficientes para asegurar la estabilidad del mismo.

Pero la estabilidad de los acuerdos no puede darse por garantizada con estos supuestos. Los países no volverían necesariamente a la situación pre-acuerdo si eso fuese perjudicial para ellos, aún en el caso de una violación unilateral. Además, y bajo ciertos supuestos, el resultado de Barrett de 1994 según el cual cuanto mayores son las ganancias de la cooperación menor es el número de signatarios, se mantiene, aún en este contexto dinámico. La consecución de acuerdos estables con un gran número de signatarios en juegos dinámicos no es pues automática y se hizo necesario el desarrollo de esta literatura para determinar las condiciones que la facilitan. No sólo la expansión de la dimensión temporal ayuda a la consecución de acuerdos estables sino que asimismo puede ser ventajoso tener en cuenta que los países interactúan en más de un frente. Así, por ejemplo, Folmer *et al.* (1993) mostraron cómo dos países asimétricos que interactúan en dos juegos, uno comercial y otro medioambiental, alcanzan un acuerdo estable ya que una violación en uno de los juegos los revertiría al equilibrio pre-existente en ambos juegos y donde ambos países resultarían perjudicados.

La formulación dinámica de las relaciones entre países permite que dichos países interactúen repetidamente, respondan con reciprocidad, renegocien acuerdos o impongan castigos. Para averiguar la trascendencia de estas interacciones —y sus posibles consecuencias para el proceso de negociación y la estabilidad de los acuerdos— los investigadores introdujeron y consideraron estas posibilidades en sus modelos. Ahora no sólo las transferencias monetarias o tecnológicas a países no signatarios, o los acuerdos comerciales sino que también la interacción repetida abre nuevas posibilidades. En este contexto Germain *et al.* (2003) desarrollan esquemas de transferencias que permiten alcanzar la asignación cooperativa ya que posibilitan que dicha solución sea beneficiosa para todos los participantes. Rubio y Ulph (2002) extienden los modelos estáticos de Carraro y Siniscalco (1993) y Barret (1994) y estudian las consecuencias de dos formas distintas de decidir la participación en un acuerdo: *i*) la tradicional, donde la decisión de participación se toma *una vez por todas* y otra *ii*) la variable, donde cada periodo, cada país, decide si participar o no en el acuerdo. Muestran que en este segundo tipo de modelos, el número de países participantes y

⁹ Estos autores también presentaron en 1998 una interesante revisión de la literatura sobre estos temas, ver referencias bibliográficas.

las ganancias en bienestar serán, en general, superiores a las alcanzadas en la formulación tradicional. Estos mismos autores, en un trabajo de 2003 —donde siguen permitiendo que el número de países signatarios varíe en el tiempo—, generalizan dicho modelo a un horizonte infinito. En este contexto muestran que existe un stock de contaminación de estado estacionario para cada combinación estacionaria de países signatarios. Además sus resultados indican —como ya lo hacía la formulación estática de Barrett de 1994— que cuanto mayores sean las ganancias de la cooperación menor será el número de signatarios.

Por otra parte, Bohm (1999) y Nordhaus (1993, 1994) argumentan —a través de ejemplos y simulaciones— que los sistemas de licencias negociables son los instrumentos de regulación más adecuados a las necesidades de implementación exigidas por los tratados internacionales. Mostrando que también en el ámbito internacional, estos sistemas son capaces de alcanzar una reducción de emisiones a un coste social menor que las regulaciones directas. Asimismo señalan que los ingresos derivados de estos instrumentos pueden permitir reducciones en otros impuestos con efectos distorsionadores para el bienestar social.

De la misma forma, la internacionalización de los problemas medioambientales despertó el interés de los investigadores por averiguar cómo afectarían a la localización de las empresas contaminantes y al crecimiento económico las diferencias en el nivel de exigencia de las políticas medioambientales nacionales; y cuáles serían los sistemas de regulación capaces de garantizar un determinado nivel de calidad medioambiental sin perjudicar el ritmo de crecimiento económico. Copeland y Taylor (2004) ofrecen una buena recopilación de estas relaciones entre crecimiento económico y medio ambiente.

De forma paralela, la preocupación por el desarrollo sostenible de estos años acentuó la necesidad de diseñar instrumentos de regulación que incentivasen la reducción o el reciclaje de residuos en todo tipo de procesos de producción y de consumo final. Palmer y Walls (1997), Palmer, Sigman y Walls (1997), Fullerton y Wu (1998), y Eichner y Pethig (2001) analizan diversos instrumentos con el fin de averiguar cual es el más adecuado para conseguir el doble objetivo de incrementar el porcentaje de productos con posibilidades de ser reciclados y reducir el volumen de residuos generados. Los sistemas basados en incentivos monetarios se manifiestan, en general, como superiores ya que son capaces de reflejar la dificultad de satisfacer las demandas, que la fabricación de productos y el consumo de los mismos ejerce sobre el medio ambiente¹⁰.

Para terminar, sólo hacer notar que durante estos años los sistemas de regulación tradicional empiezan a ser complementados por programas de cumplimiento voluntario. Ya desde 1990 se establecieron, tanto por parte de la *Environmental Protection Agency* norteamericana (Mazurek, 1998) como por parte de las agencias europeas de regulación (Carraro y Lévêque, 1999), programas de cumplimiento voluntario de la legislación medioambiental. Este nuevo tipo de regulación incluye un conjunto diverso de esfuerzos encaminados a incentivar que sean las propias empresas las que desarrollen sistemas de

¹⁰ Para conocer la realidad en nuestro país sobre los sistemas de gestión de envases y embalajes se puede consultar Fernández *et al.*

autocontrol de la contaminación. Este tipo de regulaciones incluyen desde el desarrollo de programas voluntarios de control de la contaminación hasta la creación de políticas informativas que notifiquen a los consumidores tanto sobre las sustancias presentes en las emisiones realizadas por las empresas como de aquellas contenidas en sus productos. Schmelzer (1999), y Segerson y Miceli (1998 y 1999) prueban que siempre que la agencia pueda ejercer una amenaza creíble, como establecer un impuesto sobre las empresas reguladas, los procesos de negociación entre agencia reguladora y empresa pueden resultar en acuerdos, que aunque conlleven una menor reducción en volumen de emisiones (que los acuerdos coercitivos), garanticen alcanzar un mayor nivel de bienestar social, debido al ahorro en costes de disuasión y vigilancia.

7. Conclusiones

Hemos analizado cómo el instrumental de la regulación medioambiental se ha enriquecido y adaptado durante los últimos cuarenta años para hacer frente a los principales problemas medioambientales que han surgido durante este periodo. Aunque existan ejemplos anteriores, es durante la década de los sesenta cuando comienza a extenderse la preocupación de la economía por el medio ambiente y cuando, además, los instrumentos de regulación —hasta entonces reservados para otras áreas de la economía— se adaptan a la problemática medioambiental. Con posterioridad, durante los setenta, esta preocupación se amplía: ya no sólo se estudia la idoneidad de un instrumento a un determinado problema de contaminación específico, sino que se comparan las propiedades de los mismos. El realismo de los modelos se incrementa, y se introducen cada vez consideraciones más adecuadas a la realidad. Las características de estos instrumentos —fundamentalmente impuestos y cuotas— se comparan bajo los criterios de eficiencia y de maximización del bienestar social. En los años ochenta los esfuerzos se centran en desarrollar y adaptar los sistemas de licencias negociables a las necesidades específicas de diversos tipos de contaminación. La economía medioambiental se perfila ya claramente como un área más de la ciencia económica que requiere un instrumental cada vez más específico que se adecue a sus necesidades. Por último, en la década de los noventa, los fenómenos de contaminación global dictan, en gran medida, la agenda de la política medioambiental y del desarrollo de los instrumentos de regulación necesarios para llevarla a cabo.

Bibliografía

- Adar, Z. y Griffin, J.M. (1976). «Uncertainty and the choice of pollution control instruments». *Journal of Environmental Economics and Management*, 3(3):178-88.
- Aguilera, F. (1994). «Pigou and Coase reconsidered». *Land Economics*, 70(3):386-90.
- Atkinson, S.E. (1983). «Marketable permits and acid rain externalities». *Canadian Journal of Economics*, 16(4):704-722.
- Atkinson, S.E. y Tietenberg, T. (1987). «Economic implications of emissions trading rules for local and regional pollutants». *Canadian Journal Economics*, 20(2):370-86.

- Atkinson, S.E. y Tietenberg, T. (1982). «The empirical properties of two classes of designs for transferable discharge permits markets». *Journal of Environmental Economics and Management*, **9**(2):101-121.
- Azqueta, D. (1994). «Economía, medio ambiente y economía ambiental». *Revista de Economía Española*, número monográfico: 9-37.
- Azqueta, D. (1993). «The Coase Theorem and environmental economics: A survey of some unsettled issues». *Revista de Economía Española*, **10**(1):59-71.
- Barnett, A.H. (1980). «The Pigouvian tax rule under monopoly». *American Economic Review*, **70**(5):1037-1041.
- Barrett, S. (2001). «International cooperation for sale». *European Economic Review*, **45**(10):1835-1850.
- Barrett, S. (1994). «Self-enforcing international environmental agreements». *Oxford Economic Papers*, **46**(special issue):878-894.
- Bator, F.M. (1958). «The anatomy of market failure». *Quarterly Journal of Economics*. Reimpreso en *Essential Readings in Economics* (1995), 129-58, New York: St Martin's Press.
- Baumol, W.J. (1965). *Welfare Economics and the Theory of State*. 2nd ed., Cambridge: Harvard University Press.
- Baumol, W.J. y Bradford, D. (1972). «Detrimental externalities and non-convexities of the production set». *Economica*, **39**:160-176.
- Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1975, 1988). *The Theory of Environmental Policy*. 1st y 2nd ed., Cambridge: Cambridge University Press.
- Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1979). *Economics, Environmental Policy and Quality of Life*, Englewood Cliffs: Prentice-Hall.
- Beavis, B. y Walker, M. (1983). «Random waste, imperfect monitoring and environmental quality standards». *Journal of Public Economics*, **21**(3):377-387.
- Besanko, D. (1987). Performance versus design standards in the regulation of pollution. *Journal of Public Economics*, **34**(1):19-44.
- Bohm, P. (1999). «An emission quota tradable experiment among four Nordic countries», en Sorell, S. y Skea, J. (eds.), *Pollution for Sale: Emissions Trading and Joint Implementation*, 299-321, Cheltenham: Edward Elgar.
- Bohm, P. (1981). *Deposit-Refund Systems. Theory and Applications to Environmental Conservation and Consumer Policy*. Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.
- Boulding, K.E. (1966). «The economics of the coming spaceship earth», en Jarrett, H. (ed.), *Environmental Quality in a Growing Economy*, 3-14, Baltimore: Johns Hopkins University Press.
- Bramhall, D.E. y Mills, E.S. (1966). «A note on the asymmetry between fees and payments». *Water Resources Research*, **2**(3):615-16.
- Buchanan, J.M. (1969). «External diseconomies, corrective taxes and market structure». *American Economic Review*, **59**(1):174-177.
- Buchanan, J.M. y Stubblebine, W.C. (1962). «Externality». *Economica*, **29**(116):371-84.
- Carraro, C. y Lévêque, F. (1999). *Voluntary Approaches in Environmental Policy*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishing.
- Carraro, C. y Siniscalco, D. (1998). «International environmental agreements: Incentives and political economy». *European Economic Review*, **42**(3):561-572.
- Carraro, C. y Siniscalco, D. (1997). «R&D cooperation and the stability of international environmental agreements», en Carraro, C. (ed.), *International Environmental Negotiations. Strategic Policy Issues*, 71-96, Cheltenham: Edward Elgar Publishing.

- Carraro, C. y Siniscalco, D. (1993). «Strategies for the international protection of the environment». *Journal of Public Economics*, **52**(3):309-328.
- Coase, R.H. (1960). «The problem of social cost». *The Journal of Law and Economics*, **22**:141-162.
- Copeland, B.R. y Taylor, M.S. (2004). «Trade, growth and the environment». *Journal of Economic Literature*, **42**(1):7-71.
- Cropper, M.E. y Oates, W.E. (1992). «Environmental economics: A survey». *Journal of Economic Literature*, **30**(2):675-740.
- Dales, J.H. (1968). *Pollution, Property and Prices*. Toronto: University of Toronto Press.
- Downing P.B. y Kimball, J.H. (1982). «Enforcing pollution controls laws in the U.S.». *Policy Studies Journal*, **11**(1):55-65.
- Downing P.B. y Watson, W.D. (1974). «The economy of enforcing air pollution controls». *Journal of Environmental Economics and Management*, **1**(3):219-236.
- Eichner, T. y Pethig, R. (2001). «Product design and efficiency management of recycling and waste management». *Journal of Environmental Economics and Management*, **41**(1):109-134.
- Escapa, M. y Gutiérrez, M.J. (1997). «Distribution of potential gains from international environmental agreements: the case of the greenhouse effect». *Journal of Environmental Economics and Management*, **33**(1):1-16.
- Escapa, M. y Gutiérrez, M.J. (1995). «How important is cooperative behavior in controlling stock pollutants? A simulation approach for the greenhouse effect». *Spanish Economic Review*, **12**(2):307-53.
- Fernández, R., Marbella, F. y Ventura, J. (2000). «El sector de envases de bebidas. Análisis de la normativa española y de los acuerdos de colaboración». *Información Comercial Española, Revista de Economía*, **785**:119-31.
- Fishelson, G. (1976). «Emission control policies under uncertainty». *Journal of Environmental Economics and Management*, **3**(3):189-97.
- Folmer, H., Mouche, P. y Ragland, S. (1993). «Interconnected games and international environmental problems». *Environmental and Resource Economics*, **3**(4):313-335.
- Fullerton, D. y Wu, W. (1998). «Policies for green design». *Journal of Environmental Economics and Management*, **36**(2):131-148.
- Germain, M., Toint, P., Tulkens, H. y de Zeeuw, A. (2003). «Transfers to sustain core-theoretic cooperation in international stock pollutant control». *Journal of Economics Dynamics and Control*, **28**(1):79-99.
- Greenberg, J. (1984). «Avoiding tax avoidance: A (repeated) game-theoretic approach». *Journal of Economic Theory*, **32**(1):1-13.
- Groves, T., Stinchcombe, M. y Viladrich, M. (1992). «Optimal Monitoring of Oil Spills: Control in a Stochastic Dynamic Context, Department of Economics». *Working Paper 92-48*, University of California, San Diego.
- Hahn, R.W. (2000). «The impact of economics on environmental policy firm». *Journal of Environmental Economics and Management*, **39**(3):375-399.
- Hahn, R.W. y Noll, R. (1982). «Designing a market for tradable emission permits», en Magat, W. A. (ed.), *Reform of Environmental Regulation*, 119-146, Cambridge: Ballinger.
- Hardin, G. (1968). «The tragedy of the commons». *Science*, **162**:1243-48.
- Harford, J.D. (1978). «Firm behavior under imperfect enforceable pollution standards and taxes». *Journal of Environmental Economics and Management*, **5**(1):26-43.
- Harford, J.D. y Harrington, W. (1991). «A reconsideration of enforcement leverage when penalties are restricted». *Journal of Public Economics*, **45**(3):391-395.

- Harrington, W. (1988). «Enforcement leverage when penalties are restricted». *Journal of Public Economics*, **37**(1):29-53.
- Head, J.G. (1962). «Public goods and public policy». *Public Finance*, **17**(3):197-219.
- Helfand, G.E. (1991). «Standards vs. standards: The effects of different pollution restrictions». *American Economic Review*, **81**(3):622-634.
- Hoel, M. (1994). «Efficient climate policy in the presence of free riders». *Journal of Environmental Economics and Management*, **27**(3):259-274.
- Hoel, M. (1992). «International environmental conventions. The case of uniform reduction of emissions». *Environmental and Resource Economics*, **2**(2):141-159.
- Hoel, M. y Schneider, K. (1997). Incentives to participate in an international environmental agreement. *Environmental and Resource Economics*, **9**(2):153-170.
- Hotelling, H. (1931). «The economics of exhaustible resources». *Journal of Political Economy*, **39**:137-75.
- Jevons, W.S. (1906). *The Coal Question*, ed. by Flux, A.W., London: Macmillan (3rd edition).
- Kamien, M.I., Schwartz, N.L. y Dolbear, F.T. (1966). «Asymmetry between bribes and charges». *Water Resources Research*, **2**(1):147-57.
- Kneese, A. (1964). *The Economics of Regional Water Quality Management*. Baltimore: John Hopkins University Press for Resources for the Future.
- Krupnick, A.J., Oates, W.E. y Van De Verg, E. (1983). «On marketable air-pollution permits: The case for a system of pollution offsets». *Journal of Environmental Economics and Management*, **10**(3):233-247.
- Lee, D.R. (1975). «Efficiency of pollution taxation and market structure». *Journal of Environmental Economics and Management*, **2**(1):69-72.
- Linder, S. y McBride, M. (1984). «Enforcement cost and regulatory reform: The agency and the firm response». *Journal of Environmental Economics and Management*, **11**(4):327-346.
- Marshall, A. (1890). *Principles of Economics*. Vol. 1, London: Macmillan.
- Mäler, K.G. (1990). «International environmental problems». *Oxford Review of Economic Policy*, **6**(1):80-108.
- Malik, A. (1990). «Markets for pollution control when firms are non compliant». *Journal of Environmental Economics and Management*, **18**(2):97-106.
- Marin, A. (1991). «Firm incentives to promote technological change in pollution control. A comment». *Journal of Environmental Economics and Management*, **21**(3):297-300.
- Mazurek, J. (1998). *The use of voluntary agreements in the United States: an initial survey*. Env/EPOC/GEEI(98)27/Final, Organization for Economic Cooperation and Development.
- McGartland, M. y Oates, W. (1985a). «Marketable Permits for the Prevention of Environmental Deterioration». *Journal of Environmental Economics and Management*, **12**(3):207-228.
- McGartland, M. y Oates, W. (1985b). «Marketable pollution permits and acid rain externalities: A comment and some further evidence». *Canadian Journal of Economics*, **18**(3):668-75.
- Meade, J. (1952). «External Economies and Diseconomies in a Competitive Situation». *Economic Journal*, **62**(245):54-67.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J. y Behrens, W. (1972). *The Limits to Growth*, New York: Universe Books.
- Milliman, S.R. y Prince, R. (1992). «Firm incentives to promote technological change in pollution control. A Replay». *Journal of Environmental Economics and Management*, **22**(3):292-296.
- Milliman, S.R. y Prince, R. (1989). «Firm incentives to promote technological change in pollution control». *Journal of Environmental Economics and Management*, **17**(3):247-265.
- Mishan, E.J. (1971). «The postwar literature on externalities. An interpretative essay». *Journal of Economic Literature*, **9**(1):1-28.

- Montgomery, W.E. (1972). «Markets in licenses and efficient pollution control programs». *Journal of Economic Theory*, **5**(3):395-418.
- Naredo, J.M. (1987). «¿Qué pueden hacer los economistas para ocuparse de los recursos naturales? Desde el sistema económico a la economía de los sistemas». *Pensamiento Iberoamericano. Revista de Economía Política*, **0**(12):67-74.
- Nordhaus, W.D. (1994). *Managing the global commons: the economics of climate change*, Cambridge: MIT Press.
- Nordhaus, W.D. (1993). «Optimal greenhouse gas reduction and tax policy in the DICE model». *American Economic Review*, AEA Papers and Proceedings, **83**(2):313-317.
- Olson, M. (1965) *The Logic of Collective Action*. Cambridge: Harvard University Press.
- Parlamento Europeo (2004). «Directiva 2004/12/EC», *Diario Oficial Comunidad Europea* 47/26 de 18 de febrero de 2004, Bruselas.
- Parlamento Europeo (2001). «Directiva 2001/119/EC», *Diario Oficial Comunidad Europea* 47/L de 16 de febrero de 2001, Bruselas.
- Parlamento Europeo (2000). «Directiva 2000/532/EC», *Diario Oficial Comunidad Europea* 203/18 de 28 de julio de 2000, Bruselas.
- Palmer, K., Sigman, H. y Walls, M. (1997). «The cost of reducing municipal solid waste». *Journal of Environmental Economics and Management*, **33**(2):128-50.
- Palmer, K. y Walls, M. (1997). «Optimal policies for solid waste disposal». *Journal of Public Economics*, **65**(2):193-205.
- Pigou, A.C. (1932). *The Economics of Welfare*. 4th edition, London: McMillan.
- Ploudre, G. y Young, D. (1989). «A model of industrial pollution in a stochastic environment». *Journal of Environmental Economics and Management*, **16**(2):97-105.
- Roberts, J. y Spence, M. (1976). «Effluent charges and licenses under uncertainty». *Journal of Public Economics*, **5**(3/4):193-208.
- Rubio, S. y Ulph, A. (2003). «An infinite-horizon model of dynamic membership of international environmental agreements». *Note di Lavoro*, Fondazione Eni Enrico Mattei, 57. 2003.
- Rubio, S. y Ulph, A. (2002). «A simple dynamic model of international environmental agreements with a stock pollutant». *Discussion paper in Economics and Econometrics 0209*, Department of Economics, University of Southampton.
- Russell, C.S. (1990). «Game models for structuring monitoring and enforcement systems». *Natural Resource Modeling*, **4**(2):143-173.
- Russell, C.S. (1988). «Economic incentives in the management of hazardous waste». *Columbia Journal of Environmental Law*, **13**(3):257-74.
- Russell, C.S., Harrington, W. y Vaughan W.J. (1986). *Enforcing Pollution Control Laws*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press for Resources for the Future.
- Samuelson, P. (1955). «Diagrammatic exposition of the pure theory of public expenditure». *Review of Economics and Statistics*, **37**(4):350-356.
- Samuelson, P. (1954). «The pure theory of public expenditure». *Review of Economics and Statistics*, **36**(4):387-389.
- Schmelzer, D. (1999). «Voluntary agreements in environmental policy», en Carraro, C. y Lévêque, F. (eds.), *Voluntary Approaches in Environmental Policy*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishing.
- Scitovsky, T. (1954). «Two concepts of external economies». *Journal of Political Economy*, **62**(2):143-51.
- Seco, M., Andrés, O., y Ramos, G. (1999). *Diccionario de Español Actual*. Madrid: Aguilar.
- Segerson, K. (1988). «Uncertainty and incentives for non-point pollution control». *Journal of Environmental Economics and Management*, **15**(1):87-98.

- Segerson, K. y Miceli, T.J. (1999). «Voluntary approaches to environmental protection», en Carraro, C. y Lévêque, F. (eds.), *Voluntary Approaches in Environmental Policy*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishing.
- Segerson, K. y Miceli, T.J. (1998). «Voluntary environmental agreements: good or bad news for environmental protection?». *Journal of Environmental Economics and Management*, **36**(2):109-130.
- Seskin, E.P., Anderson, y Reid, R.O. (1983). «An empirical analysis of economic strategies for controlling air pollution». *Journal of Environmental Economics and Management*, **10**(2):112-124.
- Solow, R.M. (1971). «Land use in a long narrow city». *Journal of Economic Theory*, **3**(4):430-447.
- Storey, J. y McCabe, P.J. (1980). «The criminal waste discharges». *Scottish Journal of Political Economy*, **27**(1):30-40.
- Sullivan, A.M. (1987). «Policy options for toxic disposal: Laissez-faire, subsidization and enforcement». *Journal of Environmental Economics and Management*, **14**(1):58-71.
- Tahvonen, O. (1994). «Carbon dioxide abatement as a differential game». *European Journal of Political Economy*, **10**(4):685-705.
- Tietenberg, T. (1995). «Tradable permits for pollution control when location matters: What have we learned?». *Environmental and Resource Economics*, **5**(2):95-113.
- Tietenberg, T. (1985). *Emissions Trading. An Exercise in Reforming Pollution Policy*. Washington: Resources for the Future.
- Tietenberg, T. (1980). «Transferable discharge permits and the control of a stationary source air pollution: A survey and synthesis». *Land Economics*, **56**(4):391-416.
- Ulph, A. (1998). «Learning about global warming», en Hanley, N. y Folmer, H. (ed.), *Game Theory and the Environment*, Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- U.S. Congress (1990). «Clean Air Act Amendments of 1990», *United State Statutes at Large (PL 101-549)*, Washington: Government Printing Office.
- U.S. Congress (1980). «Comprehensive Environmental Response Compensation and Liability Act», *United States Code*, Title 42, Chapter 103, Washington: Government Printing Office.
- U.S. Congress (1970). «Clean Air Act Amendments of 1970», *United State Statutes at Large (PL 91-604)*, Washington: Government Printing Office.
- U.S. Congress (1965). «The Water Quality Act», *United State Code*, Title 33, Chapter 26, Washington: Government Printing Office.
- van der Ploeg, F. y de Zeeuw, A.J. (1992). «International aspects of pollution control». *Environmental and Resource Economics*, **2**(2):117-139.
- Viladrich, M. (1994). «Hazardous waste: Subsidies or fines. If we must pay, why not pay the least?». *Spanish Economic Review*, número monográfico, 61-77.
- Viscusi, W.K. y Zeckhausen, R. (1979). «Optimal standards with incomplete enforcement». *Public Policy*, **27**(4):437-456.
- Weitzman, M. (1974). «Prices vs. Quantities». *The Review of Economic Studies*, **41**(4):477-490.
- Xepapadeas, A.P. (1991). «Environmental policy under imperfect information. Incentives and moral hazard». *Journal of Environmental Economics and Management*, **20**(2):113-124.