

Economía ambiental

Xavier Labandeira
Carmelo J. León
M^a Xosé Vázquez

PEARSON
Prentice
Hall

ECONOMÍA AMBIENTAL

ECONOMÍA AMBIENTAL

XAVIER LABANDEIRA

Universidade de Vigo

CARMELO J. LEÓN

Universidad de Las Palmas de Gran Canaria

MARÍA XOSÉ VÁZQUEZ

Universidade de Vigo



Madrid • México • Santafé de Bogotá • Buenos Aires • Caracas • Lima • Montevideo
• San Juan • San José • Santiago • São Paulo • White Plains

XAVIER LABANDEIRA, CARMELO J. LEÓN
Y MARÍA XOSÉ VÁZQUEZ

ECONOMÍA AMBIENTAL

PEARSON EDUCACIÓN, S.A., Madrid, 2007

ISBN 10: 84-205-3651-2

ISBN 13: 978-84-205-3651-4

Materia: Ciencias del medio ambiente.

Economía en general 504.33

Formato: 195 x 250

Páginas: 376

Todos los derechos reservados.

Queda prohibida, salvo excepción prevista en la Ley, cualquier forma de reproducción, distribución, comunicación pública y transformación de esta obra sin contar con autorización de los titulares de propiedad intelectual. La infracción de los derechos mencionados puede ser constitutiva de delito contra la propiedad intelectual (*arts. 270 y sgts. Código Penal*).

DERECHOS RESERVADOS

© 2007 por:

PEARSON EDUCACIÓN, S.A.

Ribera del Loira, 28

28042 Madrid (España)

ECONOMÍA AMBIENTAL

XAVIER LABANDEIRA, CARMELO J. LEÓN Y MARÍA XOSÉ VÁZQUEZ

ISBN 10: 84-205-3651-2

ISBN 13: 978-84-205-3651-4

Depósito Legal: M-42.435-2006

PRENTICE HALL es un sello editorial autorizado de PEARSON EDUCACIÓN, S.A.

Equipo editorial:

Editor: Alberto Cañizal

Técnico editorial: Elena Bazaco

Equipo de producción:

Director: José Antonio Clares

Técnico: José Antonio Hernán

Diseño de cubierta: Equipo de diseño de Pearson Educación, S.A.

Composición: Ángel Gallardo Serv. Gráficos, S.L.

Impreso en México. *Printed in Mexico.*

A David W. Pearce, maestro y amigo.

Índice

Prefacio	xi
Agradecimientos	xv
1 Introducción	1
1.1 ¿Por qué este libro?	1
1.2 Estructura del libro, partes y adaptación a cursos y niveles	1
1.3 Origen y evolución de la Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente	3
1.4 Conceptos básicos en Economía Ambiental	12
2 La sustentabilidad del desarrollo económico	19
Objetivos	19
2.1 Introducción	19
2.2 Crecimiento económico y conservación ambiental	21
2.3 Definición de desarrollo sustentable	27
2.4 La equidad intergeneracional y la tasa de descuento	28
2.5 Condiciones para alcanzar la sustentabilidad	31
2.6 Indicadores de desarrollo sustentable	35
2.7 Deuda externa y desarrollo	53
2.8 Estrategias de desarrollo sustentable. El caso de Costa Rica	55
2.9 Sumario	57
Preguntas para la reflexión	57
Lecturas complementarias	58
Apéndice 2.1 Acuerdos de la cumbre de Johannesburgo	63
Apéndice 2.2 Indicadores de desarrollo sustentable de la ONU	64
3 El medio ambiente y los fallos del mercado	67
Objetivos	67
3.1 Introducción	67
3.2 Derechos de propiedad y mercado	68
3.3 El deterioro ambiental como externalidad	70
3.4 Los bienes públicos ambientales	71
3.5 El fallo de mercado con efectos externos	72
3.6 El problema de los bienes comunales	75
3.7 La gestión eficiente de los bienes públicos ambientales	77
3.8 ¿Por qué no funciona el mercado para los bienes públicos ambientales?	80
3.9 La solución de las externalidades a través del mercado	82
3.10 La internalización de los efectos externos	86

3.11	Sumario	89
	Preguntas para la reflexión	89
	Lecturas complementarias	90
	Apéndice 3.1 La provisión eficiente de un bien público ambiental discreto	91
	Apéndice 3.2 La modelización de un bien público ambiental	93
4	La evaluación económica del medio ambiente	95
	Objetivos	95
4.1	Introducción	95
4.2	Concepto de valor económico. El excedente ordinario	97
4.3	Cambios múltiples de precios y/o renta	100
4.4	El excedente compensado o hicksiano	102
4.5	La medición de las variaciones de calidad ambiental	107
4.6	Comparación entre las medidas de bienestar	110
4.7	Agregación de beneficios	113
4.8	Clases de valor económico ambiental	114
4.9	Sumario	124
	Preguntas para la reflexión	125
	Lecturas complementarias	125
5	Métodos para estimar el valor económico del medio ambiente	127
	Objetivos	127
5.1	Introducción	127
5.2	Aproximaciones directas de mercado	128
5.3	El método del coste del desplazamiento	129
5.4	Métodos hedónicos	139
5.5	Preferencias declaradas	148
5.6	Sumario	158
	Preguntas para la reflexión	159
	Lecturas complementarias	159
	Apéndice 5.1 Extensiones del método del coste del desplazamiento	161
	Apéndice 5.2 Modelos de elección discreta de preferencias declaradas	167
6	Experiencias de valoración de bienes ambientales	171
	Objetivos	171
6.1	Introducción	171
6.2	Valoración de áreas naturales y paisaje	173
6.3	Valoración de los efectos de la contaminación	179
6.4	Valoración de daños a recursos naturales	196
6.5	Transferencia de valores y meta-análisis	200
6.6	Sumario	213
	Preguntas para la reflexión	214
	Lecturas complementarias	214
	Apéndice 6.1 Modelo bayesiano para intervalos censurados utilizado en Vázquez <i>et al.</i> (2002)	216

7 Fundamentos y diseño de la política ambiental 219

Objetivos	219
7.1 Introducción	219
7.2 Tipología de instrumentos	220
7.3 Pautas de valoración de instrumentos	227
7.4 Análisis comparativo de instrumentos	230
7.5 Política ambiental óptima y de segundo óptimo con una externalidad ambiental simple	237
7.6 El tránsito del primer al segundo óptimo en la gestión de la lluvia ácida y el cambio climático	242
7.7 Ingresos y efectos distributivos de instrumentos de política	254
7.8 La descentralización de la regulación ambiental	260
7.9 Aplicación y cumplimiento de las políticas ambientales	263
7.10 Sumario	268
Preguntas para la reflexión	268
Lecturas complementarias	269
Apéndice 7.1 El impuesto de primer óptimo cuando las deposiciones ácidas se acumulan en los medios receptores	270

8 La práctica de la política ambiental 273

Objetivos	273
8.1 Introducción	273
8.2 Problemas ambientales globales y acuerdos internacionales	274
8.3 Política contra el cambio climático a través de mercados	278
8.4 Diseño, aplicación y efectos de reformas fiscales verdes	283
8.5 Políticas ambientales híbridas en la práctica	286
8.6 Experiencias específicas con impuestos ambientales	296
8.7 Responsabilidad y política ambiental en la práctica	299
8.8 Apuntes sobre comercio internacional y medio ambiente	306
8.9 Sumario	312
Preguntas para la reflexión	312
Lecturas complementarias	313

9 Empresa y medio ambiente 315

Objetivos	315
9.1 Introducción	315
9.2 Factores que inciden en el comportamiento ambiental de las empresas	317
9.3 Indicadores de desarrollo sostenible en la gestión empresarial	325
9.4 Instrumentos de gestión ambiental	338
9.5 La ecología como estrategia empresarial: Ecoetiquetado	348
9.6 Sumario	351
Preguntas para la reflexión	352
Lecturas complementarias	352

Prefacio

Es un juicio muy compartido que el avanzar en la sostenibilidad o sustentabilidad del desarrollo es necesario, ya que de otra forma no podremos hablar de verdadero desarrollo; es obligado, porque forma parte de los compromisos políticos adquiridos a nivel comunitario e internacional y es, sobre todo, a efectos de hacer un planteamiento proactivo: oportuno, ya que conlleva indudables ventajas económicas, sociales y ambientales —que ahora todos sabemos que pueden y deben ir emparejadas— para los países, regiones, ciudades... y empresas pioneras, ya que exige planteamientos innovadores que lleven consigo, en general, ventajas sobre los competidores que insisten en la senda de la insostenibilidad, y, sobre todo, asegura un desarrollo o negocio más duradero, incluso en términos económicos.

Desgraciadamente, a pesar de lo que puede considerarse una evidencia, no son todavía muchos los países, regiones, ciudades ni empresas comprometidos en la sostenibilidad y esto es debido, fundamentalmente, a las exigencias cortoplacistas de la política, de la gestión pública, de la gestión empresarial, etc., determinadas, en particular, por el hecho de que el mercado, o mejor la economía de mercado, no favorece, a corto plazo ni políticas ni procesos ni, en general, modelos productivos ni de consumo más sostenibles, y ello debido a las imperfecciones de la economía de mercado en la que no sólo no se internalizan los costes ambientales sino, en general, las externalidades asociadas a la mayor insostenibilidad de muchos procesos productivos o de consumo.

En esta economía de mercado pueden darse situaciones tan insostenibles como que existan crecimientos fuertes de la economía, medida en crecimiento del PIB, cuando ocurren algunos grandes accidentes o catástrofes ambientales debido a que no se contabilizan las pérdidas de activos ambientales, pero sí los flujos económicos generados por las actividades de corrección. O que las externalidades generadas por el transporte, en forma de accidentes, contaminación, etc., que en la UE se acercan al 8 % del PIB (el presupuesto comunitario es algo más del 1% del PIB y la industria del automóvil europea, la más fuerte, representa en su producción algo más del 4% del PIB) se trasladen a la sociedad o al futuro en su mayor parte, ya que la carga fiscal a los usuarios no llega al 3% del PIB, y lo mismo podría decirse del sector eléctrico, turístico e incluso residencial.

Podemos decir que esta economía imperfecta de mercado, en la que los precios no reflejan los verdaderos costes ambientales y sociales, no trabaja para la mayor sostenibilidad del desarrollo, cuyo elemento básico es hacer un uso eficaz y eficiente de todo tipo de recursos, naturales, tecnológicos, humanos... para avanzar en el llamado «desacoplamiento» o desvincular una creciente calidad de vida, ahora y en el futuro, para una mayoría creciente de ciudadanos del uso de recursos. O hacer más con menos recursos y menos degradación ambiental.

Este libro pretende, ni más ni menos, establecer las bases del conocimiento y metodológicas para que finalmente, a través en particular del perfeccionamiento de la economía de mercado, o de una economía social de mercado, como aspira a llamarla la nueva primera ministra alemana Ángela Merkel, se consiga avanzar, en primer lugar, en la sostenibilidad ambiental del desarrollo y, finalmente, en un desarrollo más sostenible en el que, como señala la Declaración de Principios Rectores aprobada por los Jefes de Estado o de Gobierno en el Consejo Europeo de Junio de 2005, se persigue asegurar simultáneamente más prosperidad económica, mayor cohesión social y calidad ambiental y, sobre todo, un uso eficiente de los recursos naturales.

En el fondo se trata, fundamentalmente, de economizar recursos y esto es algo de lo que se deben ocupar, con prioridad, la economía y los economistas.

Por eso este libro era lo mismo que el desarrollo sostenible: necesario y obligado; y es ahora, más que nunca, oportuno. Necesario porque sólo desde la economía se conseguirá perfeccionar la economía de mercado y hasta ahora —según el humilde parecer de este economista— no se había sistematizado en castellano y de una forma accesible para los economistas del futuro, pero también para todos los que nos empeñamos en usar y abusar de los llamados instrumentos económicos como elemento clave, el amplio aporte que desde una economía trascendente o no cortoplacista se puede hacer para progresar en el paradigma irrenunciable del desarrollo sostenible.

Y es obligado porque el modelo de desarrollo español esta pidiendo a gritos un replanteamiento desde la propia disciplina económica, un replanteamiento que nos saque de este modelo basado fundamentalmente en el consumo y la construcción, de este modelo insostenible por su descapitalización continua en materia de conocimiento e innovación y su uso ineficiente de recursos naturales, energéticos, tecnológicos y humanos, un modelo de corto recorrido, incluso en puros términos de prosperidad económica.

Los que nos hemos batido el cobre por una reforma de la fiscalidad, para que ésta apoye la sostenibilidad y no lo contrario, para que se grave más lo que es más gravoso para el medio ambiente y para el uso eficiente de recursos naturales y, consecuentemente, a medio plazo para la economía, los que hablamos de la necesidad de establecer políticas de gestión de la demanda y no de simple desarrollo y, a lo sumo, optimización de la oferta, sabemos que los argumentos y las propuestas viables tienen que venir de la mano —apoyadas y legitimadas— de fiscalistas y economistas avezados, y que sólo cuando contemos con profesionales formados en estas disciplinas, e informados y deseablemente motivados y comprometidos con un modelo de futuro, podremos asegurar que los procesos de toma de decisiones y de participación pública cuentan con el utillaje para abordar los cambios y reformas estructurales, o condiciones para el cambio hacia modelos de producción y consumo más sostenibles.

Y es oportuno porque en estos momentos las esperanzas de futuro a nivel global, europeo y nacional están puestas en este paradigma del desarrollo sostenible. La prueba de que este replanteamiento, o repensar del desarrollo, ha calado hondo es que un semanario neoliberal como *The Economist* decía que por fin, con la referencia del desarrollo sostenible se vislumbraba un «happy end» para la historia interminable de la degradación y de las reivindicaciones ambientales por tratarse de un planteamiento proactivo y no reactivo, y que trataba no de un menor desarrollo sino distinto. Y la prueba es que al maridarse la Sostenibilidad con el llamado Buen Gobierno o Gobernabilidad y sus cinco principios de eficacia y eficiencia, transparencia, rendimiento de cuentas, información y participación pública, se ha convertido en marchamo ineludible de calidad al que ni siquiera los procesos insostenibles, léase desarrollos urbanísticos «insensatos» (calificación de la ministra Cristina Narbona ante el abuso del calificativo de sostenible que hay que acuñar) pueden sustraerse. Y la prueba es que la revisión en el 2005 de la Agenda Socioeconómica a medio plazo de la UE, la llamada Agenda de Lisboa, la que aspira hacer de la UE la economía más competitiva basada en el conocimiento, ha ido acompañada de un reforzamiento del marco del Desarrollo Sostenible con la aprobación, al mismo tiempo, de la Declaración de los Principios Rectores para el Desarrollo Sostenible antes mencionados y con el establecimiento de unos indicadores de progreso llamados «estructurales» que incluyen entre los 14 Principales, junto al PIB, algunos tan determinantes de la sostenibilidad ambiental como la intensidad energética, los transportes y las emisiones de gases de efecto invernadero. Y la prueba es que el actual Presidente de gobierno español, en la sesión de investidura, se comprometió a llevar a este país por la senda de la sostenibilidad como condición para un desarrollo más duradero, consciente de la insostenibilidad del modelo actual.

Cualquiera que dude de que el desarrollo español se encuentra en una encrucijada en la que tenemos forzosamente que apelar al refuerzo de la sociedad del conocimiento, de la innovación y productividad, de la mayor eficiencia en el uso de recursos energéticos, agua, suelo,... de una mayor cohesión social y, en general, de un cambio en el modelo de desarrollo para asegurarnos un futuro menos incierto

y para una mayoría creciente de ciudadanos, que se lea el Informe del Observatorio de la Sostenibilidad en España (capacidad independiente resultado del compromiso del Gobierno actual y de su Presidente con la sostenibilidad), publicado en Junio de 2005

Y en este proceso necesario y obligado de cambio, no hacia un menor desarrollo sino hacia un desarrollo distinto, van a jugar un papel preponderante la innovación en todas sus formas (Directriz 8 de las llamadas Directrices Económicas Integradas para la puesta en práctica de la Estrategia de Lisboa), y los llamados instrumentos económicos o basados en el mercado, para internalización de los costes ambientales, y la eliminación de incentivos o subsidios gravosos ambientalmente que aseguren, por un lado, una optimización de la oferta y, por otro, una racionalización de la demanda, para conseguir finalmente una mayor eficacia y eficiencia en la asignación y uso de todos los recursos, y no sólo los energéticos y naturales (Directrices 3 y 11). Y esto también a nivel nacional, ya que la Estrategia de Lisboa ha sido trasladada a nivel español mediante el Programa Nacional de Reformas, para el crecimiento, el empleo y la productividad, aprobado por el Gobierno y remitido a la Comisión en Octubre del 2005; y objeto ya de una primera evaluación crítica (se puede y se debe mejorar) por la Comisión en su informe reciente de progreso de finales de Enero 2006.

Hace poco tiempo, el 16 de enero, el llamado Grupo de Expertos de la llamada iniciativa CCC («Clean, Clever, Competitive») de la UE, del que formo parte, aprobó su dictamen dirigido a la Presidencia del Consejo de la UE, a la Comisión, y a todos los grupos de interés (Empresas, Sindicatos, ONG...), sobre acciones urgentes que hay que poner en marcha para trasladar al mercado la eco-eficiencia (procesos, tecnologías y productos para usar más eficaz y eficientemente los recursos energéticos y naturales) y, en general, la eco-innovación (innovación en todas sus formas para contribuir a un desarrollo más sostenible). Curiosamente, este libro contribuirá a reforzar las cinco líneas de acción práctica que se piden en este Dictamen para que finalmente el mercado contribuya a la sostenibilidad:

1. Definir una perspectiva y horizontes claros y compartidos (planes a medio y largo plazo para que el mercado, que finalmente es resultado de opciones y políticas, y las empresas arriesguen, investiguen, etc., dentro de una cierta predictibilidad), que se beneficiarían de anticipar escenarios económicos y de análisis prospectivos para los que la valoración perfeccionada de los activos ambientales y recursos naturales es clave.
2. Promover el conocimiento y las capacidades, incluyendo lo que podríamos llamar una «nueva economía» de los recursos.
3. Crear y promover nuevos mercados a través de los mecanismos de compras y contratos públicos; lo que exige nuevas especificaciones técnicas para los concursos públicos en las que los análisis coste-beneficio incluyan también nuevos métodos de evaluación de los activos ambientales y recursos naturales a la hora de evaluar las ofertas más ventajosas para el gasto público y no sólo las de presupuesto más bajo o a la baja.
4. Ofrecer incentivos económicos a los usuarios y consumidores finales, incluyendo el recurso a mayores cargas fiscales para productos y servicios más gravosos ambientalmente o ineficientes en el uso de recursos e incentivos para la eco-eficiencia y eco-innovación; lo cual requerirá de avezados economistas y fiscalistas para que se consigan, además de las finalidades no sólo recaudatorias buscadas, el respeto, en general, de los principios de neutralidad y progresividad. Con la opción (en línea con lo propuesto recientemente por el comisario Almunia y el actual Presidente del Consejo de la UE) de un impuesto comunitario (verdadera revolución) en los sectores de energía y transporte que, además de desincentivar el derroche (a lo que no se atreven porque se considera impopular los gobiernos nacionales) y generar recursos para el mermado presupuesto comunitario, podría alimentar fondos para incentivar la eco-eficiencia y eco-innovación. Todo un logro si se consigue, con la ayuda una vez más de avezados fiscalistas, además de corajudos políticos, para la identidad Europea, de dimensiones similares a la del euro.



5. Promover la información al usuario y consumidor final, con objeto de que estos hagan una elección informada y, en muchos casos, responsable y que debe incluir información económica más allá del mero precio de compra de productos y servicios alternativos.

Este libro, que es una llamada a la innovación en las disciplinas económicas y un útil de capacitación, desde las bases conceptuales, de futuros economistas para participar activamente en lo que ya se conoce como Agenda del Cambio en la UE, formada por la Agenda de Lisboa y la Estrategia comunitaria para el Desarrollo Sostenible, actualmente en revisión, y sobre todo para participar en forma profesional y comprometida, tanto desde el ámbito público como del empresarial, en el necesario cambio a más y, sobre todo, a mejor del desarrollo español, y en el traslado al mercado de la eco-eficiencia y la eco-innovación, no podía llegar como vemos en un momento más oportuno.

Quiero agradecer a los autores el enorme esfuerzo que han realizado para llegar bien y a tiempo a esta cita obligada con el futuro, a este esfuerzo de sistematizar los conocimientos, métodos e instrumentos de intervención desde la economía para conseguir que, finalmente, el mercado contribuya a la sostenibilidad del desarrollo o a un futuro con futuro o con porvenir. Los economistas del futuro se lo agradecerán, y también muchos de los actuales, que no necesariamente andan sobrados en estas materias, aunque las subestimen por el momento, y sobre todo los que nos consideramos economistas a la fuerza, ya que hay que abordar la sostenibilidad ambiental como economía de los recursos.

Domingo Jiménez Beltrán
Abril, 2006

Agradecimientos

Este libro es el resultado de la experiencia docente e investigadora desarrollada por los autores a lo largo del último decenio. Por ello debemos agradecer, en primer lugar, a nuestros colaboradores académicos por el uso del acervo común de nuestros trabajos en su redacción. En particular, debemos citar a Jorge Araña, Manuel Besada, Alberto Gago, José M. Labeaga, María Loureiro, Albino Prada y Miguel Rodríguez. También tenemos una deuda evidente con nuestros estudiantes, tanto por habernos empujado a esta empresa como por el rico intercambio de impresiones y aprendizaje que, sin duda, ha determinado la organización y contenidos del libro.

Por supuesto la elaboración del material docente y, en consecuencia, de este libro se basa en una recopilación abundante de libros, artículos, informes, sitios web, etc. Gran parte de este material ha sido incorporado en la bibliografía, aunque otros muchos, de los cuales nos consideramos meros transmisores y que han configurado nuestro conocimiento en la materia, no figuren explícitamente mencionados.

Este libro ve la luz gracias al apoyo de nuestras familias y amigos que, a lo largo de los años, nos han visto pasar por momentos de gran ilusión y dificultades. El tiempo robado a Xose, Flavia, Leo, Carolina, Nuria, Paula y Helena ha sido probablemente excesivo, y sólo esperamos que el resultado final compense estas pérdidas.

Por último, el libro es el resultado del tesón y la paciencia de todos aquellos que trabajan en Pearson y se han relacionado con nosotros durante demasiados años. Este es el caso de David Fayerman, quien vio el potencial del producto y defendió a capa y espada el proyecto, Juan Luis Posadas y Alberto Cañizal. Queremos darles las gracias por estar siempre ahí, por animarnos a continuar en los momentos de dudas y desesperanza, y por ser comprensivos con nuestros retrasos.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 ¿Por qué este libro?

Probablemente es muy atrevido iniciar los contenidos de un libro con una pregunta como ésta. Sin embargo, creemos que es útil explicar cómo hemos llegado aquí y cuáles son nuestros objetivos con esta obra.

Responder a lo primero es relativamente fácil: somos tres investigadores y docentes en Economía Ambiental, un campo relativamente nuevo y poco desarrollado en España, que un día y bajo el sol canario pensamos en la necesidad de escribir una obra que cubriese el vacío relativo que existía en el país.

Respecto a lo segundo, a dónde queremos ir, el libro se planteó desde un principio como un manual (que no una enciclopedia, como se apuntará en la siguiente sección) adaptado a las circunstancias y necesidades de alumnos españoles y latinoamericanos de distinto nivel y formación. Obviamente, el alcance de este objetivo es inmenso y probablemente la obra que aquí presentamos no responde a las expectativas que teníamos en su día. Esto es así porque, como descubrimos a lo largo de su redacción, ya es muy complicado sintetizar las cuestiones básicas de la Economía Ambiental, pero lo es aún más intentar adaptarlas a contextos ambientales y sociales muy variables.

En cualquier caso, este libro pretende ser riguroso en su análisis y, a través de ello, dotar a sus lectores de un marco de referencia que les permita analizar con competencia y capacidad crítica la realidad en que se ubican. El libro también quiere ser informativo, describiendo experiencias y tomando riesgos con diagnósticos y opiniones. Hemos intentado, además, escribir un libro que fluya con facilidad pero sin renunciar al estudio pormenorizado, altamente técnico en ocasiones. Queríamos, además, un libro autocontenido, con un discurso homogéneo y un devenir razonado de temas y conceptos.

Esperamos haber conseguido, por lo menos, alcanzar siquiera parcialmente alguno de los objetivos que nos motivaron a emprender esta aventura hace ya unos años.

1.2 Estructura del libro, partes y adaptación a cursos y niveles

La estructura y contenidos de este libro y de cada uno de los capítulos que lo integran es el resultado de la experiencia docente de los autores en cursos variados de grado y postgrado en Economía Ambiental. También han influido sobremanera nuestros intereses y trabajos en el campo de la investigación

económica. Si bien esto es en general positivo, puede generar un cierto sesgo en la selección de los temas y en las aproximaciones seguidas. El libro debe verse, por tanto, no como un intento enciclopedista de cubrir todos los temas de un campo tan rico y variado como el de la Economía del medio ambiente, sino como el resultado de los gustos, afinidades y capacidades de sus autores.

Hemos intentado ser didácticos y uniformes, aunque la diversa naturaleza del tema hace que esto sea, muchas veces, difícil. Con ese objetivo en la mente, cada capítulo comienza con un breve esquema de los *Objetivos* didácticos de carácter general que se pretenden alcanzar y finaliza con un *Sumario* de conclusiones que se derivan de las secciones y epígrafes desarrollados a lo largo del texto. Para garantizar la comprensión de los conceptos y argumentos básicos, se incluye también una sección de *Preguntas para la reflexión*.

Debido a que el espacio es limitado y la selección de contenidos ha de ser necesariamente restringida y adecuada a éste, se presenta, además de la *Bibliografía* correspondiente a las referencias del propio capítulo, una propuesta de *Lecturas complementarias* para ampliar y completar la información incorporada en cada capítulo. En muchos casos, aprovechando las inmensas posibilidades que las nuevas tecnologías nos proporcionan, se incluyen también algunos vínculos web con información útil tanto para docentes como para alumnos.

El libro se estructura en nueve capítulos que, como ya se avanzó, cubren cuestiones relevantes pero no necesariamente todas las cuestiones relevantes tratadas por la Economía Ambiental. El libro comienza con esta introducción, donde además se describe la evolución del papel de los recursos naturales y ambientales en el pensamiento económico y la base de la Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente, y se presentan una serie de conceptos básicos para entender los objetivos y fundamentos de los análisis posteriores. El capítulo 2 define el desarrollo sostenible, objetivo último no sólo de la Economía Ambiental sino de la gestión ambiental en general. En este capítulo se introduce el concepto, se establecen las condiciones y se definen indicadores e índices para evaluar el grado de consecución de ese objetivo fundamental. Más relacionado de lo que suele suponerse con esas cuestiones, la teoría de los fallos de mercado y sus posibles soluciones son abordadas en el capítulo 3. En realidad, estos fallos son el principal obstáculo para alcanzar el desarrollo sostenible, tratando el capítulo de las aproximaciones básicas para la corrección de externalidades: intervención pública y negociación.

En el capítulo 4 se presenta el análisis coste-beneficio en comparación con otros mecanismos de evaluación de proyectos, medidas y políticas con repercusiones sobre el medio ambiente. A continuación, en los capítulos 5 y 6 se profundiza en la teoría y métodos de la valoración económica de bienes ambientales y cambios en la calidad ambiental, prestando especial atención a los métodos de valoración para bienes sin mercado e ilustrando el funcionamiento de los diversos métodos con algunas aplicaciones ilustrativas.

Los capítulos 7 y 8 están dedicados a la política ambiental, tanto en su versión más sesuda o abstracta como en su vertiente más aplicada. Se cubren así cuestiones de diseño óptimo y sub-óptimo, de ejecución, y asuntos relacionados con la evaluación positiva y la descripción de experiencias. Finalmente, el capítulo 9 se ocupa de la relación entre la empresa y el medio ambiente y de las técnicas disponibles para el diseño de una gestión empresarial que incorpore variables de tipo ambiental y social.

El libro está dirigido a una audiencia amplia, preferiblemente académica. Así, los contenidos tratados pueden ser útiles para reguladores y profesionales que trabajen en este campo (consultores, evaluadores, etc.). Nuestro objetivo principal es, sin embargo, dotar de un texto útil al creciente número de alumnos que siguen cursos de grado y de postgrado en estas cuestiones. Alumnos, por cierto, que proceden cada vez más de ámbitos científicos menos relacionados con la Economía y que se reparten desde los cursos introductorios hasta los programas doctorales. Todo lo anterior nos obliga a modular el nivel, distinguiendo entre contenidos asequibles y contenidos avanzados (marcados con *), sin que esto evite que probablemente la ambiciosa audiencia objetivo sea en realidad mucho más reducida. Finalmente, y como ya se indicó con anterioridad, la variabilidad de contenidos también exige una

aproximación muy distinta, por lo que en el libro coexisten capítulos netamente técnicos con otros más descriptivos y aplicados.

A continuación nos ocupamos de ubicar la disciplina objeto de este libro dentro del ámbito de la ciencia económica, para seguidamente describir un conjunto de conceptos básicos y necesarios para la comprensión de las variadas cuestiones tratadas a lo largo de la monografía.

1.3 Origen y evolución de la Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente

1.3.1 Origen y fundamentos

La Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente es una subdisciplina relativamente reciente del ámbito de la Economía Aplicada y su desarrollo se sitúa en las décadas de 1960-1970, paralela al nacimiento de los movimientos ambientalistas o ecologistas en los países más desarrollados. Sin embargo, los fundamentos de la Economía Ambiental pueden situarse temporalmente mucho más atrás, en los siglos XVII y XVIII.

La Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente pretende aplicar conceptos y principios económicos a la gestión de los recursos naturales y problemas ambientales. Aunque existen diversas escuelas de pensamiento y controversias metodológicas, el marco teórico sobre el que se desarrollan los modelos analíticos está claramente entroncado con los principios de la Microeconomía, y utiliza con menor profusión modelos macroeconómicos y relaciones estadísticas o modelos económicos. El objeto del análisis son las complejas interacciones entre la economía y el medio ambiente natural, compuesto este último por todos los recursos disponibles en la Tierra, tanto en el aire, como en el suelo y en el agua. Esta interacción se ha caracterizado históricamente por una explotación de los recursos para el servicio de las necesidades humanas, siendo sólo recientemente cuando se empieza a valorar el servicio que estos recursos ofrecen para el bienestar social. La premisa básica de esta nueva disciplina es que la economía es un sistema abierto y el sistema económico no puede operar sin la base de los sistemas ecológicos.

Hasta la aparición de la Economía Ambiental, la economía se ocupaba de los procesos de producción y consumo, de las relaciones entre ambos y del contexto en el que éstas tenían lugar: los mercados. Además, desde la Revolución Industrial, y especialmente desde el final de la II Guerra Mundial, el énfasis u objetivo de la planificación económica radicaba en el mantenimiento y estimulación del crecimiento económico. Es en este contexto, a partir de los años sesenta y, sobre todo, en las décadas posteriores, cuando las sociedades occidentales comienzan a mostrar determinadas preocupaciones e inquietudes de tipo ambiental.

En primer lugar, las sucesivas crisis de los precios del petróleo despiertan y alimentan la reflexión colectiva sobre el problema del agotamiento de los recursos, de forma más acuciante en el caso de los recursos energéticos no renovables. La aceleración deseada de la producción y el consumo en los países industrializados requería una demanda energética creciente y el modelo energético imperante, basado en la combustión masiva de energía fósil no renovable, parecía imponer un límite inexorable al crecimiento económico.

En segundo lugar, comienzan a hacerse cada vez más patentes los efectos de la industrialización y del crecimiento económico incontrolados, a través del deterioro progresivo del paisaje o de graves episodios de contaminación del aire y del agua, con efectos sobre la salud humana y de otras especies. La calidad de vida comienza a sustituir al bienestar material como objetivo social prioritario y, al mismo tiempo, aparece cierta preocupación por el legado para las generaciones futuras o bienestar intergeneracional.

En tercer lugar, el crecimiento acelerado de la población en los países menos industrializados se traduce en una mayor presión sobre los recursos, lo que conlleva un agravamiento de los niveles de pobreza, pero también el riesgo de extinción de especies y la desaparición progresiva de recursos fundamentales para el equilibrio ecológico planetario, como por ejemplo las selvas o pulmones del planeta. Se trata, en este caso, de la espiral población-pobreza-deterioro ambiental, con efectos locales, regionales y globales, y que explica el surgimiento de la preocupación por la equidad en el bienestar intrageneracional. Se hace necesario planificar y colaborar en la consecución del nivel y el tipo de desarrollo adecuados para los países menos industrializados para así prevenir y solucionar problemas de tipo social, pero también ambientales.

Sin embargo, es en la década de 1970 cuando el pensamiento económico sobre el medio ambiente observa un desarrollo acelerado y una conformación plena como un marco conceptual diferenciado, precisamente cuando la preocupación por el uso ineficiente de los recursos naturales y ambientales adquiere un amplio carácter social debido a que puede poner en peligro la propia supervivencia del planeta. Kula (1998) proporciona una síntesis de la evolución histórica del pensamiento económico sobre las interacciones con el medio ambiente, llegando hasta la conformación actual de una disciplina que estudia la asignación eficiente de los recursos ambientales y naturales por medio de instrumentos y técnicas de análisis económico, con la propuesta de soluciones posibles a estos problemas.

1.3.2 Evolución de la función de los recursos ambientales en el pensamiento económico

El primer debate en torno a los problemas ambientales en la economía tiene como ejes centrales la acumulación de recursos naturales y el problema de la población, de los cuales tanto la escuela mercantilista, como los fisiócratas y la escuela clásica se hacen eco. Así, Phillip Von Hornick escribió en 1684 que un buen mercantilista debía potenciar el crecimiento máximo de la población en un país, pues esto reforzaría a la nación. Los mercantilistas también estaban obsesionados con la acumulación de oro y plata, pues cuanto más tuviese un país más rico podía considerarse. La mayor contribución de esta escuela fue la abolición de las restricciones medievales y la creación de estados fuertes y unidos que sirviesen de instrumento para el crecimiento del comercio.

Los fisiócratas, representados por Quesnay y Turgot, constituyen la primera escuela de pensamiento que se fija en el valor que puede aportar la tierra al bienestar y al desarrollo de las sociedades, criticando la idea mercantilista de que el bienestar económico tiene su origen en la acumulación de metales preciosos por el comercio. El *Tableau économique* de Quesnay de 1758 intentaba probar que el excedente económico estaba creado por la agricultura, y los granjeros suponían la clase social que satisfacía no sólo sus necesidades sino también las de las otras clases y grupos sociales. Otro autor en esta línea fue Cantillón, que es considerado el precursor de las ideas malthusianas sobre la población, al considerar que el aumento de la actividad económica elevaría el salario de subsistencia y la tasa de natalidad.

La evolución de las ideas económicas tiene su conformación clásica en la *Riqueza de las Naciones* de Adam Smith, publicada en 1776. El descubrimiento aportado por esta obra fue la idea de que la búsqueda del interés individual, junto a la racionalización del trabajo y la expansión continuada del mercado, son los propulsores del crecimiento económico y de la mejora en el bienestar humano. Las ideas de Smith fueron abonadas anteriormente por los filósofos David Hume, John Lockey y John Law, que criticaban las políticas proteccionistas de índole mercantilista, situando al trabajo humano, y no los metales preciosos, como la fuente de riqueza principal, siendo Vincent de Gourney quien primero acuñó la famosa frase «*laissez faire, laissez passer*». Estas ideas liberales opuestas a la intervención del Estado en la economía perduran hasta nuestros días, y son la base sustentadora del enfoque de la negociación vía mercado para la resolución de los problemas ambientales, a partir de Coase (1960).

Adam Smith, como primer exponente de la escuela clásica, estaba poco preocupado por los límites de los recursos naturales o de la tierra para satisfacer las necesidades humanas, debido a la percepción de que existía una gran cantidad de tierra aún no cultivada que podía servir para la sustentación de la población. Sin embargo, Smith notaba claramente que la expansión de la industria y el comercio reducirían el peso relativo de la agricultura en la economía. Aunque la minería, la metalurgia y las industrias de equipos pesados no eran relevantes en la época, la *Riqueza de las Naciones* dedica particular atención al sector extractivo, distinguiendo entre la renta generada por la agricultura y la renta de los depósitos minerales. El análisis, aplicado al carbón y a la plata, permitía distinguir diversas calidades de los productos y costes de extracción, y la posibilidad de sustitutivos cuyos precios, sólo a partir de cierto límite, podían hacer rentable su extracción.

Como se ha mencionado, quizás una de las ideas que más influencia ha tenido en la conducción de la gestión ambiental ha sido la del papel del sector público en la economía, que Smith recluía tan sólo a las fuerzas armadas, el sistema judicial y algunas obras públicas de grandes dimensiones. Esta idea daba una solución a la contradicción entre el interés privado y colectivo, dado que si a los individuos se les dejaba libertad para intercambiar y comerciar persiguiendo el beneficio individual, esto llevaría al beneficio colectivo, siempre que la competencia se mantuviese y se evitase la coalición y la conspiración. Problemas como el crecimiento de la población, la urbanización rápida y la pobreza no fueron considerados por Smith, pues no se percibían restricciones a la agricultura. A pesar de que esta idea tiene aún su arraigo en las corrientes actuales, Kula (1998) concluye que:

«[...] existe una amplia evidencia de que los problemas ambientales, como la lluvia ácida, el efecto invernadero, el ozono estratosférico, la deforestación, la contaminación de la tierra y del agua, la erosión, y la acumulación de residuos tóxicos y nucleares se han agravado por la búsqueda prioritaria del interés individual sobre el colectivo, y que la doctrina del *laissez faire* nos llevaría a una catástrofe ambiental.»

Es por ello, y así está reconocido en la Microeconomía actual, que la protección ambiental puede considerarse como la cuarta función que Smith añadiría al gobierno si hubiese vivido en una época como la presente.

Más de diez años después de la publicación de la obra de Smith, en 1786, Joseph Townshend perfila las ideas del primer modelo ecológico de equilibrio natural que se sustrae a las ideas de estancamiento preconizadas posteriormente por el reverendo Thomas Malthus. Townshend estaba preocupado por la Ley de Pobres, que primaba las familias con muchos hijos. En su ejemplo, existía un ganado en una isla que iba creciendo a medida que se agotaban los pastos, con lo cual sólo sobrevivían los individuos más fuertes. Se trata de un modelo darwiniano aplicado al agotamiento de los recursos, que según Edel (1973) fue usado por Malthus para construir un sistema en el que interactuaban la población humana, la economía y el medio natural.

Malthus fue uno de los primeros autores en darse cuenta de las limitaciones de los recursos naturales y trazó sus ideas pesimistas sobre el futuro de la humanidad en la obra *Ensayo sobre el Principio de la Población*, publicada en 1798. El autor notó que el aumento de la población estaba siendo acompañado de un aumento de la pobreza. Dado que la oferta de tierra es fija, y considerando la ley de los rendimientos decrecientes, el aumento del resto de los inputs daría lugar a un aumento de los alimentos cada vez menor. La conclusión es que mientras que la población crecía a una tasa geométrica debido a los irrefrenables deseos de reproducción o la «pasión entre los sexos», la cantidad de alimentos producida crecía aritméticamente. La apertura de nuevos territorios no conseguiría evitar esta tendencia al desfase entre las necesidades de energía alimenticia y la disponibilidad física dada por la cantidad y calidad de la tierra. Las limitaciones de alimentos ejercerían de freno, en última instancia, al crecimiento poblacional.

De acuerdo con Malthus, existen fuerzas que hacen que la población se reduzca, como el hambre, la guerra y las epidemias, así como fuerzas que motivan su crecimiento, como el subsidio de pobres,

la mejora de la sanidad y la higiene. La consecuencia es que, si no se ejerce un control de la población, ésta podría crecer hasta cotas desorbitadas, como así se ha demostrado en el siglo xx. Las ideas malthusianas inspiraron a Darwin a elaborar una teoría evolutiva de la población, en la que los más capacitados desplazarían a los pobres e inadaptados. En palabras de Darwin (1859):

«[...] después de empezar mi investigación sistemática, leí por distracción las ideas de Malthus sobre la población, y estando yo bien preparado para apreciar la lucha por la existencia de todo el mundo a partir de mis observaciones de los hábitats de los animales y plantas, me sorprendió que, en estas circunstancias, las variaciones favorables tenderían a preservarse, y las no favorables a destruirse. El resultado de esto sería la formación de una nueva especie.»

La preocupación por las políticas de bienestar generosas con las clases menos favorecidas ha llevado a cuestionar la reflexión inicial de Darwin, como señala Huxley (1959) al argumentar que este proceso de selección es justamente negativo, pues las facilidades a los pobres para su subsistencia incentivarán la sobrepoblación de grupos sociales poco preparados. El problema principal de las ideas malthusianas está en la no consideración del cambio técnico como inductor del aumento de la producción que satisficiera las necesidades de alimentos, ni los programas de control de alimentación. Malthus fue rotundamente pesimista acerca de los límites impuestos por la capacidad de carga de la naturaleza:

«No veo la manera de que el hombre pueda escapar del peso de esta ley que impregna toda la naturaleza animada. Ninguna igualdad, ninguna regulación agraria podría remover su presión incluso durante un siglo.»

Esta visión pesimista motivada por la cantidad fija de recursos, y de tierra, fue compartida por David Ricardo, contemporáneo de Malthus, quien predijo el estado estacionario de equilibrio. Ricardo introdujo un modelo explicativo de cómo la actividad económica se relaciona con el medio ambiente, por el cual se justifica el hecho de que los propietarios recibían una renta de la tierra cada vez menor. Al crecer la producción, la agricultura se extendería hasta tierras menos fértiles que requerirían más trabajo, con lo cual el precio de los alimentos tendría que subir para cubrir el coste del trabajo extra de tierras menos fértiles. Como resultado de un crecimiento de la demanda mayor que la oferta, el precio tenderá a aumentar, con lo que se cultivarán más intensamente las tierras de mayor productividad —con el uso de fertilizantes y pesticidas—, y se dejarán de cultivar las tierras marginales. Según Constanza (1997), este modelo

«de cómo las actividades agrícolas se dibujan sobre la tierra en respuesta al crecimiento de la población y a los cambios en el precio de los alimentos es crítico para nuestro entendimiento sobre las relaciones entre la supervivencia humana y los sistemas ecológicos del mantenimiento de la vida.»

Por tanto, la razón del crecimiento de los precios se debía a la ley de los rendimientos decrecientes, y el precio del producto se determina por los beneficios, los salarios y la renta. El incremento de la renta a medida que se cultivan tierras de menor calidad tenderá a cero en el margen, dejando a los salarios y a los beneficios como los únicos determinantes del precio. En palabras de Sraffa y Dobb (1951):

«cuando en el progreso de la sociedad, la tierra de segunda calidad en fertilidad se pone en cultivo, entonces surge la renta en la tierra de primera calidad, y la cantidad de esta renta depende de las diferencias de calidad entre estas dos tierras.»

Como consecuencia de esta teoría, surgen implicaciones distributivas, pues los propietarios de tierras de mayor calidad tienen cada vez rentas más altas, y una parte mayor del producto va a parar a los

propietarios. En este modelo existe una contradicción entre salarios y beneficios. Cuando los salarios crecen por encima del nivel de subsistencia, los beneficios se constriñen y la acumulación de capital puede cesar temporalmente. El crecimiento continuado de la población hará retornar los salarios, no obstante, al nivel de subsistencia. Esto hará crecer de nuevo los beneficios, incentivando la acumulación de más capital y el crecimiento; pero los rendimientos decrecientes llevarán a un estado estacionario en el que los beneficios no podrán aumentar más, no habrá acumulación de capital, ni crecimiento, y los salarios serán de subsistencia.

Las visiones pesimistas de Malthus y Ricardo fueron refutadas por Carey (1858), argumentando que los aumentos de eficiencia en la producción al adoptar técnicas cada vez menos costosas podrían evitar el pronunciamiento de los rendimientos decrecientes en la agricultura; pero, sobre todo, que este fenómeno no se podía generalizar a otros sectores, como la minería o la producción forestal.

Por esta misma época surge la primera aportación a la formalización del problema de la optimización de la gestión de los recursos naturales, con la aplicación forestal que realiza Faustmann (1849) a partir de la cuestión del turno óptimo de corta de los árboles de crecimiento lento, basado en la evaluación de los ingresos esperados por la venta de la madera, la renta de la tierra y el tipo de interés. De esta manera, se cuestionó por primera vez la posible divergencia entre el turno de máximo crecimiento o sostenible, y el turno económicamente óptimo. Samuelson (1976) resucitó las ideas de Faustmann sobre un análisis basado en rotaciones múltiples, superando la visión tradicional basada en una sola rotación.

Jonh Stuart Mill (1848) fue uno de los primeros economistas que se preocupó por la conservación de la biodiversidad y la imposibilidad, desde el punto de vista del bienestar, de convertir todo el capital natural en capital producido por el hombre. En su opinión, no tenía sentido un mundo en el que cada palmo de tierra se cultivase, cada árbol se arrancase y todas las especies fueran extinguidas. Por otra parte, también apuntó que el crecimiento de lo producido por la naturaleza no podía ser un proceso sin fin, y que así todo crecimiento debía conducir a un equilibrio. El crecimiento intenso sólo podía tener lugar en las primeras etapas, en las que la humanidad lucha por el avance material. Sin embargo, estos ritmos de crecimiento no se podían considerar sostenibles, por lo que se alcanzaría una economía de creación continua, donde la gente podría disfrutar de sus primeros ahorros que habían sido necesarios para la acumulación de capital.

En cuanto a la gestión de los recursos naturales, Mill fue pionero en ideas que hoy forman parte de los modelos económicos más comunes, atribuyéndosele la aportación de las siguientes hipótesis (Fisher (1981)): i) los costes de extracción crecen a medida que se agota el recurso; ii) el incremento de los costes de extracción se amortiguará por el cambio técnico; y iii) el stock de tierra tiene valor no sólo por lo que puede producir sino también por la belleza natural de los paisajes y ecosistemas.

La preocupación por la gestión de los recursos naturales tiene en Jevons uno de los máximos exponentes, al disertar en 1865 sobre el problema del agotamiento del carbón, la fuente de energía principal de la época, en el libro *La cuestión del Carbón: una Investigación sobre el Progreso de la Nación y la Probable Extinción de las Minas*. El pesimismo sobre el agotamiento era manifiesto en la conclusión de que:

«debo enfatizar el doloroso hecho que el crecimiento pronto hará el consumo de carbón comparable con la oferta total. Con la mayor profundidad y dificultad de las minas llegaremos a esa inevitable frontera que impedirá nuestro progreso.»

Sin embargo, la contribución más importante de Jevons a la Economía de los Recursos Naturales es el principio de equi-marginalidad, que preside todo problema de optimización o de maximización de beneficios netos en la gestión del medio ambiente. De acuerdo a este principio microeconómico, el óptimo en la asignación de un bien entre usos alternativos se obtiene por la comparación, en igualdad, del valor marginal obtenido en cada uno de ellos.

En esta misma época, Marx sentó un nuevo paradigma en relación a la visión de los recursos naturales al servicio de la humanidad, al cual se le suele atribuir —probablemente de forma errónea— los fracasos en la gestión del medio ambiente que hicieron las economías socialistas en el siglo xx (Pearce y Turner (1990)). En la obra *El Capital*, cuyo primer volumen se publicó en 1867, se encuentran algunas implicaciones para el uso de los recursos naturales desde el punto de vista de la lucha de clases. Marx formuló un modelo de producción de bienes y servicios caracterizado por una relación social de explotación, en la que la clase capitalista roba a los trabajadores los beneficios de la tecnología y la producción, siendo éstos remunerados sólo lo suficiente para mantener el esfuerzo y la subsistencia porque debido a la oferta creciente de trabajo no tienen más remedio que aceptar estas condiciones.

La teoría del valor del trabajo es un elemento fundamental del análisis marxista, distinguiendo entre valor de uso y valor de cambio. El valor de uso se deriva de las calidades y materiales de los bienes. El trabajo es el origen de este valor, pero puede dar lugar a diferentes valores dependiendo de los recursos naturales incorporados. El valor de cambio se define por la cantidad de trabajo incorporado en los bienes a partir de la producción, y puede medirse por el tiempo de trabajo invertido, ponderando por la destreza y habilidades del trabajador. Según Perelman (1974), la contribución teórica más relevante de Marx susceptible de ser aplicada al análisis de los problemas ambientales, está justamente en el descubrimiento del carácter dual del trabajo, esto es, que el trabajo tiene un valor de uso (su capacidad para producir) y un valor de cambio (salario). Los capitalistas extraen un excedente en el proceso de producción a partir de la diferencia entre estos dos valores. Con los recursos naturales, el coste de reproducción excede el coste de la extracción, incluso si se considera a la renta como una parte de estos costes, con lo cual se desvirtúan los beneficios reales del uso de los recursos, creando un «excedente ficticio».

En cuanto al agotamiento de los recursos naturales, Marx discrepaba de la visión derivada de la teoría de los rendimientos decrecientes de Ricardo y de la crisis poblacional aducida por Malthus, debido a la abundancia de los recursos, el progreso de la ciencia y la tecnología, las mejoras en las comunicaciones y los cambios institucionales. Las crisis del sistema estarían basadas en la extorsión a la clase trabajadora, que provocaría una caída de la producción, reduciendo el valor del excedente. El fenómeno del crecimiento poblacional sería paralelo al crecimiento de la ciencia. En palabras de Engels (1844):

«Dado que el aumento del conocimiento es al menos tan grande como la población, éste aumenta en proporción al tamaño de la generación precedente, debido a que avanza en proporción al conocimiento heredado, y en condiciones ordinarias también en progresión geométrica. ¿Y que es imposible en la ciencia?»

Ahora bien, los factores naturales, sobre todo cuando la tierra es utilizada de una forma intensiva, tienen también una contribución a la decrepitud del sistema, pues junto a la innovación tecnológica, detraerán el excedente de la clase trabajadora. Marx también se preocupó por la explotación intensiva de la degradación de los recursos naturales y la emisión de residuos derivados de los procesos de producción, tanto de la agricultura como de la industria, así como por la destrucción de los bosques a partir del desarrollo de la industria. En este sentido, Mayumi (2001) sostiene que Marx fue claramente influenciado por Leibig (1859), quien se refiere a los métodos agrícolas de la época en Europa como una expoliación sistemática que contribuye a la degradación de la calidad de los suelos. En cierto modo, puede verse a Marx (1959) [1894] como un precursor del enfoque del balance de materiales, al afirmar que:

«El modo capitalista de producción se extiende a la utilización de las excretas de la producción y el consumo. Las primeras se refieren a los residuos de la industria y de la agricultura, y las segundas son las excretas producidas por el intercambio natural de materia en el cuerpo humano así como los cuerpos que permanecen después del consumo... Las excretas del consumo son muy importantes para la agricultura. Desde el punto de vista de su utilización hasta ahora, existe un desperdicio enorme en la economía capitalista. En Londres, por ejemplo, no se encuentra un mejor uso de las excretas de cuatro millones y medio de seres humanos que contaminar el Támesis a un alto coste.»

Por tanto, la explotación del medio ambiente es una de las razones de la no sustentabilidad del sistema capitalista. El poder económico, la explotación y el proceso dialéctico que enfrenta a las dos clases sociales conducen a la expoliación insostenible de la naturaleza, agravando aún más la situación de explotación y de reducción de la calidad de vida de la clase trabajadora. La identificación entre la explotación del trabajo y de la tierra por parte de la agricultura moderna es clara en Marx (1936) [1867]:

«Todo progreso en la agricultura capitalista es un progreso en el arte, no sólo de robar el trabajo, sino también de robar la tierra; todo el progreso debido al incremento de la fertilidad del suelo es un progreso hacia la ruina de las fuentes últimas de la fertilidad. Cuanto más se apoye el desarrollo de un país en la fundación de una industria moderna, como en Estados Unidos por ejemplo, más rápido será este proceso de destrucción. De este modo, la producción capitalista desarrolla la tecnología y la combina junto a varios procesos sociales sólo depredando las fuentes originales de riqueza —la tierra y el trabajo.»

A la digresión marxista se opone la concepción neoclásica del estudio de los problemas económicos, cuyos principios han calado hondo en el paradigma dominante del análisis de los problemas ambientales. Los neoclásicos suplantaron la teoría del valor basada en la oferta por una teoría basada en el concepto de utilidad marginal, resaltando la importancia de la demanda para determinar el valor de las cosas. El análisis marginal comenzó con Jevons, quien formuló la teoría de la utilidad marginal decreciente como determinante del valor, mientras que Walras sostuvo que el conjunto del sistema económico está ligado a las decisiones de gasto del consumidor. Pero fue Marshall en 1890 quien reconcilió el análisis clásico del valor basado en los costes de producción y, en última instancia, el trabajo y la visión del valor determinado por la utilidad y la demanda. El precio y el valor vienen explicados por la oferta y la demanda, cuya interacción permite la asignación de recursos escasos, y por ello, valiosos. La oferta recoge la tecnología y el progreso del conocimiento, mientras que la demanda refleja las preferencias de los consumidores.

Por otra parte, Marshall introdujo el concepto de economías externas para referirse a los beneficios que reciben las unidades de producción del desarrollo industrial, y que se realizan fuera del mercado y sin contraprestación monetaria. Sin embargo, fue Pigou (1920) quien resaltó el carácter posiblemente negativo de estas externalidades, utilizando el ejemplo de los pastos dañados por las cenizas de carbón emitidas por los ferrocarriles, y advirtiendo también de posibles efectos positivos y negativos sobre consumidores. Este concepto fue posteriormente desarrollado por Kapp (1950), Scitovsky (1954) y Bator (1958), constituyéndose como un elemento que preside el análisis económico de los problemas ambientales y de sus posibles soluciones. Buchanan y Stubblebine (1962) argumentan que la presencia de efectos externos viola las condiciones para una asignación óptima de recursos en la economía. Sin embargo, el nivel óptimo de externalidad no es cero, dado que en la búsqueda del nivel óptimo intervienen los conceptos marshallianos de beneficios y costes marginales.

Pero quizás la aportación más importante de Pigou fue su análisis de las posibles soluciones para la corrección de las externalidades, favoreciendo la idea de que la economía libre de mercado no funciona bien en este contexto y existiría un margen para que el gobierno interviniese con el objetivo de incrementar el bienestar. Una de sus preocupaciones fundamentales era la forma irracional en la que se adoptaban las decisiones del uso intertemporal de los recursos, ponderando el presente más de lo que sería socialmente deseable, especialmente para los bienes ambientales. El resultado es un daño a las generaciones futuras, que podría ser corregido mediante intervención pública que incentive el ahorro sobre el consumo presente. Pigou sugirió el uso de subsidios, impuestos, y legislación como los tres instrumentos de política que serían útiles para conseguir un uso racional de los recursos agotables, la protección de la calidad ambiental, la contención del consumo desperdiciador y la promoción del ahorro.

Si bien Pigou puede considerarse el iniciador de la política económica del medio ambiente, Hotelling fue sin duda el fundador de la microeconomía de los recursos naturales, sentando las bases

fundamentales en su artículo de 1931 sobre la gestión económicamente óptima de los recursos agotables. En este artículo se establece la regla que preside todo el análisis de la gestión de los recursos naturales, según la cual, para que la extracción se justifique, el precio del recurso menos el coste de extracción debe aumentar con el tipo de interés. Existe por tanto un *trade-off* entre los beneficios presentes y futuros que tiene que ser evaluado para determinar el sendero de extracción en un contexto dinámico. En este modelo se tienen dos costes, el coste marginal de extracción que surge de las operaciones del trabajo y el capital, y el coste marginal de uso procedente de los beneficios perdidos a medida que se pospone la extracción. Este último coste ha de ser igual al beneficio susceptible de ser obtenido en el margen por la decisión de extraer, que viene dado por el tipo de interés, para que la extracción esté justificada.

Más recientemente, Coase (1960) propone un nuevo paradigma en la gestión de los problemas ambientales, poniendo el énfasis en la negociación vía mercado de las partes interesadas. Este planteamiento ha dado lugar a la escuela de los derechos de propiedad, que resalta la indefinición de estos derechos como causa elemental de los problemas ambientales. Dado que el mercado puede resolver por sí solo el problema de las externalidades, no es necesaria la intervención a través de legislación o de incentivos. El teorema de Coase ha sido criticado por Buchanan (1967), Kneese (1971) y Lerner (1971), entre otros, porque la negociación es menos probable que funcione si el número de afectados es muy grande, o cuando hay más de dos partes implicadas. Por otra parte, la negociación también requiere un conocimiento perfecto de las funciones de beneficios y costes, lo cual es poco probable en situaciones de incertidumbre.

La gran eclosión de la Economía de los Recursos Naturales y del Medio Ambiente se produce en los años setenta del siglo xx, cuando las ideas precursoras de Malthus, Pigou, Hotelling y Coase son desarrolladas dentro del marco neoclásico, o puestas en cuestión por paradigmas alternativos como la Economía Ecológica. Es en esta época cuando surge una preocupación generalizada por el problema del agotamiento de los recursos, acompañada a las crisis del petróleo que provocaron síntomas de recesión mundial. La concentración de la economía en el desarrollo y el crecimiento se empezó a poner en cuestión a la luz de todos los efectos adversos observados en el medio ambiente y la naturaleza, siendo el Club de Roma con el Informe Meadows en 1972 quien trazó un panorama sombrío de predicciones catastrofistas para el futuro de la humanidad, con un marcado tono neo-malthusiano. Anteriormente, en 1966, Boulding propuso la paradoja de nave espacial para el planeta Tierra, según la cual la humanidad contaba con unos recursos limitados y finitos, y estaba sujeta a las leyes de la termodinámica que habían sido descubiertas por Carnot en 1824. Éstas fueron aplicadas por Georgescu-Roegen en 1971 a las interacciones entre la economía y el medio ambiente.

La preocupación por las limitaciones impuestas por el medio ambiente al bienestar futuro de la humanidad se concretó en la instigación de numerosas investigaciones científicas y en la aparición de revistas académicas especializadas en el ámbito de la Economía Ambiental, como *Journal of Environmental Economics and Management* en 1974, y más tarde *Ecological Economics* y *Environmental and Resource Economics*. Las críticas a los conceptos y principios de la equi-marginalidad para analizar los problemas ambientales dieron lugar a la aparición de la escuela de la Economía Ecológica, que intenta proponer nuevos métodos de análisis basados en la integración de la Economía en las ciencias de la naturaleza. En cierto modo, los objetivos de este paradigma alternativo tienen algunas raíces comunes con la corriente más tradicional, pues según Constanza (1997):

«[...] el núcleo principal de los economistas ecológicos más importante trabaja desde la premisa inicial de que la Tierra tiene una capacidad limitada para el sustentamiento de la población y sus artefactos, determinado por la combinación de los límites de los recursos y el umbral ecológico. Para que la economía siga funcionando de una forma sostenible dentro de los límites se necesita establecer políticas específicas medioambientales.»

Por otra parte:

«la Economía Ecológica es metodológicamente pluralista y acepta la estructura de análisis de la economía neoclásica y de otras estructuras. En efecto, el análisis del mercado neoclásico es todavía una importante pauta de pensamiento dentro de la Economía Ecológica.»

Los puntos de diferenciación entre la Economía Ecológica y el planteamiento neoclásico se encuentran en la prioridad dada al estudio de la equidad y a la distribución inicial de los derechos y recursos, tanto entre clases sociales intra e intergeneración, como entre países y regiones, siguiendo en ocasiones el planteamiento marxista (Martínez-Allier y O'Connor (1996)). Por otra parte, los economistas ecológicos tienen escasa confianza en la capacidad de la ciencia y la técnica para superar los problemas ambientales y las restricciones de los recursos naturales. La visión optimista tiene su origen en la escuela clásica, fundamentalmente en Stuart Mill, predominando también en el pensamiento de Keynes. Según Constanza (1997):

«La Economía Ecológica, como un nuevo agrupamiento de economistas y ecologistas preocupados, no está atada a las tradiciones históricas de la economía neoclásica. Usa la estructura de la economía neoclásica pero no se ve obligada a usar únicamente esta estructura, y tampoco se siente obligada por el punto de vista mundial, las políticas, o las culturas como lo estaban los ecologistas del pasado.»

Por otra parte, la visión interdisciplinar e integradora de la Economía Ecológica en torno al conjunto de las interacciones de la sociedad humana con las sociedades naturales y los equilibrios ambientales, aspirando de este modo a un ámbito científico más ambicioso que la pura economía convencional, queda constatada por Martínez Allier (1999), uno de los grandes científicos españoles en este área, cuando define esta rama de la ciencia en los siguientes términos:

«La Economía Ecológica no recurre a una escala de valores única expresada en un solo numerario. Por el contrario, la Economía Ecológica abarca la economía convencional neoclásica de los recursos y el medio ambiente y va más allá, al incorporar la evolución física de los impactos ambientales de la economía humana. Por lo tanto, la Economía Ecológica no es una rama o subdisciplina de la economía, sino, mas bien, otra manera de denominar a la ecología humana.»

En cierto modo, los temas ambientales tuvieron su incorporación en los años sesenta en la Economía como una crítica al énfasis desmesurado en el objetivo del crecimiento a toda costa y a los límites de la economía convencional para abordar los problemas que escapan al mercado. Este tono crítico es claramente enfatizado por los postulados de la Economía Ecológica, como señala Martínez Allier (1999):

«La Economía Ecológica ofrece una crítica a la economía convencional y, además, aporta instrumentos propios para explicar y juzgar el impacto humano sobre el ambiente; la Economía Ecológica considera temas intergeneracionales, pero también conflictos de distribución dentro de la actual generación. Desde mi perspectiva, la Economía Ecológica es el estudio de la ecología humana, la cual necesariamente involucra a diferentes disciplinas.»

Sin embargo, esta marcada diferenciación de la Economía Ecológica no es óbice para que desde el lado neoclásico se esté también abierto a la incorporación de nuevas metodologías que permitan abordar los problemas del presente y del futuro, como así lo revela una cuidada lectura de las publicaciones especializadas. De hecho, la distinción entre Economía Ecológica y Economía Ambiental es cada vez más difusa, a medida que los autores utilizan herramientas de uno y otro lado para abordar los problemas del mundo real, tal y como revela Kaufman (2001) en un capítulo dedicado a la

definición de la Economía Ecológica incluido en el libro *Frontiers of Environmental Economics*, quien concluye:

«He tratado de argumentar que la Economía Ecológica está siendo absorbida por la corriente principal de la economía convencional. Para evitar este destino, la Economía Ecológica debe hacer lo que la economía hace muy bien —proporcionar sugerencias de políticas a los que toman las decisiones. Para ganar este pulso, he descrito los criterios para una agenda de investigación productiva. Espero que los analistas encuentren estas sugerencias útiles. El éxito afectará a la supervivencia de millones de especies, incluida la nuestra.»

En este sentido, Pearce (1998) pasa revista a las características que se atribuye la Economía Ecológica para enfatizar su diferenciación de la economía más convencional dedicada a temas ambientales, como i) el énfasis en las interacciones entre la economía y la ecología, ii) la atención a la complejidad y a los límites, iii) la distinción entre sustentabilidad fuerte y débil, iv) el principio de precaución, y v) la capacidad de los ecosistemas para soportar estrés y *shocks*.

La conclusión es que la distinción entre ambas corrientes no está en estas características, las cuales han sido abordadas por la Economía Ambiental, sino en el agrupamiento y combinación de éstas y que en ambos frentes «el esfuerzo más importante está en demostrar que la conservación proporciona mayores valores económicos que los usos competitivos en el inevitable y duro mundo real de la elección económica». En cuanto a la trayectoria de la Economía a raíz del estudio de los problemas ambientales, la conclusión no puede ser más clarificadora:

«La economía, la ciencia deprimente como la llamó Thomas Carlyle, no es generalmente considerada como una amiga de la Tierra. El progreso económico destruye y modifica los ambientes naturales, y parece hacer de la calidad ambiental algo dispensable en la elevación de los niveles de vida. La imagen de la economía como la ciencia que legitima este proceso está fuera de moda y es falsa. Todos los economistas aceptarían que si el desarrollo y el medio ambiente tienen que ser intercambiados entre sí, dejaríamos caer los activos ambientales sólo cuando nuestra decisión estuviese completamente informada acerca del valor económico y las funciones de estos activos. En otros casos, el medio ambiente y el desarrollo económico son objetivos complementarios: no están en conflicto.»

Por otra parte, de acuerdo con Pearce el objeto de estudio de la Economía Ambiental es, en cierto modo, coincidente con la Economía Ecológica:

«La Economía Ambiental se centra en la interfase entre los sistemas ambientales —caracterizados por complejos vínculos físicos— y el funcionamiento de la economía.»

En definitiva, a pesar de las controversias existentes entre los métodos de análisis y las posibles soluciones, en la actualidad la Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales se encamina hacia una visión cada vez más sincrética e integradora de las diversas técnicas de análisis, guiada por la necesidad de aportar soluciones a los retos que presentan las interacciones entre el medio ambiente y la economía en un contexto de creciente incertidumbre.

1.4 Conceptos básicos en Economía Ambiental

1.4.1 La Economía Ambiental y la Economía de los Recursos Naturales

Cualquier proceso o actividad económica comienza con la extracción/captura de recursos naturales y finaliza con la emisión, el vertido o el depósito de residuos en el medio ambiente. Para diferenciar el



ámbito de aplicación de la Economía Ambiental y la Economía de los Recursos Naturales es útil partir de la siguiente clasificación.

Los recursos naturales se clasifican tradicionalmente en recursos no renovables y recursos renovables. Los recursos no renovables están presentes en la naturaleza en cantidades fijas, de forma que el consumo de los mismos en un período implica que habrá menos disponible para períodos futuros. A su vez, los recursos naturales no renovables pueden ser no recuperables —o recursos de *stock*— y recursos recuperables. Estamos ante un recurso no recuperable cuando la utilización (consumo) de una unidad del recurso implica su completa destrucción, abarcando su regeneración períodos de tiempo muy amplios desde la perspectiva humana. Ejemplos de este tipo son los combustibles fósiles (petróleo, carbón y gas natural). De la misma forma, estamos ante un recurso recuperable cuando el uso del recurso implica su destrucción completa en la forma actual, pero es recuperable en un futuro más o menos inmediato por medio de un proceso industrial de reciclado. Ejemplos de este tipo de recursos son determinados minerales como el hierro, el cobre, la plata, etc.

Los recursos renovables se caracterizan porque su uso produce también el agotamiento o destrucción de la unidad consumida, pero a continuación se produce la regeneración automática del mismo según un mecanismo de reproducción de base biológica. Ejemplos de este tipo de recursos son las pesquerías, los bosques, las praderas, etc. Evidentemente, una explotación que supere la capacidad de regeneración o renovación biológica del recurso (sobreexplotación) lo convierte inmediatamente en no renovable y, en casos extremos, en no recuperable. También existe una forma indirecta de extinción de los recursos renovables y es la alteración del ecosistema o hábitat en el que las especies viven y se desarrollan.

Finalmente, para los recursos ambientales su uso no implica su agotamiento o bien, en caso de agotarse, su velocidad de reproducción o regeneración es muy rápida. Para estos recursos el mecanismo de reproducción es de tipo físico (no biológico)¹. Ejemplos de este tipo son el agua, el aire, el paisaje, etc., pero también el medio como depósito y asimilador natural de residuos. Análogamente a lo que ocurría con los recursos renovables, un uso excesivo o irracional de los recursos ambientales, superando su tasa de regeneración natural (o capacidad de asimilación), puede amenazar la supervivencia del propio recurso, incluso hasta convertirlo en no recuperable, o de muy difícil recuperación. Ejemplos de este tipo de amenazas irreversibles son las pérdidas de la capa superficial del suelo por erosión, el agujero de la capa de ozono, la contaminación de algunos mares interiores, la sobreexplotación o contaminación de acuíferos, etc.

En rigor, existe un mismo marco analítico para los recursos naturales y ambientales, la Economía Ambiental y de los Recursos Naturales. Sin embargo, este libro presenta exclusivamente la aplicación de este marco a los recursos ambientales para su adecuada incorporación en las decisiones de gestión, tanto pública como privada. En resumen, la distinción entre el ámbito de la Economía de los Recursos Naturales y la Economía Ambiental sería la siguiente:

- La *Economía de los Recursos Naturales* trataría de la gestión de los recursos naturales, tanto no renovables como renovables, intentando resolver conflictos entre usos alternativos y con el objetivo de alcanzar la pauta óptima de agotamiento, en el primer caso, o la sostenibilidad en su uso en el segundo.
- La *Economía del Medio Ambiente* trataría temas relacionados con la función del medio ambiente como receptor y asimilador de residuos, es decir, como sustentador de ciertos procesos bióticos y abióticos de recuperación y regeneración de subproductos derivados de los procesos de producción y consumo.

¹ Algunos autores incluyen los recursos ambientales dentro del grupo de los recursos renovables e introducen la diferenciación entre recursos renovables biológicos y no biológicos.

Dentro de la Economía de los Recursos Naturales, la base de la economía de los *recursos no renovables* fue formulada por Gray (1914) y Hotelling (1931). El análisis surge en un contexto de preocupación sobre la tasa excesiva de extracción de estos recursos (minerales, energéticos, etc.) y su bajo precio de mercado. En el caso de los *recursos renovables* (pesca, bosques, etc.) las reglas de uso óptimo en el tiempo fueron formuladas inicialmente por Gordon (1954). Gordon comparó la explotación de un recurso pesquero en condiciones de libre acceso y de propiedad privada y demostró que, en el primer caso, las rentas derivadas del recurso desaparecían y el recurso acababa extinguiéndose. En el caso de los recursos renovables, a diferencia con los no renovables, las decisiones sobre la cantidad óptima a extraer del recurso y el momento del tiempo en el cual realizar la extracción son independientes, porque la biomasa del recurso crece en el tiempo y esto incrementa la cantidad potencial a extraer cuanto más esperemos para extraerla. La base del pensamiento económico relacionado con la Economía Ambiental se ha expuesto ampliamente en la sección 1.3 y se desarrollará a lo largo de este libro.

1.4.2 El concepto de contaminación desde el punto de vista de la Economía

Es de crucial importancia para la comprensión del enfoque de la Economía Ambiental el reconocimiento de que el sistema económico, que proporciona los bienes materiales y servicios necesarios para nuestro moderno nivel de vida, está asentado y no puede sobrevivir sin el soporte de los sistemas ecológicos (biosfera). Con esta premisa, la Economía Ambiental trata de representar la economía real en la cual vivimos y trabajamos como un *sistema abierto*. Esto implica que, para que este sistema funcione, debe *extraer* recursos (materias primas y energía) del medio ambiente, *procesar* estos recursos (transformándolos en productos finales para el consumo) y *emitir* grandes cantidades de residuos (gases, líquidos y sólidos) de nuevo al medio ambiente. En este sentido, la *perspectiva del equilibrio de materiales* es el fundamento del análisis económico. Cuantos más recursos se extraen del medio ambiente, inexorablemente más residuos retornan a él, llegando a presionar hasta el límite e incluso a superar la capacidad limitada del medio de asimilar estos residuos.

Debido a que la economía es un sistema abierto, los tres procesos básicos (extracción, procesamiento/fabricación y consumo) conllevan generación de residuos que regresan al medio ambiente (aire, agua o tierra). Una cantidad excesiva de residuos, considerada tanto en el espacio como en el tiempo, puede causar cambios en el medio receptor y cambiar las características que lo definen (contaminación). Si esta contaminación perjudica al bienestar humano a través de la salud, la pérdida de servicios recreativos o a través de cualquier otra vía similar, existe *contaminación desde el punto de vista económico*. Esta visión antropocéntrica no es sorprendente porque la economía es, por definición, es una ciencia social y, por ello, analiza el comportamiento de variables que influyen en el bienestar (utilidad) de los individuos que conforman las sociedades.

Por tanto, la definición económica de contaminación se basa en la existencia de algún daño físico de los residuos al medio ambiente y de una repercusión en el hombre de ese daño. En términos económicos, existe un *coste externo* o pérdida no compensada en el bienestar (por ejemplo, incrementos de mortalidad o morbilidad, disminución de placer recreativo, etc.) derivada de la emisión al aire o del vertido al agua o a la tierra de sustancias residuales.

1.4.3 El concepto de eficiencia económica

El objetivo de la Economía es la eficiencia económica, es decir, asignar recursos escasos entre usos alternativos para obtener el mayor beneficio social posible, entendiendo el beneficio social como utilidad o bienestar. Es lo que también se denomina *eficiencia asignativa u optimalidad paretiana*.

El concepto de eficiencia económica es, por tanto, clave en la gestión de los recursos naturales y ambientales. El punto de partida es el reconocimiento de que los recursos ambientales muestran dos características que justifican la necesidad de aplicar el análisis económico: son escasos y multifuncionales.

No obstante, el gran reto para el análisis económico en la determinación de las asignaciones eficientes es la presencia de externalidades ambientales o el hecho de que buena parte de los recursos naturales se caractericen por su carácter público (capítulo 3). En estos casos, la asignación de recursos que tiene lugar bajo el funcionamiento libre de mercado no considera todos los beneficios (en el caso de los bienes públicos) y costes (en el caso de las externalidades). Estamos, pues, ante un *fallo de mercado*. La sociedad obtendría beneficios netos, o *ganancias de eficiencia*, si las decisiones sobre el uso de los recursos se adoptasen teniendo en cuenta tanto los efectos que tienen repercusión directa, vía precios y/o cantidades, en los mercados, como aquellos que afectando al bienestar social no generan flujos monetarios a corto plazo.

El reto y la razón de ser de la Economía Ambiental es, por tanto, la adopción de decisiones óptimas desde el punto de vista social. Para ello, las herramientas de análisis que serán presentadas a lo largo de este manual permiten determinar las asignaciones de recursos económicamente eficientes desde el punto de vista social. Es la función de los decisores públicos decidir y elegir la asignación óptima, teniendo en cuenta la maximización de los objetivos sociales y las restricciones aplicables.

1.4.4 El concepto de valor

En la sección 1.3.2 se ilustra la evolución del concepto de valor a lo largo de la historia del pensamiento económico. Los economistas clásicos y posteriormente los marxistas, consideraban el valor como la fuerza de trabajo incorporada en los bienes de mercado. Los economistas neoclásicos mencionaban el valor de cambio como reflejo de las preferencias y los costes de producción, e igualando los conceptos de valor y precio. Sin embargo, las funciones de producción utilizadas en estos modelos no incorporaban en absoluto recursos naturales o ambientales. Fue el desarrollo de la Economía del Bienestar la que permitió completar los modelos neoclásicos con variables ambientales para permitir la toma de decisiones bajo criterios de eficiencia (sección 1.4.3). La técnica del Análisis Coste-Beneficio se convirtió entonces en el instrumento clave para que la economía del bienestar jugase un papel fundamental y aplicado a la elección de políticas públicas.

El enfoque de sistema de la Economía del Bienestar permite diferenciar claramente los conceptos de precio y valor (capítulo 4). El precio es el mecanismo de asignación asociado al mercado y a las fuerzas de la oferta y la demanda, proporcionando información sobre la escasez de los recursos y sobre la dirección e intensidad de las preferencias. No obstante, el precio sólo realiza todas estas funciones bajo determinados supuestos, siendo el fundamental para los recursos naturales y ambientales la ausencia de fallos de mercado o ineficiencias económicas (externalidades, bienes públicos).

El valor está asociado al concepto de excedente del consumidor, es decir, a los beneficios netos que los individuos y, por extensión, la sociedad obtienen del consumo de un bien o servicio, tengan o no reflejo en los precios de mercado. El valor es, pues, un reflejo del cambio en el bienestar o la utilidad y, como tal, va a tener como referencia para su estimación la curva de demanda real o implícita del bien ambiental.

El precio es sólo aquel valor que se refleja en el mercado pero existen otras categorías de valor que no pueden observarse por esta vía. Así, por ejemplo, los valores de uso recreativo de la naturaleza muestran una demanda creciente, una utilidad social evidente, aunque ni esta valoración ni su posible escasez tienen impacto en el sistema de precios. También el valor que la sociedad asigna a los bienes ambientales como patrimonio colectivo, independientemente de su uso, es una realidad patente en la disposición al pago positiva por la conservación y protección de determinados recursos, especies, paisajes y ecosistemas.

De nuevo, la diferencia entre valor y precio se deriva de la presencia de fallos de mercado y tiene como consecuencia que las decisiones sobre asignación tomadas considerando exclusivamente el mecanismo de precios sean económicamente ineficientes. Los métodos de valoración alternativos, presentados en el capítulo 5, van a permitir estimar valores sin mercado y proporcionarán información útil para mejorar la eficiencia en la asignación.

Referencias bibliográficas

- BATOR, M. F. (1958): «The anatomy of market failure», *Quarterly Journal of Economics*, 7, 351-79.
- BOULDING, K. E. (1966): «The economics of spaceship earth», en Jarrett, H. (ed.) *Environmental quality in a growing economy*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- BUCHANAN, J. M. (1967): «Cooperation and conflict in public goods interaction», *Western Economic Journal*, 109-21.
- BUCHANAN, J. M. y STUBBLEBINE, W. (1962): «Externality», *Econometrica*, 29, 371-84.
- CAREY, H. (1858): *The principles of social science*. Kelly, Nueva York.
- COASE, R. (1960): «The problem of social cost», *The Journal of Law and Economics*, Oct.
- CONSTANZA, R. (1997): *Introduction to ecological economics*. Wiley, Nueva York.
- DARWIN, C. (1859): *The origin of species*. John Murray, Londres.
- EDEL, M. (1973): *Economics and the environment*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs, Nueva York.
- ENGELS, F. (1844): *The condition of the working class in England in 1844*, Otto Wigland, Leipzig.
- FAUSTMANN, M. (1849): «Gerechnung des wertes welchen waldbaden sowie noch nicht haubare holzbestände für die waldwirtschaft besitzen», *Allgemeine Forst und Vagd-Zeitung* 25, 441-5.
- FISHER, A. C. (1981): *Resource and environmental economics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HUXLEY, A. (1959): *Brave new world revisited*. Chatto and Windus, Londres.
- GEORGESCU-ROEGEN, N. (1971): *The entropy law and the economic progress*, Harvard University Press, Cambridge MA.
- GORDON, H. S. (1954): «The economic theory of a common property resource: the fishery», *Journal of Political Economy*, 62, 124-142.
- GRAY, L. C. (1914): «Rent under the assumption of exhaustibility», *Quarterly Journal of Economics*, 28, 466-89.
- HOTELLING, H. (1931): «The economics of exhaustible resources», *Journal of Political Economy*, 39, 137-75.
- JEVONS, W. S. (1865): *The coal question: An inquiry concerning the progress of the nation and the probable exhaustion of our coal mines*, Mcmillan, Londres.
- KAPP, K. W. (1950): *The social cost of private enterprise*, Cambridge University Press, Cambridge.
- KAUFMANN, R. (2001): «The environment and economic well-being», en FOLMER, H., LANDIS GABEL, H., GERKING, S. y ROSE, A. *Frontiers of Environmental Economics*, Edward Elgar, Cheltenham, pp. 36-56.
- KNEESE, A. V. (1971): «Environmental pollution economics and policy», *American Economic Review*, 61, 153-6.
- KULA, E. (1998): *History of environmental economic thought*, Routledge, Nueva York.
- LEIBIG, J. von (1859): *Letters on modern agriculture*, Wiley, Nueva York.
- LERNER, A. P. (1971): «Priorities and efficiency», *American Economic Review*, 61, 517-30.
- MALTHUS, R. T. (1890): *An essay on the principle of population as it affects the future improvement of society*. Ward Lock, Londres.
- MARSHALL, A. (1890): *Principles of Economics*, McMillan, Londres.
- MARTÍNEZ ALLIER, J. (1999): «Introducción a la Economía Ecológica» Ed. Rubes, Madrid.
- MARTÍNEZ ALLIER, J. y O'CONNOR, M. (1996): «Ecological and economic distribution conflicts», en CONSTANZA, R., SEGURA, O., y MARTÍNEZ-ALLIER, J. (eds.) *Getting down to earth. Practical applications of ecological economics*. Island Press, Washington.
- MARX, K. (1936) [1867]: *Capital: A critique of political economy, the process of capitalism production*, The Modern Library, Nueva York.
- MARX, K. (1959) [1894]: *Capital*, V. III, Foreign Languages House, Moscú.
- MAYUMI, K. (2001): *The origins of ecological economics. The bioeconomics of Georgescu-Roegen*. Routledge, Londres.
- MEADOWS, D. H., HANDERS, D. L. y BEHRENS, W. (1972): *The limits to growth*, Pan Books, Londres.
- MILL, J. S. (1848): *Principles of political economy*, Londres. Traducción del Fondo de Cultura Económica, México, 1951.
- PEARCE, D. (1998): *Economics and environment. Essays on ecological economics and sustainable development*. Edward Elgar, Londres.

- PEARCE, D. y TURNER, K. (1990): *Economics of natural resources and the environment*. Harvester Wheatsheaf, London.
- PERELMAN, M. (1974): «An application of Marxian theory to environmental economics», *Review of Radical Political Economics*, V. 6 (3), pp. 75-77.
- PIGOU, A. (1920): *Income*. Mcmillan, Londres.
- RANDALL, A. (1993): «What practicing agricultural economists need to know about methodology», *American Journal of Agricultural Economics*, 75 (Oct.) 48-59.
- SAMUELSON, Paul A. (1976) «Economics of Forestry in an Evolving Society,» *Economic Inquiry*, 14(4), pp. 466-92.
- SCITOWSKY, T. (1954): «Two concepts of external economies», *Journal of Political Economy*, 62.
- SMITH, A. (1869) [1776]: *An inquiry into the nature and causes of the wealth of nations*, Routledge, Londres.
- SÖDERBAUM, P. (1990): «Neoclassical and institutional approaches to environmental economics», *Journal of Economic Issues*, 24 (2), 481-92.
- SRAFFA, I. y DOBB, M. (1951): *The works and correspondence of David Ricardo*, Cambridge University Press, Cambridge.
-

CAPÍTULO 2

LA SUSTENTABILIDAD DEL DESARROLLO ECONÓMICO

Objetivos

- Conocer cómo surge y por qué el concepto de desarrollo sustentable.
 - Analizar la relación entre crecimiento económico y conservación ambiental, para demostrar que esta relación va a depender del problema ambiental y de la etapa de desarrollo del país o región considerados.
 - Definir el concepto de desarrollo sustentable y describir las implicaciones de esta definición tanto en términos de eficiencia como de equidad.
 - Presentar las condiciones para alcanzar el desarrollo sustentable, con base en la Regla de Capital Constante de Hicks-Page-Hartwich-Solow y bajo diversos supuestos sobre las posibilidades de sustitución entre las diferentes formas de capital.
 - Explicar la utilidad de calcular índices e indicadores de desarrollo sustentable y presentar algunos de los índices ecológicos y económicos de especial relevancia propuestos por instituciones internacionales.
 - Describir cómo el problema de la deuda externa y los ajustes estructurales exigidos para acceder a ayudas internacionales han condicionado, en muchos casos, la estrategia de los países en vías de desarrollo hacia la sustentabilidad.
 - Describir la experiencia de Costa Rica como ejemplo interesante de planificación macroeconómica diseñada para acercarse a pautas de desarrollo sustentable.
-

2.1 Introducción

La Conferencia Mundial de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente Humano, que tuvo lugar en 1972 en Estocolmo (Noruega) no fue más que el reflejo de importantes cambios en la percepción social sobre los fundamentos y las consecuencias del crecimiento económico¹. En la segunda mitad del

¹ Aunque, en realidad, la primera reunión internacional en la que se habló de la necesidad de compatibilizar «utilización y conservación de los recursos», fue la Conferencia de la Biosfera (París, 1968), organizada por la UNESCO

siglo xx, la sociedad del mundo desarrollado comenzó a percibir con nitidez el riesgo de agotamiento de ciertos recursos naturales, fundamentalmente combustibles fósiles, sin los cuales el crecimiento experimentado por las economías occidentales a partir de la Revolución Industrial nunca hubiera tenido lugar; además de la cada vez mayor sobreexplotación de recursos renovables como bosques, pesquerías, etc. Al mismo tiempo, comenzaron a surgir evidencias que relacionaban múltiples efectos negativos en la salud humana y de los ecosistemas con la contaminación de la atmósfera, del agua y del suelo derivada de los procesos de producción industrial y consumo masivo². Esta doble relación negativa entre los procesos de desarrollo y el medio natural fue descrita en el libro *Los límites del crecimiento* (Meadows et al., 1972) que, a pesar de sus carencias y limitaciones, funcionó como llamada de atención sobre las restricciones que el medio natural implicaba para el crecimiento económico. Finalmente, la evidencia empírica mostraba que la distribución de los beneficios del crecimiento económico no había sido equitativa sino más bien al contrario, las desigualdades entre individuos y países persistieron e incluso aumentaron. Frente a estos datos, la existencia de límites al crecimiento comenzó a perfilarse como una realidad y, aún más, el propio crecimiento económico comenzó ser cuestionado como objetivo.

Aunque en el año 1972 sólo se perfilaría una pequeña parte de los problemas relacionados con el deterioro de los recursos ambientales y naturales que se irían manifestando en décadas posteriores, la reflexión llevada a cabo desencadenaría una progresiva redefinición de objetivos, y así comenzaría a surgir la necesidad de un crecimiento económico compatible con la conservación de la base de recursos y que no fuese acompañado de amenazas para la calidad de vida y la salud de la población derivadas del deterioro ambiental³. Era el germen de lo que veinte años más tarde acabaría por denominarse «desarrollo sustentable».

No obstante, fue en 1992, en la Conferencia de la ONU sobre Medio Ambiente y Desarrollo, celebrada en Río de Janeiro (Brasil), cuando el concepto de desarrollo sustentable alcanzó su mayoría de edad. De esta cumbre surgieron tratados internacionales de gran trascendencia como el Convenio sobre Diversidad Biológica o el Convenio Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Además, se sentaron las bases para la Convención de Lucha contra la Desertización (firmada finalmente en París en 1994). De esta cumbre surgieron dos importantes documentos:

- El primer documento es la Declaración de Río sobre el medio ambiente y el desarrollo, en el que los países firmantes se comprometían a trabajar para alcanzar el desarrollo sustentable. Cabe destacar en este documento tres principios que conformarían las políticas ambientales en países de todo el mundo: el principio de responsabilidades comunes pero diferenciadas, el principio de precaución y el principio de «quien contamina paga».
- El documento Agenda 21, también emanado de esta cumbre, con sus 40 capítulos y más de 3.000 recomendaciones, avanzaba ya sobre el mero diagnóstico de los problemas y reflejaba un conjunto de pautas para alcanzar la sustentabilidad global, incidiendo en sectores clave como la agricultura, la industria o el urbanismo. Se emitió también un mandato a Estados, regiones y ciudades, para que elaborasen sus programas definiendo estrategias propias de sustentabilidad local como condición indispensable para alcanzar el mismo objetivo a nivel global. Se creó, además, la Comisión de Desarrollo Sostenible (CDS) para controlar e impulsar la puesta en marcha de la Agenda 21.

(Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura), con la participación de la FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación) y la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza).

² Un ejemplo del nacimiento de la preocupación por la degradación ambiental del modelo de crecimiento, en concreto de los efectos del uso indiscriminado de pesticidas como el DDT en la agricultura, es el libro *The silent spring* (La primavera silenciosa), escrito por Rachel Carson en 1964. A raíz de esta publicación el DDT fue prohibido y retirado progresivamente en la mayor parte de los países.

³ Así surgió el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

Diez años más tarde, la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible (CMDS) de las Naciones Unidas en Johannesburgo (Sudáfrica) sirvió como revisión de los logros alcanzados durante la década transcurrida desde la implantación de la Agenda 21 pero también de los fracasos. En Johannesburgo se adoptaron nuevas metas y medidas con una línea de trabajo más pragmática de cara a lograr un compromiso global de desarrollo sostenible. El Apéndice 2.1 presenta un resumen del Plan de Acción aprobado en la Cumbre de Johannesburgo.

El reto actual es incorporar el desarrollo sustentable dentro de la gestión real local, nacional e incluso supranacional y, para ello, es necesario dotar al concepto de contenido. Así, a lo largo del presente capítulo se insistirá en que la característica fundamental del desarrollo sustentable es la integración y armonización de mejoras económicas, sociales y ambientales. El crecimiento económico será, por tanto, condición necesaria, pero no suficiente, para alcanzar este desarrollo. Además, a medida que el desarrollo sustentable se está convirtiendo en un objetivo generalmente aceptado y raramente cuestionado, también se hace necesario desarrollar condiciones concretas e indicadores de evolución que impidan que el concepto se vacíe de contenido y se convierta en objetivo libre de compromisos. El problema de la deuda externa supone un obstáculo adicional para los países en vías de desarrollo y, por tanto, debe recibir atención especial en relación con la sustentabilidad.

El capítulo se estructura de la siguiente forma. En primer lugar, en el epígrafe 2.2, se describirán las relaciones existentes entre crecimiento económico y conservación ambiental, y en especial se introducirá el modelo de Curvas Kuznets Ambientales. A continuación, en el epígrafe 2.3, definiremos desarrollo sustentable en su dimensión económica, social y ambiental, integrando aspectos de eficiencia y de equidad intra e intergeneracional. La equidad intergeneracional, la tasa de descuento y sus implicaciones para el desarrollo se abordarán en el epígrafe 2.4. Además de explicar qué es el desarrollo sustentable, se abordarán las condiciones necesarias para su consecución (epígrafe 2.5), y se describirán algunos índices que nos permiten conocer si una economía evoluciona sustentablemente (epígrafe 2.6). La deuda externa, los ajustes estructurales y su relación con la sustentabilidad serán presentados brevemente en el epígrafe 2.7. Finalmente, la experiencia de Costa Rica servirá como ejemplo de planificación macroeconómica para el desarrollo sustentable (epígrafe 2.8).

2.2 Crecimiento económico y conservación ambiental

El crecimiento económico da lugar a efectos contrapuestos sobre el medio natural. En primer lugar, el aumento en la renta per cápita tiene lugar a partir de un mayor consumo de materias primas y energía y, por tanto, se generan más residuos y los problemas ambientales se agudizan. Por otro lado, las mejoras tecnológicas y cambios en las preferencias que acompañan al crecimiento económico pueden dar lugar a que los impactos ambientales relativos del crecimiento sean cada vez menores. Así, existen diferentes aproximaciones en función de qué grupo de efectos se considera dominante. Existe una corriente pesimista, defendida por los seguidores del Informe Meadows, que defienden que los efectos negativos serán los dominantes y predicen un colapso ecológico y económico si se mantienen las actuales tendencias. Se trata, en definitiva, de un problema relacionado con la escala de la actividad económica (escasez absoluta). Alternativamente, la corriente más optimista, en la que se basa la Economía Ambiental, asume que el crecimiento económico puede corregir los problemas ambientales que origina. El problema reside en cómo se resuelve el conflicto entre las diversas demandas que puede satisfacer el medio natural o, de otra forma, del tipo de crecimiento económico que tiene lugar (escasez relativa).

La escasez relativa considera que los recursos son escasos en términos relativos porque dependen de las preferencias sociales, que pueden evolucionar hacia conductas y consumos ambientalmente más respetuosos; porque en muchos casos existen otros bienes que pueden funcionar como sustitutivos

y satisfacer igualmente las mismas demandas; y porque la capacidad de satisfacer necesidades a partir de los recursos disponibles varía debido a los avances tecnológicos. Es decir, si desconocemos las posibilidades de sustitución, la potencialidad del progreso técnico o los cambios en las preferencias sociales, no podemos afirmar que existen límites absolutos al crecimiento económico, o bien que este crecimiento es incompatible con la conservación de la base de recursos.

Por ello, el debate ha evolucionado gradualmente hacia las interrelaciones entre la población, el nivel y tipo de crecimiento, y la calidad ambiental. El crecimiento económico es necesario para satisfacer las necesidades básicas de la población y erradicar los problemas relacionados con las demandas de esa población creciente que, a su vez, es causa de gran parte del deterioro ambiental en los países en vías de desarrollo. No obstante, el incremento de la actividad económica generalmente necesita un mayor consumo de recursos y, por tanto, genera más residuos. Sin embargo, el deterioro de la calidad ambiental vendrá condicionado en gran medida por el tipo de crecimiento económico, como de forma sencilla e intuitiva nos representa el modelo IPAT, que se describirá a continuación.

2.2.1 El modelo IPAT

Existe una aproximación simple pero ilustrativa sobre la relación entre actividad económica y el deterioro ambiental introducida por primera vez por Ehrlich y Holdren (1971) y utilizada por múltiples autores a partir de entonces. El modelo IPAT parte del supuesto de que los determinantes más inmediatos del impacto ambiental son el tamaño poblacional y el impacto ambiental de cada individuo. Este impacto ambiental per cápita depende, a su vez, del nivel de consumo y de la tecnología de producción de estos bienes de consumo. La relación que establece la sociedad con los recursos naturales y ambientales se explica, por tanto, mediante la interacción de estos tres componentes,

$$I = P \times A \times T \quad (2.1)$$

Donde I es el impacto ambiental, P es el tamaño de la población, A es la renta o el consumo per cápita en unidades monetarias, y T es la tecnología, entendida como la cantidad de recursos utilizados y residuos generados por unidad de producción.

$$I = P \times \frac{PNB}{P} \times \frac{I}{PNB} \quad (2.2)$$

En definitiva, con una población estable sería posible aumentar la renta o el consumo per cápita sin deterioro ambiental mediante las necesarias mejoras tecnológicas, es decir, incremento en la eficiencia de los procesos productivos en el uso de los recursos naturales y ambientales. En este sentido, el crecimiento no conlleva necesariamente deterioro ambiental.

La anterior identidad se puede reescribir en función de las tasas de variación. Si suponemos que p es la tasa de variación de la población, y es la tasa de variación del PNB y t es el cambio tecnológico,

$$\frac{\Delta I}{I} = \frac{\Delta p}{p} + \frac{\Delta y}{y} + \frac{\Delta t}{t} \quad (2.3)$$

Y de esta expresión se deduce que, para que el crecimiento económico se produzca sin impacto ambiental, es necesario que la tasa de mejora tecnológica (o de eficiencia en el uso de los recursos) al menos iguale la suma de la tasa de cambio en la población y la tasa de crecimiento de la renta o consumo per cápita.

Para probar la viabilidad de este supuesto, podemos utilizar datos de la ONU (UNDP, 2001). La población mundial en el año 1998 era de 5,90 millones de personas, y se predecía una población

de 8,91 millones para el año 2050. Esto implica un ratio de crecimiento del 0,8 anual. Los datos sugieren, además, que la tasa de crecimiento anual del PNB per cápita mundial fue de aproximadamente del 1% entre 1975 y 1998. Por tanto, la eficiencia en el uso de los recursos debería mejorar en torno a un 1,8% anual para evitar el deterioro ambiental derivado del crecimiento de la población y de la renta. ¿Es este objetivo factible? Actualmente, la eficiencia energética ha mejorado aproximadamente un 1,3% desde 1970, cifra no demasiado distante al objetivo y sin haber introducido políticas de mejora de eficiencia en el uso de materiales y energía en la mayor parte del mundo. La intensidad energética en la industria de países desarrollados ha mejorado a tasas anuales próximas al 2,2% entre 1960 y 1994. En definitiva, con una adecuada planificación, el desarrollo sustentable está más próximo a la realidad que a la utopía.

Como ejemplo de utilización del modelo podemos observar en la Tabla 2.1 la ecuación IPAT aplicada a emisiones de CO₂.

Tabla 2.1 Ecuación IPAT para emisiones de CO₂ globales

	<i>I</i>	<i>P</i>	<i>A</i>	<i>T</i>
Actual	23,881952	5.8627	6.948	0,0005892
P × 1,5	35,843711	8.8005	6.948	0,0005892
P × 1,5, A × 2	71,687417	8.8005	13.896	0,0005892
P × 1,5, A × 2	23,881952	8.8005	13.896	0,0001952

Fuente: UNDP (2001). WRI (2000).

I = Representa las emisiones de CO₂ en el año 1996 en miles de millones de toneladas.

P = Población expresada en miles de millones de personas.

A = Representa el PNB mundial en PPA (\$) de 1999.

T = Expresada en toneladas de CO₂ por \$ de PNB y obtenido como $I / (P \times A)$.

La primera fila de la tabla representa la situación actual, mientras que la segunda fila ilustra el valor que adoptaría el deterioro ambiental, *I*, si la población mundial aumentase un 50%; la tercera fila presenta los cambios que se derivarían de un aumento del 50% en la población y de la duplicación del PNB (ambos supuestos muy conservadores respecto a lo que podría acontecer en el horizonte del 2100). La última fila permite calcular qué valor debería adoptar *T*, las emisiones de CO₂ por \$ de PNB, si suponemos un aumento de población y PNB similar al de la fila anterior pero además queremos que el impacto ambiental, *I*, no aumente. Se observa que, para conseguir este objetivo, las emisiones de CO₂ deberían disminuir 2/3 con respecto a los niveles actuales.

En general, el crecimiento económico no conduce necesariamente al deterioro ambiental y, en consecuencia, a menores posibilidades de crecimiento futuro. Existe evidencia empírica de que, en algunos casos, el crecimiento económico es, de hecho, la solución a determinados problemas ambientales.

2.2.2 La curva Kuznets ambiental

El concepto de curvas Kuznets surgió cuando el premio nobel Simon Kuznets (1955, 1965) las utilizó para relacionar crecimiento económico con cambios en la distribución de la renta, en concreto para representar cómo en una primera etapa la distribución de la renta empeoraba a medida que la renta crecía, y en etapas posteriores esta relación se invertía. En algunos casos, la relación entre crecimiento económico y calidad ambiental sigue la misma pauta, siguiendo con una curva forma de U invertida.

A principios de la década de los noventa, gracias a los avances tecnológicos y su aplicación al proceso de obtención de datos y a los avances científicos que permitieron vincular el consumo o la producción de bienes con el deterioro ambiental, comenzaron a aparecer trabajos que relacionaban

indicadores de calidad ambiental con niveles de crecimiento económico. El objetivo era investigar la evolución de un determinado índice de calidad ambiental, I , con la renta per cápita, Y , la tendencia temporal, T , y otro tipo de características o efectos fijos, F , como la disponibilidad de recursos o el tipo de políticas públicas. La relación que hay que investigar es, por tanto,

$$I = f(Y, T, F) \quad (2.4)$$

Los modelos más habituales que se utilizan para representar la relación entre renta per cápita y cada indicador de contaminación son:

$$\begin{aligned} I_{it} &= \alpha_0 + \alpha_1 \ln Y_{it} + \alpha_2 T_i + \alpha_3 F_i + e_{it} \\ I_{it} &= \beta_0 + \beta_1 \ln Y_{it} + \beta_2 (\ln Y_{it})^2 + \beta_3 T_i + \beta_4 F_i + e_{it} \\ I_{it} &= \phi_0 + \phi_1 \ln Y_{it} + \phi_2 (\ln Y_{it})^2 + \phi_3 (\ln Y_{it})^3 + \phi_4 T_i + \phi_5 F_i + e_{it} \end{aligned} \quad (2.5)$$

con e_{it} como el término de error estocástico o aleatorio.

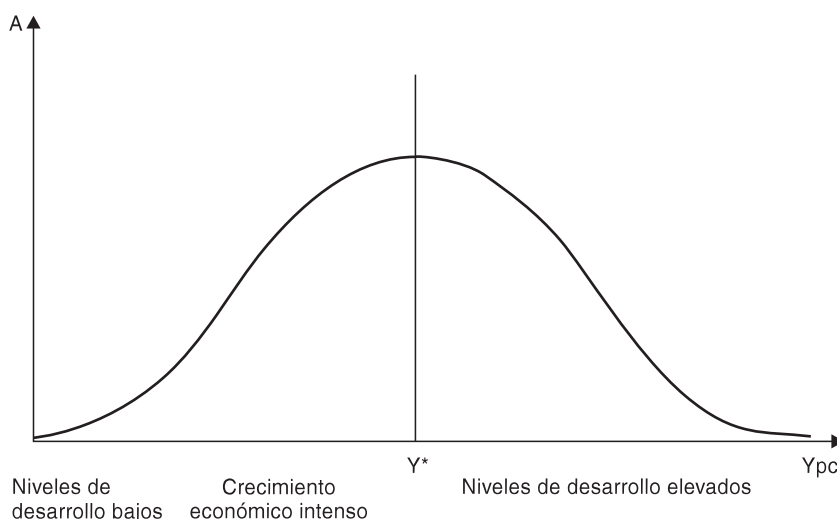
Para realizar estas estimaciones, la mayor parte de los estudios utilizan datos de panel, es decir, de una muestra de países a lo largo de un intervalo temporal más o menos amplio. Los resultados de estos trabajos permiten observar que la relación entre A e Y no es única sino que varía con el problema ambiental considerado. Así, existen problemas ambientales que tienden a resolverse con las mejoras económicas (problemas sanitarios, acceso a agua potable o servicios de saneamiento, etc.) y otros problemas que empeoran con el incremento de la renta per cápita (como las emisiones de CO_2 y NO_x). En general, se observa que los problemas ambientales que afectan directamente al bienestar humano, cuyos daños ambientales no pueden ser transferidos a otros lugares y con costes de eliminación del problema relativamente bajos, suelen tender a solucionarse a medida que la economía mejora. A la inversa, si no se verifican estas tres características, el problema ambiental tiende a empeorar a medida que el desarrollo avanza.

No obstante, se observó que algunos problemas inicialmente empeoraban para posteriormente mejorar (por ejemplo, concentraciones atmosféricas de SO_2 o de partículas en suspensión, etc.), es decir, la relación entre crecimiento económico y calidad ambiental no es constante a lo largo de las diferentes etapas de desarrollo. La explicación de esta relación, según diversos autores, se debe a que en niveles bajos de desarrollo existe impacto ambiental limitado debido a que la población realiza actividades económicas de subsistencia y existe una cantidad muy limitada de residuos que, además, son en su mayor parte orgánicos y, por tanto, biodegradables.

Por otro lado, en etapas de crecimiento económico intenso se produce el mayor nivel de deterioro ambiental debido a la utilización de métodos intensivos en la agricultura, a la mayor tasa de extracción de recursos naturales (normalmente en exceso de las tasas naturales de regeneración de los recursos) y a un creciente proceso de industrialización y urbanización que conlleva una elevación del nivel y toxicidad de las emisiones.

Finalmente, en niveles de desarrollo elevados suelen frenarse las tasas de degradación ambiental debido a que se producen cambios estructurales hacia economías terciarizadas y hacia sectores relacionados con la tecnología y la información, y se suelen observar cambios en las preferencias de los individuos, que se reflejan en cambios en las pautas de consumo, regulaciones ambientales más estrictas y mayores gastos en protección y conservación ambiental.

En el Gráfico 2.1 se presenta un esquema de curva Kuznets, en el que aparecen señaladas las diferentes fases del desarrollo. Y^* es el punto de inflexión o nivel de renta per cápita a partir del cual la relación entre crecimiento y calidad ambiental cambia. La relevancia para la toma de decisiones públicas reside en que si estamos ante un problema ambiental que sigue una curva Kuznets, invertir en acelerar el crecimiento económico se convierte en una estrategia de solución del problema ambiental más eficiente que la aplicación de políticas ambientales o medidas correctoras específicas.

Figura 2.1 Curva Kuznets ambiental

A continuación se resumen algunas críticas o limitaciones al modelo Kuznets.

- *Las estimaciones están basadas en la Y_{pc} media y no en la mediana.* La renta per cápita no sigue una distribución normal, porque normalmente se observa un mayor número de personas bajo el nivel medio de renta que sobre él. En consecuencia, sería la mediana el dato relevante, que es inferior a la media. Si se asume la relación indicada por las curvas Kuznets, esto quiere decir que la mayor parte de los países están en fases de desarrollo inferiores a las que indicaría la media y, en muchos casos, la degradación ambiental aún seguirá aumentando durante bastante tiempo.
- *Supone una relación unidireccional entre economía y medio ambiente.* En realidad la relación es bidireccional pues de la misma forma que el crecimiento económico condiciona la calidad ambiental, algunas formas de degradación ambiental limitan el crecimiento económico (erosión del suelo, daños a la salud humana, daños irreversibles derivados de sustancias peligrosas, etc.). Esta interrelación convierte en inapropiado un modelo uniecuacional, que supone una relación de causalidad unidireccional.
- *No considera la capacidad de los países para exportar sus problemas ambientales a otros países, así como la tendencia a la especialización productiva,* que lleva a que los países en vías de desarrollo acaben acogiendo dentro de sus fronteras los procesos productivos más contaminantes.
- *También se han observado problemas operativos,* entre los cuales cabe destacar:
 - Problemas relacionados con la disponibilidad y calidad de los datos necesarios.
 - Necesidad de mejorar los procedimientos econométricos de estimación para alcanzar estimaciones que se ajusten mejor a los datos.

Además, el modelo Kuznets sólo representa la realidad para algunos problemas ambientales y sus resultados no son extrapolables a la calidad ambiental en general, e incluso puede ocurrir que favorecer un mayor crecimiento económico no sea positivo para el medio ambiente si el problema que tratamos de solucionar implica un riesgo elevado, o bien el daño es de naturaleza irreversible, como puede ser la deforestación o la pérdida de biodiversidad.

A partir de la evidencia empírica que dio lugar al modelo Kuznets, surgió una corriente teórica de modelos macroeconómicos de interacción entre degradación ambiental y crecimiento económico, que incluye modelos de crecimiento óptimo, crecimiento endógeno y de generaciones solapadas.

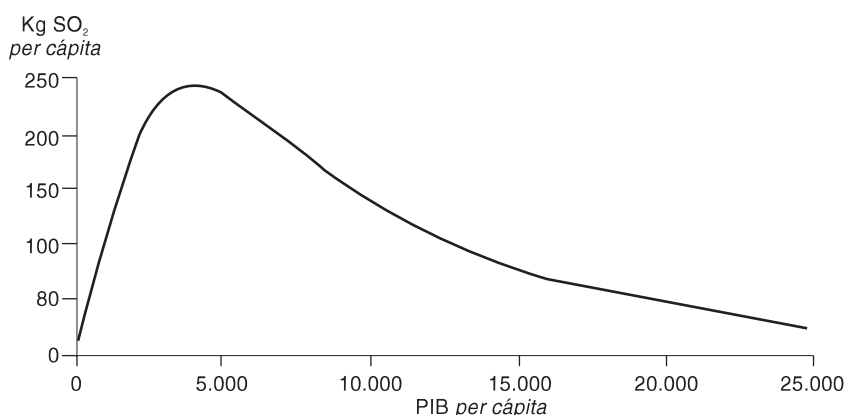
2.2.3 Evidencia empírica de curvas Kuznets

Panayotou (1993) demuestra la existencia de curvas Kuznets para problemas de deforestación y contaminación atmosférica de dióxido de azufre (SO_2), óxidos de nitrógeno (NO_x) y partículas en suspensión⁴, con datos para 55 países (41 países tropicales en desarrollo y 27 países desarrollados).

Grossman y Krueger (1995) utilizando datos de áreas urbanas localizadas en 42 países (industrializados y en vías de industrialización), observan una relación de U invertida para problemas de contaminación atmosférica por SO_2 , partículas y humos (con una renta de cambio entre 4.000 y 5.000 \$ de 1985). Selden y Song (1992) muestran resultados similares para SO_2 , partículas, NO_x y CO.

Quizás el trabajo más completo realizado en el ámbito de las Curvas Kuznets Ambientales es el de Shafik y Bandyopadhyay (1992) y Shafik (1994), que posteriormente se incorporaría en el *Informe sobre el Desarrollo Mundial 1992. Desarrollo y Medio Ambiente*, del Banco Mundial. El estudio analiza empíricamente la relación con la renta per cápita de un conjunto extenso de indicadores de calidad ambiental: ausencia de agua limpia, ausencia de saneamiento urbano, niveles ambientales de partículas en suspensión y SO_2 en áreas urbanas, cambios en el área forestal, tasa anual de deforestación (ambos entre 1961 y 1986), oxígeno disuelto y residuos fecales en ríos, residuos sólidos urbanos per cápita y emisiones de dióxido de carbono (CO_2) per cápita. Para ello, utiliza una base de datos para 149 países durante un período temporal de 30 años (1960-1990). Para los cambios en el área forestal y la tasa de deforestación no encuentra evidencias de relación alguna con la renta (estimadores no significativos y R^2 muy bajo). Sin embargo, observa que el volumen de residuos sólidos urbanos per cápita, la contaminación de los ríos y las emisiones de CO_2 per cápita empeoran con la renta. En cambio, el acceso a agua potable y el saneamiento mejoran con la renta. Finalmente, los indicadores ambientales que siguen una relación de U invertida con la renta per cápita son la contaminación del aire por partículas en suspensión y SO_2 . La Figura 2.2 presenta la relación tipo Kuznets entre PIB per cápita y emisiones de SO_2 per cápita.

Figura 2.2 Curva de Kuznets para emisiones de SO_2



Fuente: Panayotou (1993).

⁴ Los datos de contaminación están expresados en emisiones per cápita y los de deforestación en tasas anuales netas de deforestación a mediados de los ochenta.

Finalmente, Panayotou (2000) realiza una revisión crítica, exhaustiva y actualizada, de trabajos teóricos y empíricos sobre la curva Kuznets.

2.3 Definición de desarrollo sustentable

El concepto de desarrollo sustentable ha recibido en los últimos años una especial atención social, política y académica, convirtiéndose en el objetivo de la mayor parte de las políticas ambientales nacionales e internacionales. Ya en los párrafos iniciales de la Agenda 21 (*United Nations Conference on Environment and Development*, Río de Janeiro, 1992) se establecía que:

«[...] Para hacer frente a los retos del medio ambiente y el desarrollo, los Estados deciden establecer una nueva asociación global. Esta asociación compromete a todos los Estados a involucrarse en un diálogo continuo y constructivo, inspirado en la necesidad de alcanzar una economía más eficiente y equitativa, teniendo en cuenta la creciente interdependencia de la comunidad de naciones, y que el desarrollo sustentable debe convertirse en una prioridad en la agenda de la comunidad internacional.»

En el año 1987, la Comisión Mundial para el Medio Ambiente y el Desarrollo (World Commission on Environment and Development-WCED), creada por la ONU en 1983, presentó su informe «*Our Common Future*» (Nuestro futuro común), más conocido como Informe Brutland, que abordaba por primera vez los conflictos entre desarrollo y medio ambiente. La definición más conocida y temprana de desarrollo sustentable⁵ procede de este informe (WCED, 1987, p. 43) y establece que «es aquel desarrollo que satisface las necesidades de la generación presente, sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer sus propias necesidades».

Esta definición, generalmente aceptada y ampliamente utilizada, utiliza el término «necesidades», enfatizando la obligación de abordar prioritariamente la solución al problema de la pobreza, del acceso a ciertos recursos económicos, ambientales y sociales mínimos. En este sentido, el objetivo es más amplio que el de alcanzar una mínima renta per cápita porque el derecho a una adecuada calidad de la atmósfera y el agua, y a una provisión adecuada de servicios sociales, entre otros, formarían parte de las necesidades fundamentales que el desarrollo debe satisfacer. Esto implica que el desarrollo sustentable no es únicamente un concepto de eficiencia en el uso de los recursos sino también de equidad, con una doble implicación en este sentido:

- *Equidad intrageneracional.* La satisfacción de las necesidades de la generación actual es premisa imprescindible para alcanzar el desarrollo sustentable global, independientemente de la localización geográfica. Ello requiere solución a los problemas de pobreza en los países en vías de desarrollo y, por tanto, la redistribución geográfica de la riqueza y el progreso.
- *Equidad intergeneracional.* El desarrollo sustentable es un concepto dinámico y, por ello, el legado de recursos para la siguiente generación ha de ser, al menos, igual que el disponible para la generación actual. Esta segunda cuestión nos conduce a reflexionar sobre el horizonte temporal que se tiene en cuenta, que será contemplado con mayor detalle en el epígrafe 2.4.

No obstante, el concepto de sustentabilidad no ha estado exento de polémica y discusión comenzando por su ambigüedad y generalidad, que ocasionan que cualquier política pueda tener como objetivo el

⁵ Pearce *et al.* (1989) presenta una interesante recopilación de definiciones alternativas de desarrollo sustentable.



desarrollo sustentable. Sustentable y duradero son términos equivalentes, y su significado —no decreciente con el transcurso del tiempo— está fuera de toda duda. Sin embargo, las connotaciones del término desarrollo pueden ser variadas y esto es lo que favorece la confusión.

Existe una versión restringida del desarrollo, que es también la más habitual, en la cual el desarrollo se define en función del nivel y evolución del PIB o del consumo per cápita. La versión más moderna y amplia del desarrollo incluye otros objetivos de tipo social y ambiental, además de la renta o capacidad de consumo, y trata de aproximarse al concepto de calidad de vida. En general, en la literatura económica es el bienestar o la utilidad lo que debe ser sustentable o no decreciente en el tiempo, asumiendo que existen múltiples variables que determinan el bienestar (Pearce, 1998). Un desarrollo sostenible es, en su versión más amplia, un desarrollo socialmente deseable, ambientalmente factible y económicamente viable.

Sin embargo, lo sustancial no es acertar con la definición adecuada de desarrollo sustentable sino establecer las condiciones necesarias y suficientes para alcanzarlo, y crear índices e indicadores adecuados para analizar la evolución de las pautas de desarrollo con la sustentabilidad como meta que se pretende alcanzar.

2.4 La equidad intergeneracional y la tasa de descuento

La segunda implicación de equidad del desarrollo sustentable ha dado lugar a un intenso debate académico. Parece evidente que existe preocupación por el legado que recibirán las generaciones futuras, y esta preocupación abarca a varias generaciones al menos, aunque se diluye con el transcurso del tiempo. El horizonte temporal que se incorpora en nuestra función de bienestar es limitado porque el riesgo y la incertidumbre aumentan con la espera. Por ello, es una realidad indiscutible que la misma cantidad de un recurso no tiene el mismo valor si lo disfrutamos hoy que dentro de una década y, extrapolando el mismo argumento, si lo disfrutaran nuestros hijos o nietos que los individuos de varias generaciones posteriores.

La cuestión clave, por tanto, es incorporar la existencia de este límite en el horizonte temporal de las preferencias de la generación actual. Para reflejar esta preferencia por el presente, se ha definido un coeficiente de preferencia temporal: la tasa de descuento. La tasa de descuento es un coeficiente, s , que toma valores entre 0 y 1, de forma que, a mayor tasa de descuento mayor preferencia por el presente y menor disposición a renunciar a bienestar actual a cambio de bienestar futuro. Por el contrario, una menor tasa de descuento rebela una mayor preocupación por las generaciones futuras y un horizonte temporal mayor en las preferencias.

Para explicar el significado de este coeficiente, supongamos que el bienestar de cada individuo de la generación actual, W_0 , está condicionado por su consumo, C_0 , y por el consumo de las generaciones futuras, C_f , hasta un determinado horizonte temporal, $f = 1, \dots, t$.

$$W_0 = f(C_0, C_1, \dots, C_t) \quad (2.6)$$

Es decir, se acepta que en ausencia de posibilidades reales de conocer las preferencias de las generaciones futuras, estas sean tenidas en cuenta en el proceso de asignación intertemporal de recursos a través de las preferencias de la generación presente. Esta preocupación por las generaciones futuras es lo que Page (1977) denomina «altruismo egoísta», porque el objetivo es maximizar el bienestar de la generación presente, W_0 , aunque incorporando al mismo tiempo cierta preocupación por el bienestar de las generaciones futuras en su función de utilidad. Se dice que la generación actual es el «árbitro del valor» y, por ello, una unidad de consumo transferida a las generaciones futuras tendrá menor valor que esa misma unidad consumida por la generación presente. Parece, por tanto, difícil que la conducta

humana bajo estos supuestos pueda dar lugar a que los niveles de bienestar futuros sean al menos similares a los actuales.

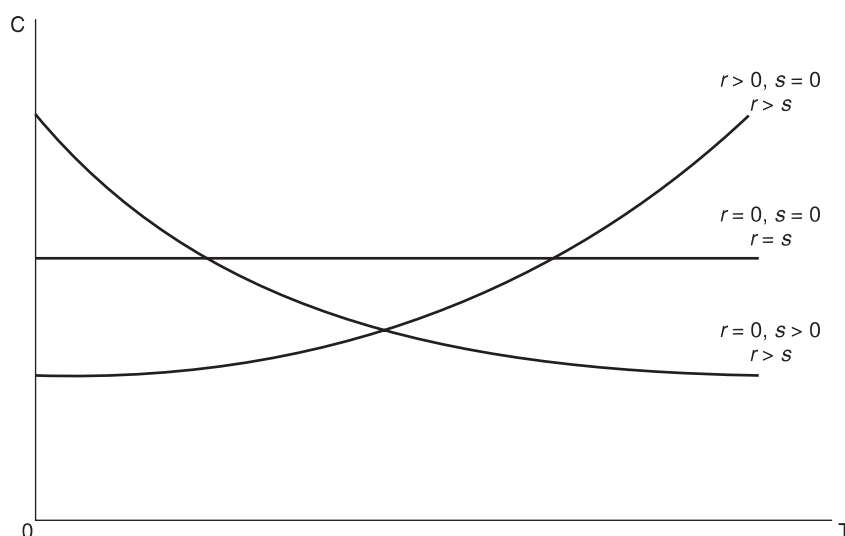
Teniendo en cuenta la tasa de descuento, s , la pauta intertemporal de consumo óptimo se obtiene solucionando el problema de maximización de la utilidad actual bajo las restricciones impuestas por la tecnología disponible:

$$\max \int_0^{\infty} U(C_t) e^{-st} dt \quad (2.7)$$

Algunos autores toman como aproximación a la tasa de descuento el tipo de interés de mercado, como coste de oportunidad del consumo actual en relación al consumo futuro. Otros utilizan el tipo de interés del consumo, definido como $i_c = ec + p$, donde e es la elasticidad de la utilidad marginal del consumo, c es el crecimiento esperado del consumo real per cápita y p representa un índice de preferencia temporal (Pearce, 1998).

El resultado de esta función de valor presente conduce a pautas de consumo que pueden ser o no sustentables, representadas en el Figura 2.3.

Figura 2.3 Pautas de consumo



Fuente: Pearce et al., 1998.

La compatibilidad del crecimiento óptimo y el desarrollo sustentable depende de la relación entre la tasa de reproducción de los recursos o productividad marginal del capital, r , y la tasa de descuento, s , ambos con valores entre 0 y 1 (Page, 1977; Dasgupta y Heal, 1979; Pezzey, 1989).

- Si la base de recursos consiste sólo en recursos no renovables ($r = 0$) y no existe tasa de descuento ($s = 0$), la pauta de consumo óptimo es sustentable (es posible mantener el nivel de consumo en el tiempo).
- Si la base de recursos consiste en recursos no renovables ($r = 0$) y $s > 0$, la pauta de consumo óptimo es no sustentable (disminuye el consumo con el tiempo).

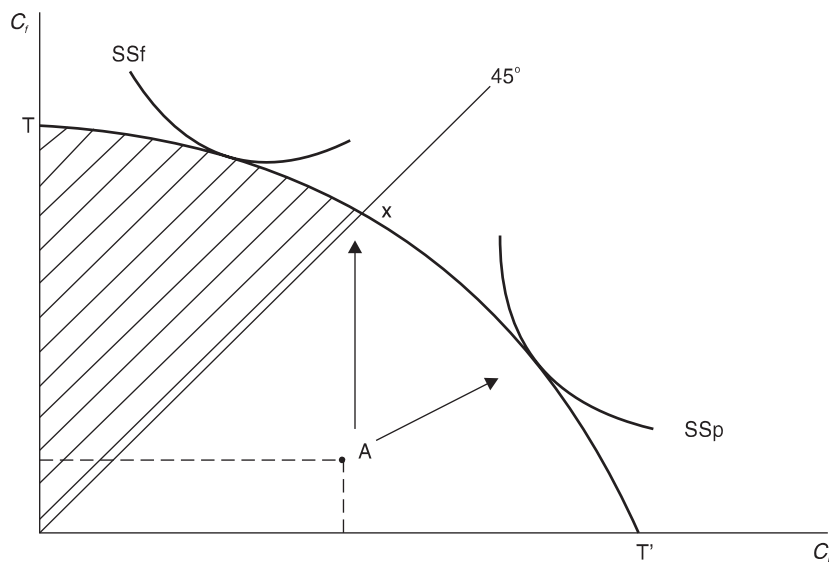
- Si la base de recursos consiste en recursos renovables ($r > 0$) y $s = 0$, la pauta de consumo óptimo es sustentable (aumenta el consumo con el tiempo).
- Si la base de recursos consiste en recursos renovables ($r > 0$) y $s > 0$; en este caso, el resultado depende de la magnitud relativa de ambos coeficientes,
 - si $r > s$, pauta de consumo sustentable,
 - si $r = s$, pauta de consumo sustentable,
 - si $r < s$, pauta de consumo no sustentable.

En definitiva, concluiremos que la tasa de descuento es compatible con pautas de desarrollo sustentable si $s < r$. Se observa, además, que a medida que aumenta el valor de s menor es la probabilidad de alcanzar pautas de desarrollo sustentable. El problema radica en que es habitual que existan presiones en la economía que presionen el valor de s al alza, y generen riesgos para alcanzar el desarrollo sustentable. Un ejemplo, es la existencia de impuestos sobre la renta, pues como demuestra Baumol (1968), en presencia de impuesto sobre la renta a tipo marginal t , las inversiones en actividades productivas requerirán rendimientos que, como mínimo, deberían ser iguales a m , con $m = r / (1 - t)$, es decir, superiores siempre a la productividad marginal de los recursos, r .

Algunos autores defienden que el bienestar de las generaciones futuras es un bien público, con implicaciones de no exclusividad y no rivalidad. Lo que un individuo renuncia a consumir en aras de las generaciones futuras beneficia a los demás, pues también se preocupan por el futuro y no existen mecanismos para excluir a los demás de ese beneficio. En presencia de bienes públicos, el mercado no asigna eficientemente los recursos, la tasa de descuento proporcionada por el mercado será superior a la tasa de descuento social y, en consecuencia, el nivel de conservación de los recursos será inferior al óptimo social intergeneracional.

Supongamos que el desarrollo sustentable requiere pautas de consumo constantes o crecientes con el tiempo. Así, la frontera de transformación de consumo actual por consumo futuro, TT' en la Figura 2.4, describirá las combinaciones posibles entre consumo presente, C_p , y consumo futuro, C_f ,

Figura 2.4 Sustentabilidad temporal en la asignación de recursos



Fuente: Pearce et al., 1998.

y su pendiente será $(1 + r)$. En el mismo gráfico, las curvas SSf y SSp son funciones de bienestar intertemporales que representan la intensidad de las preferencias sobre consumo actual respecto al consumo futuro, y su pendiente es $(1 + s)$. Así, SSf es la función de bienestar intertemporal sesgada hacia las generaciones futuras y SSp favorece más el consumo de la generación presente. Los puntos en los que el consumo actual y futuro coinciden se sitúan sobre la línea de 45° . El desarrollo sustentable estricto se alcanza en el punto X, y el resto de combinaciones sustentables se sitúan en el área rayada, donde $C_f > C_p$.

Se observa que las tasas de descuento necesarias para alcanzar pautas de desarrollo sustentable son menores que las que determinan preferencias orientadas hacia la generación presente, es decir, $s(z) < s(x) < s(y)$. Situados en el punto A, la eficiencia económica nos lleva a movernos hacia la curva TT', es decir, hacia un punto como el Y. Sin embargo, la búsqueda de desarrollo sustentable nos acercará a X (donde $s = r$). Si en una economía se tratan de habilitar las políticas necesarias para alcanzar X, se obtendrán niveles de C_p menores en X que en Y, es decir, tiene lugar una pérdida de beneficios para la generación presente en aras de un desarrollo más sustentable, aunque el consumo siga siendo superior al del punto de partida. El problema se agrava si el punto de partida es Y, pues en este caso la generación actual sufre una pérdida neta de posibilidades de consumo y ello puede desincentivar a los decisores a la hora de adoptar la opción sustentabilidad como objetivo. Sin embargo, podríamos argumentar que la renuncia en este caso es de consumo y no de bienestar, pues, como veremos a continuación, los indicadores convencionales de desarrollo muestran carencias destacables como índices de calidad de vida o bienestar social.

Llegados a este punto, debemos puntualizar que la aceptación del concepto abstracto de desarrollo sustentable como objetivo deseable no implica necesariamente que se esté realizando el adecuado diagnóstico de situación para detectar si la economía de un país o región sigue una trayectoria sustentable y para que, en caso de detectar desviaciones en la pauta de desarrollo real, se apliquen las políticas correctoras adecuadas. En realidad, la información relevante para la toma de decisiones de gestión implicaría conocer cuales son las condiciones necesarias y suficientes para alcanzar el desarrollo sustentable, qué políticas son las adecuadas para caminar hacia este objetivo y cuáles son los indicadores de los que disponemos para saber si caminamos o no en la dirección correcta.

2.5 Condiciones para alcanzar la sustentabilidad

Es la disponibilidad y calidad de las diversas formas de capital lo que determina la capacidad de la sociedad de mantener o mejorar su nivel de bienestar. El capital produce un flujo de servicios mayor que la cantidad inicial de recursos que compone el *stock* de capital inicial y, por ello, se habla de tasa de retorno positiva. En torno a esta idea se desarrollan las condiciones o reglas de sustentabilidad.

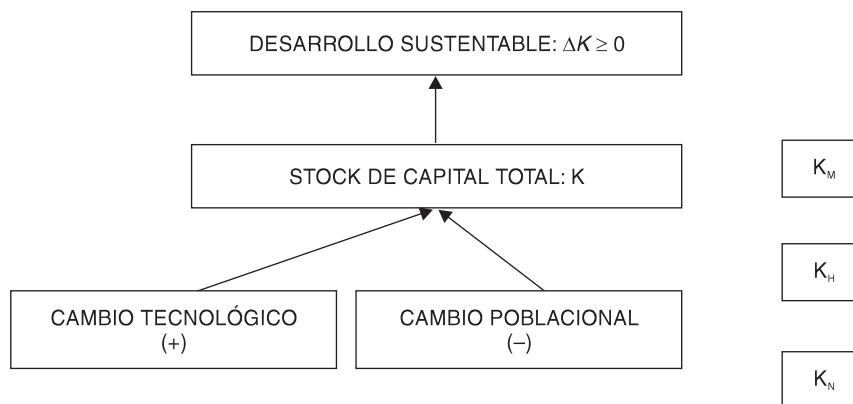
El capital con valor económico puede adoptar tres formas: capital material o derivado de la actividad productiva humana, K_m (edificios, maquinaria, infraestructuras, etc.); capital humano o conjunto de conocimientos y aptitudes, K_h , y capital natural en sentido extenso, K_n , que comprende no sólo recursos naturales (renovables y no renovables), sino también recursos ambientales como la atmósfera, el agua, etc, como medios receptores de los residuos generados por la actividad económica. En realidad, se trata de una versión moderna de los tres factores de producción tradicionales: tierra (K_n), trabajo (K_h) y capital (K_m).

$$K = K_m + K_h + K_n \quad (2.8)$$

Para completar la presentación de la base de capital de la economía, esquematizado en la Figura 2.5, es obligado introducir dos factores adicionales. El primero de ellos es el cambio tecnológico.

La aplicación de nuevas tecnologías puede mejorar el flujo de servicios obtenido de un *stock* de capital dado, es decir, modifica al alza la función de producción que relaciona el *output* con el capital. Si existe una tasa de cambio tecnológico positiva y el *stock* de capital no varía, el capital proporcionará un flujo de servicios creciente. El cambio tecnológico podría compensar, por tanto, disminuciones en el *stock* de capital y evitar que éstas pusieran en riesgo la sustentabilidad del desarrollo, siempre —claro está— que este cambio no conlleve efectos ambientales negativos (por ejemplo, los CFC utilizados en el proceso de fabricación de algunos electrodomésticos como riesgo para la capa de ozono). En este sentido, en presencia de cambio tecnológico, la condición de desarrollo sustentable requeriría al menos un flujo constante de servicios obtenidos del capital en lugar del mantenimiento del *stock* de capital.

Figura 2.5 El desarrollo sustentable y la base de capital



El segundo concepto que influye en la consecución del desarrollo sustentable es el crecimiento poblacional. Aunque algunos autores demuestran que el crecimiento de la población puede funcionar como estímulo del cambio tecnológico, lo más habitual es encontrar vínculos entre el aumento de población y la reducción de los *stocks* de capital, especialmente de capital natural. El crecimiento poblacional implica que son necesarios más recursos para mantener el nivel de bienestar per cápita, es decir, para seguir pautas de desarrollo sustentables. Por ello, en las reglas de sustentabilidad que presentaremos a continuación, K_m , K_h y K_n deben entenderse como *stocks* per cápita de las diferentes formas de capital.

2.5.1 Regla de capital constante (regla de Hicks-Page-Hartwick-Solow)

Varios autores han desarrollado la relación entre sustentabilidad, definida como bienestar o utilidad creciente o constante en el tiempo, y el *stock* de capital de la economía. Aunque en el caso de los recursos naturales no renovables la tasa de reproducción es nula, y ello nos llevaría a pensar que no existe posibilidad alguna de alcanzar el desarrollo sustentable, Hartwick (1977) demuestra, a partir de los resultados de Solow (1974), que la reinversión de las rentas obtenidas de los recursos naturales no renovables bajo ciertas condiciones (la Regla de Hartwick), conduce a pautas de consumo consistentes con el desarrollo sustentable. Posteriormente, Solow (1986) interpreta que esta regla es compatible con un *stock* de capital total en la economía constante⁶, y que el consumo debe considerarse como el

⁶ Algunos autores defienden que se deberían incorporar los ajustes necesarios derivados de las posibilidades de la tecnología para mejorar la productividad. Otros que también se debería tener en cuenta el efecto del crecimiento de la población (Stiglitz, 1979).

interés generado por ese capital. Por tanto, para que el consumo se mantenga constante en el tiempo, el *stock* de capital no debe variar. La formalización de esta idea puede encontrarse en Page (1977) y el flujo de consumo constante en el tiempo sin reducir el capital total se corresponde con el concepto de renta de Hicks (1946). Podríamos afirmar que es la corriente de pensamiento desde Hicks hasta Solow, a través de Page y Hartwick, la que da lugar a la llamada «Regla del Capital Constante».

La *Regla del Capital Constante o de Sustentabilidad Débil*, desarrollada por Hicks-Page-Hartwick-Solow requiere que el *stock* total de capital no disminuya a lo largo del tiempo, es decir, que cada generación debe dejar a las generaciones siguientes un *stock* de capital al menos igual al recibido.

$$\dot{K} = \frac{\partial K}{\partial t} = \frac{\partial K_m}{\partial t} + \frac{\partial K_h}{\partial t} + \frac{\partial K_n}{\partial t} \geq 0 \quad (2.9)$$

Si la acumulación neta de capital es igual al ahorro bruto menos la depreciación de los activos⁷, la condición de sustentabilidad exigirá que esta acumulación neta de capital sea mayor que cero, es decir,

$$\dot{K} = S(t) - \delta_m K_m(t) - \delta_h K_h(t) - \delta_n K_n(t) \geq 0 \quad (2.10)$$

con δ_m , δ_h , δ_n , las tasas de depreciación del capital material, humano y natural, respectivamente.

Esta es la *Regla de Sustentabilidad Débil*, denominada así porque supone que existen posibilidades de sustitución entre las diversas formas de capital. Es el *stock* total de capital lo relevante y no su composición. El propio modelo de Hicks-Page-Hartwick-Solow está construido sobre una función de producción Cobb-Douglas, $Q = aK_m^\alpha K_n^\beta$, con elasticidad de sustitución entre capital natural y material igual o superior a la unidad ($\sigma = 1$). Es importante resaltar que la existencia de posibilidades de sustitución no implica que ésta sea inmediata o sencilla y que necesariamente conlleve a la extinción de los recursos sustituidos, pues la elasticidad de sustitución suele variar a medida que la disponibilidad relativa de los diferentes recursos cambia. Además, la disminución de alguna de las formas de capital sólo puede ser sustituida o compensada con inversión en alguna de las restantes formas y, en ningún caso, con el consumo de los beneficios obtenidos. Ambos matices convierten a la regla de sustentabilidad débil en bastante más difícil de satisfacer de lo que tradicionalmente sus críticos han afirmado.

No obstante, existen múltiples funciones de producción compatibles con valores de elasticidad de sustitución inferiores a la unidad, es decir, las posibilidades de sustituir ciertas formas de capital natural por otro tipo de bienes es limitada. Esto ocurre especialmente si se consideran tres tipos de características relacionadas con el capital natural: las funciones de soporte de la vida, la existencia de incertidumbre y el riesgo de irreversibilidades.

- Funciones de soporte de la vida. Existen factores de producción esenciales o indispensables para la supervivencia humana (atmósfera, capa de ozono, etc.), o ciclos bio-geoquímicos básicos (ciclo del agua, ciclo del carbono, ciclo de los nutrientes, etc.) sin los cuales la vida en el planeta no podría mantenerse (Stiglitz, 1979).
- La incertidumbre o el desconocimiento de las funciones e interrelaciones entre los componentes de ciertos ecosistemas implica que no conocemos cuál puede ser la escala o alcance de los efectos de ciertos cambios (Pearce *et al.*, 1990). No conocemos, en consecuencia, el valor la elasticidad de sustitución. Las selvas tropicales son un ejemplo paradigmático de ecosistema complejo y aún no suficientemente investigado que debería ser conservado para evitar daños aún impredecibles.

⁷ La depreciación del capital humano tiene lugar a través de la obsolescencia e incluso mediante la pérdida de conocimientos tradicionales, como los acumulados por los pueblos indígenas a lo largo de la historia.

- Irreversibilidad. El capital manufacturado puede ser creado y destruido tantas veces como sea necesario. Esto no es aplicable en general a los activos ambientales, pues algunos, por sus características únicas, son imposibles de recuperar una vez perdidos (Pearce *et al.*, 1990). Es el caso de las amenazas a la biodiversidad⁸. Además, suponemos que el capital manufacturado puede sustituir o compensar a las generaciones futuras por pérdidas de capital natural, pero desconocemos qué ocurriría si en el futuro ciertas formas de capital natural son tan escasas que adquieren un valor mayor para la sociedad. En esta situación, es probable que la magnitud de las compensaciones previstas sea inadecuada o insuficiente.

Para incorporar esta realidad, surge la Regla de *Sustentabilidad Fuerte*, que requiere que el *Capital Natural Crítico* (Pearce *et al.*, 1989), o capital natural no sustituible, K_n^c , no disminuya, y que el resto del capital se mantenga constante o aumente (regla de sustentabilidad débil). Implica que ciertos recursos naturales y ambientales deben conservarse para que puedan continuar proporcionando estos servicios indispensables, insustituibles o críticos.

$$\begin{aligned}\dot{K}_n^c &= \frac{\partial K_n^c}{\partial t} \geq 0 \\ \dot{K} &= S(t) - \delta_m K_m(t) - \delta_h K_h(t) - \delta_n K_n(t) \geq 0\end{aligned}\quad (2.11)$$

El concepto de capital natural crítico es equivalente al de «estándar mínimo de seguridad», desarrollado por Ciriacy-Wantrup (1952) para proteger recursos y funciones ambientales esenciales.

No obstante, la regla de sustentabilidad fuerte no implica necesariamente que la elasticidad de sustitución entre capital natural y el resto de las formas de capital sea cero. Más bien, implica que se debe mantener cierto *stock* mínimo de los recursos considerados críticos, pues superar el límite implicaría consecuencias catastróficas y minaría la propia base del crecimiento. En este caso, existen posibilidades de sustitución para aquellas cantidades que excedan este umbral.

Existen múltiples argumentos a favor y en contra de una u otra regla de sustentabilidad. La combinación de incertidumbre, irreversibilidad y escala desconocida de los efectos de la pérdida de capital natural crítico, en presencia de fallos de mercado que impiden que los precios sean indicadores adecuados de escasez para la mayor parte de los recursos naturales y ambientales, son factores que juegan a favor de la regla de sustentabilidad fuerte. Sin embargo, la identificación del capital natural crítico es muy compleja y además supone la estimación del *stock* total de este capital esencial y la obtención de una cifra agregada que informe sobre el estado y la evolución del mismo. Implícitamente, esto requiere una unidad de medida o numerario que sirva para homogeneizar y agregar múltiples *stocks* expresados en unidades heterogéneas. Existe un rechazo, por parte de los críticos de la sustentabilidad débil, a la utilización de unidades monetarias para este fin, pero no suele abordarse con rigor una solución al problema.

Además y en todo caso, la regla de sustentabilidad fuerte requiere que el capital natural crítico sea estimado por separado y en términos no comparables al resto de las formas de capital, mientras la regla de sustentabilidad débil permite homogeneizar y comparar estimaciones. Finalmente, la sustentabilidad débil se basa en el concepto de sustitución marginal en el sentido de que la mayor parte de las decisiones no implican la extinción o desaparición de un recurso sino pequeños cambios en el mismo. En definitiva, ni la regla de sustentabilidad débil promueve necesariamente la extinción y el deterioro de los recursos naturales ni la sustentabilidad fuerte es la solución a los problemas ambientales, pues sus problemas conceptuales dificultan, en gran medida, su aplicación.

⁸ En general, la combinación de incertidumbre e irreversibilidad en determinados recursos debe introducir más prudencia —principio de precaución— en las decisiones que les afecten (Dasgupta, 1982).

En general, los indicadores de sustentabilidad fuerte se basan en recursos ecológicos, funciones y procesos y tienden a señalar límites para el deterioro de los ecosistemas. Estos indicadores están relacionados con la literatura de los límites del crecimiento (Meadows *et al.*, 1972), y —como veremos a continuación— incluyen medidas de resiliencia (en estrecha relación con indicadores de biodiversidad biológica y coeficiente de variación del producto para sistemas agrarios), medidas de capacidad de carga y la huella ecológica. Por otro lado, analizaremos también algunos indicadores económicos de sustentabilidad débil, como la contabilidad nacional verde, el ahorro genuino o la riqueza per cápita, que nos proporcionarán información sobre el estado y la evolución de los flujos de servicios o los *stocks* de capital expresados en magnitudes monetarias, lo que se puede considerar como condición necesaria —aunque no suficiente— para la sustentabilidad.

2.6 Indicadores de desarrollo sustentable

La Agenda 21 expresaba la necesidad de definir indicadores para que el concepto de sustentabilidad alcanzase a ser algo más que un objetivo difuso, y así afirmaba «es necesario desarrollar indicadores de desarrollo sostenible para proveer de bases sólidas a la toma de decisiones a todos los niveles y para contribuir a una sostenibilidad autorregulada de sistemas ambientales y de desarrollo integrados» (CNUMAD, 1993).

Aunque existe confusión y discrepancia sobre las características que debe tener un indicador de desarrollo sustentable, parece existir, sin embargo, consenso en que debe incorporar objetivos económicos, ambientales y sociales. La dificultad reside en proporcionar indicadores a nivel global, regional, nacional e incluso local que reflejen estos tres pilares del desarrollo. La realidad es que diez años después de Río y a pesar de la recomendación de la Agenda 21, en la Conferencia de Johannesburgo no existía aún una metodología estándar internacionalmente aceptada que permitiese realizar comparaciones, aunque los países con representación en dicha cumbre se comprometieron, de nuevo, a través del Plan de Aplicación, a avanzar en su definición.

Las primeras propuestas de indicadores nacen en la década de los ochenta, y es en los noventa cuando surgen las primeras series de datos publicadas. En 1991 la OCDE presenta su primera propuesta preliminar de indicadores (Tabla 2.2). Otras organizaciones, como el Instituto Mundial de los Recursos (World Resources Institute o WRI) y la ONU, a través del PNUMAD (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y el Desarrollo) y la CDS (Comisión para el Desarrollo Sostenible) son también un referente internacional para el debate sobre esta cuestión. En el Apéndice 2.2 podemos observar el conjunto de indicadores actualizado propuesto por la CDS. La Comisión Europea se ha basado en esta propuesta de indicadores de la CDS para elaborar una propuesta propia que consiste en un sistema de 36 indicadores generales y 21 indicadores sectoriales (European Commission, 2001), a partir de un conjunto de problemas sustantivos cuya mejora podría contribuir a alcanzar la sustentabilidad del desarrollo.

El problema de una información tan compleja, basada en múltiples indicadores y expresada en distintas unidades es que es difícil extraer una conclusión clara e inequívoca sobre la evolución de la pauta de sustentabilidad, aún en el caso de que todos los indicadores seleccionados evolucionen en el mismo sentido. Los datos proporcionados ilustran solamente necesidades de actuación en ecosistemas concretos a nivel nacional.

En cambio, la Economía Ambiental ha intentado proporcionar indicadores únicos o índices de desarrollo sustentable. Estos índices tienen la función de simplificar y condensar información cuantitativa compleja, normalmente basada en indicadores de estado y evolución de variables económicas, ambientales, sociales e institucionales, como los proporcionados por la OCDE o la ONU. Su objetivo es servir de guía para la toma de decisiones y la planificación del desarrollo. Permiten realizar un

diagnóstico de los problemas así como analizar su evolución y contribuyen a marcar objetivos de política económica general. Además, habitualmente los datos son fácilmente comprendidos por la opinión pública y mejoran la conciencia, tanto de la población general como de los decisores públicos, que cuentan con la posibilidad adicional de utilizar las bases de datos en las que se fundamenta el índice para obtener una información más completa, concreta y detallada. En general, los índices deben servir como información útil de cara a la planificación macroeconómica del ahorro y la inversión, pero integrando el medio ambiente como capital y entendiendo la destrucción de recursos naturales y ambientales como descapitalización.

Tabla 2.2 Conjunto de indicadores de desarrollo sustentable propuestos por la OCDE

Objetivo	Indicador
Capital natural	
Calidad del aire	Índice de emisiones de gases de efecto invernadero y emisiones de CO ₂ y NO _x .
Calidad del agua	Intensidad de uso del agua (extracción/recursos renovables).
Recursos energéticos	Consumo de recursos energéticos.
Biodiversidad	Área protegida (porcentaje del área total).
Capital económico	
Producción	Volumen de <i>stock</i> de capital neto.
Cambio tecnológico	Tasa de crecimiento de la productividad multi-factorial.
Activos financieros	Activos extranjeros netos y balance contable actual.
Capital humano	
<i>Stock</i> de capital humano	Proporción de la población con educación secundaria o universitaria.
Inversión en capital humano	Gastos en educación.
Depreciación de capital humano	Tasa y nivel de desempleo.
Satisfacción de necesidades	
Consumo	Gasto final familiar en consumo/Intensidad de generación de residuos municipal.
Distribución de la renta	Coefficiente de Gini.
Salud	Esperanza de vida al nacer/Calidad del aire urbano.
Empleo	Ratio empleo/población.
Educación	Tasas de participación.

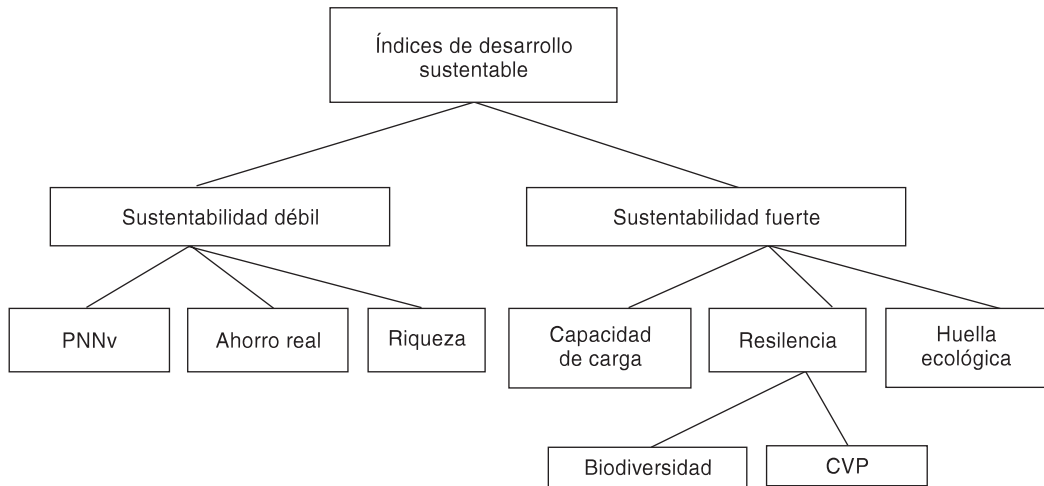
Fuente: OECD (2001).

Las características deseables para un índice de desarrollo sustentable son que debe estar integrado por indicadores con sólida base científica que reflejen la situación y la evolución de los tres pilares del desarrollo: economía, sociedad y medio ambiente. Además, el índice debe utilizar datos a nivel nacional pero que puedan ser agregados para proporcionar un panorama global. Con ello se reconoce el interés del

ámbito nacional para diseñar políticas y regulaciones internas pero también la necesidad de obtener información a un nivel superior que incorpore problemas de contaminación transfronteriza y de ámbito planetario. Idealmente, el índice debe proporcionar información acerca del impacto del uso de un determinado recurso independientemente del origen de la actividad económica que lo genera. En general, se acepta que una aproximación per cápita y no por país es más adecuada, pues incorpora el efecto de la población.

A continuación analizaremos una serie de índices o indicadores únicos. Tal y como esquematiza la Figura 2.6, existen índices de sustentabilidad fuerte, expresados en unidades físicas, e índices de sustentabilidad débil, habitualmente expresados en unidades monetarias (excepto el IDH).

Figura 2.6 Índices de desarrollo sustentable



CVP = Coeficiente de variación del producto.
PNNv = Producto Nacional Neto Verde.

2.6.1 Índices ecológicos de sustentabilidad

Los indicadores de sustentabilidad fuerte parten de conceptos conocidos y utilizados en biología, y señalan límites o umbrales a partir de los cuales los servicios ecológicos de los sistemas naturales comienzan a verse amenazados. En este sentido funcionan como aproximaciones al capital natural crítico que integra la condición de desarrollo sustentable fuerte.

a) Capacidad de carga

El concepto de «capacidad de carga» procede de la biología, que la define como *el nivel máximo de individuos de una determinada especie que puede sobrevivir con los recursos disponibles en una determinada área* (Ehrlich, 1992). Sin embargo, para aplicar este concepto a las sociedades humanas, es necesario considerar no sólo el nivel de población sino también el nivel de actividad económica y la composición de la producción, pues la tecnología puede aumentar la capacidad de carga de un determinado sistema.

En general, este indicador retoma la idea de límites ecológicos al crecimiento económico. Así, la conocida Ley de Liebig implica que: considerando que existen i recursos ambientales (capacidad de absorción de contaminantes o residuos) o naturales (renovables o no renovables) que pueden limitar

las posibilidades de crecimiento en el futuro, la capacidad de carga de un sistema es la población máxima que puede sobrevivir considerando el recurso más escaso, es decir,

$$CC = \min CC_i \quad (2.12)$$

Empíricamente se han llevado a cabo estimaciones para relacionar los niveles de población con indicadores simples de uso de determinados recursos, por ejemplo, la producción de alimentos, de biomasa para combustible o de acceso a agua.

Un ejemplo de estimación de capacidad de carga basado en la producción de alimentos es el extenso estudio realizado por la FAO (1986) para 117 países. En este estudio se estima la producción máxima potencial de alimentos, suponiendo que toda la tierra disponible es utilizada para la producción de alimentos y estableciendo diferentes supuestos sobre el nivel tecnológico aplicado a la producción (tecnología básica, media y alta)⁹. A continuación, para obtener la capacidad de carga, se divide la producción máxima de alimentos (Q) entre el número de calorías mínimo recomendado por la OMS (M). El resultado es la población máxima sustentable para cada país considerado:

$$CC = \frac{Q}{M} \quad (2.13)$$

donde Q es la máxima producción (potencial) de alimentos y M el número de calorías mínimo necesario para sobrevivir.

En la Tabla 2.3 se presentan algunos resultados, en forma de ratio de población potencialmente sustentable en el año 2000, sobre la población esperada para varias regiones del mundo y distintos niveles de tecnología. Se observa que, incluso con tecnología básica, sólo el suroeste asiático muestra superaciones de su capacidad de carga.

Tabla 2.3 Capacidad de carga en diferentes regiones del mundo

Tecnología	África	Suroeste asiático	Sudamérica	América central	Sureste asiático	Media
Baja	1,6	0,7	3,5	1,4	1,3	1,6
Media	5,8	0,9	13,3	2,6	2,3	4,2
Alta	16,1	1,2	31,6	6,0	3,3	9,3

Fuente: FAO (1986).

No obstante, el estudio pionero de la FAO del que proceden los datos anteriores ha sido duramente criticado por ofrecer una visión demasiado optimista de la capacidad real de los ecosistemas para alimentar a la población potencial. En este sentido, es evidente que sobreestima la producción total de alimentos, pues supone que toda la tierra disponible puede ser destinada a la producción, obviando problemas de distribución y acceso a la propiedad. Aún más, sólo considera los posibles problemas de escasez relacionados con el acceso a alimentos. Investigaciones más recientes muestran que la escasez de otros recursos podría limitar el crecimiento antes que la escasez de alimentos. Por ejemplo, el acceso a la madera para combustible (Tabla 2.4) o el acceso al agua potable (Tabla 2.5).

⁹ El nivel de tecnología bajo se corresponde con la utilización de fertilizantes orgánicos, barbechos largos y variedades tradicionales de cultivo. El nivel medio supone el uso de fertilizantes y biocidas básicos. Un nivel tecnológico alto implica un uso intensivo de fertilizantes y biocidas y especies mejoradas.

Tabla 2.4 Disponibilidad de madera y población sustentable en África (millones)

País	Año 1990		Año 2000	
	Población sustentable	Población	Población sustentable	Población
Argelia	4	25	4	31
Burkina Faso	4	9	3	12
Chad	4	6	4	7
Etiopía	37	51	36	67
Gambia	>1	1	>1	1
Kenya	14	24	14	31
Madagascar	16	12	15	16
Malawi	2	9	2	11
Mali	8	9	7	12
Marruecos	9	25	9	30
Nigeria	138	96	132	128
Senegal	6	7	6	10
Sudán	21	25	21	33
Tanzania	16	25	15	33
Túnez	>1	8	>1	10
Uganda	2	16	1	22
Zimbabwe	10	10	9	12

Fuente: Atkinson (1993) y World Bank (1994).

Tabla 2.5 Disponibilidad de agua

Volumen max. disponible pc en m ³	Gravedad	África	Asia	América central y norte	América del sur	Europa	Antigua URSS
x > 10.000	Sin problemas de escasez	12	8	7	11	5	2
1.000 < x < 1.700	Posibles problemas de carácter	23	11	7	1	16	10
1.700 < x < 1.000	Posibles problemas específicos	7	1	1			
1.000 < x < 500	Escasez crónica	8					1
500 > x	Barrera: amenaza severa	10	1				2

Fuente: World Resources Institute (1995).

Por ejemplo, la Tabla 2.4 muestra la capacidad de carga teniendo en cuenta la disponibilidad de madera para combustible en el norte de África. La estimación también incorpora el efecto de la sobreexplotación sobre la población sustentable entre los años 1990 y 2000. El caso de Nigeria es destacable, pues cuenta con fuentes energéticas alternativas a la madera —grandes yacimientos de petróleo— pero la presión sobre los recursos madereros persiste debido a la inexistencia de refinerías en el país. Se observa que la mayor parte de los países de la tabla mostraban ya una senda no sostenible en 1990 y, en algunos casos, la situación empeora en el año 2000, especialmente en países localizados en la región más árida de África, con muy pocos bosques.

La Tabla 2.5 ilustra cómo la disponibilidad de agua puede ser también un recurso básico escaso que limita la capacidad de desarrollo, ejerciendo como riesgo para la capacidad de carga del ecosistema. Los países africanos y asiáticos sufren, en mayor medida, los problemas de escasez de este recurso, mientras son, al mismo tiempo, los que sufren un mayor crecimiento demográfico.

No obstante, la capacidad de carga no es un buen indicador de bienestar, pues no estima el nivel deseable de población sino el máximo, es decir, con nivel mínimo de calorías de subsistencia. El bienestar o calidad de vida no es aquí la variable a maximizar. Asume que no existen posibilidades de sustitución entre distintas formas de capital y, aunque esto es cierto para el capital natural crítico, es extremo suponerlo para todo el capital natural. Además, la capacidad de carga puede aumentar o disminuir mediante el comercio internacional y el cambio tecnológico. No obstante, y a pesar de sus limitaciones, es un indicador útil que nos informa del umbral o nivel límite de población a partir del cual la degradación de los recursos es inevitable.

b) Resiliencia

La resiliencia se puede definir como *la capacidad de resistencia o de recuperación de un determinado ecosistema*. El grado de resiliencia de un ecosistema informa de hasta qué punto la productividad ecológica del mismo permanece inalterada, o disminuye de forma temporal o permanente como resultado de presiones o perturbaciones.

Un sistema recuperable es sustentable, pero para construir un indicador necesitamos conocer qué caracteriza a un sistema recuperable o con alta resiliencia, o bien qué variables pueden resultar afectadas por una pérdida de resiliencia. En general, la capacidad de recuperación está en función de la *diversidad biológica* del sistema (Common y Perrings, 1992), es decir, la presencia de una elevada variedad de especies, interactuando entre sí y proporcionando una reserva de material genético que constituye el potencial necesario para adaptarse a las condiciones cambiantes del entorno. Es, por tanto, el índice de biodiversidad lo que nos puede indicar la resiliencia de un sistema.

Las dificultades de cálculo de un índice de biodiversidad para un ecosistema son múltiples, comenzando por la más obvia: la ausencia de datos. También se desconocen las interacciones entre ecosistemas y la influencia que ciertas presiones ejercen sobre ellos, premisa imprescindible y dificultad evidente para la modelización del desarrollo futuro de los mismos. A todo ello hay que añadir la necesidad de determinar un nivel base de biodiversidad a partir del cual se considera que el sistema es sustentable.

En ecosistemas agrícolas, el concepto de coeficiente de variación del producto es inversamente proporcional a la biodiversidad del sistema y su evolución puede indicarnos si un país evoluciona a favor o en contra de la sustentabilidad. Actualmente, en la mayor parte de las economías, el coeficiente de variación del *output* aumenta con el tiempo y, en consecuencia, disminuye la resiliencia del sistema. Las razones de este hecho descansan en la homogeneización de productos y sistemas productivos.

- La homogeneización de productos es consecuencia, sobre todo, de la «revolución verde», que condujo a la expansión de la agricultura especializada y orientada al mercado.

- Homogeneización de los sistemas de producción (ej. sistemas basados en consumo de energía procedente de combustibles fósiles). La consecuencia más visible es que ante un problema que afecta a la base del sistema (ej. crisis del petróleo en la década de los ochenta), éste afecta a todo el sistema económico rápida e inevitablemente.

c) *La huella ecológica*

Una extensión reciente de la filosofía de la capacidad de carga es el concepto de «huella ecológica». La huella ecológica es una *medida de la carga impuesta por una determinada población sobre los recursos naturales y el medio ambiente*. Representa el área biológicamente productiva, de tierra o mar, necesaria para sustentar los actuales niveles de consumo de recursos y generación de residuos de esa población (Wackernagel y Rees, 1996). Análogamente, la huella ecológica global representa el área de tierra o mar, biológicamente productiva, requerida para satisfacer las actuales necesidades ambientales de la especie humana. Es evidente que la huella ecológica de una población depende del tamaño de la misma y además, del nivel y tipo de consumo que realiza.

El análisis se basa en datos publicados por la FAO (Organización de la ONU para la Agricultura y la Alimentación), la Agencia Internacional de la Energía (AIE) y el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (PICC). Algunos datos proceden de artículos científicos de referencia.

Habitualmente se calcula la huella ecológica per cápita (ha/habitante/año) que puede ser la base para calcular el índice para el país o incluso a nivel global (en ha/año). El cálculo requiere, en primer lugar, conocer qué recursos consume la población y qué residuos genera, en ambos casos tanto en tipología como en cantidad. En la práctica, esto se calcula a partir de la producción total del país, deduciendo las exportaciones y añadiendo las importaciones. Se ajusta la producción por los residuos producidos y, en el caso de la agricultura, por las semillas necesarias para el cultivo. Este balance se computa para aproximadamente 200 productos.

$$\text{Consumo neto} = \text{Producción doméstica} - \text{Importaciones} + \text{Exportaciones}$$

El consumo neto de cada producto se divide por la productividad media global por hectárea de cada producto. En el caso de las emisiones de CO₂, a las que se subtrae la capacidad de absorción de los océanos, se divide por la capacidad de asimilación de los bosques. Con ello, se estima la superficie necesaria para satisfacer las necesidades de alimentación (cultivos, pastos y mar), la demanda de madera (bosques), los daños derivados de la generación y consumo de energía (área de absorción de CO₂) y la ocupación directa del terreno con infraestructuras, viviendas, etc. (área construida). Cultivos, pastos, mar, área de absorción de CO₂ y área construida son los seis tipos de áreas bioproductivas consideradas.

Los pastos, cultivos, bosques, etc. difieren en productividad. Para poder proporcionar los resultados agregados en un única cifra es necesario ponderar en función de la productividad de cada superficie en términos de biomasa útil al año. Así se expresa la superficie necesaria en hectáreas estándar o globales, con productividad igual a la media global. Esto posibilita la agregación de las demandas. Además, se supone que la oferta de productos o capacidad biológica de producción se puede también expresar en estas hectáreas estándar y ambas, oferta y demanda, pueden ser comparadas.

Para realizar esta transformación a hectáreas globales se definen factores de equivalencia. Por ejemplo, una hectárea de tierra con productividad igual a la media global tiene un factor de equivalencia de 1. Si fuera de pasto, el factor de equivalencia sería 0,47 porque se considera que la productividad de los pastos es aproximadamente la mitad de la productividad media de la superficie terrestre. Habrá, por tanto, seis factores de equivalencia, tantos como tipos de áreas bioproductivas. Los resultados de la estimación de la huella ecológica a nivel global, desagregados en sus componentes, se presentan en la Tabla 2.6.

Tabla 2.6 *Huella ecológica y capacidad biológica global*

DEMANDA		OFERTA		
	Huella ecológica (hag/persona)	Área bioproductiva (ha/persona)	Factor de equivalencia	Capacidad biológica (hag/persona)
Cultivos	0,53	0,25	2,11	0,53
Ganadería	0,12	0,58	0,47	0,27
Bosques	0,33	0,64	1,35	0,86
Pesquerías	0,14	0,39	0,35	0,14
Sumidero de CO ₂	1,073	0,00	1,35	0,00
Área construida	0,10	0,05	2,11	0,10
TOTAL	2,28	1,90	1,00	1,90

Fuente: Elaboración propia a partir de WWF (2002).
Hag = Hectáreas globales.

Si de la comparación se deriva que la huella ecológica supera la capacidad biológica, existe déficit ecológico. Esto nos indica que la región consume más recursos de los que dispone, es decir, la comunidad se está apropiando de superficies fuera de su territorio o está haciendo uso de recursos a expensas de las generaciones futuras. En la Tabla 2.6 se observa que la huella ecológica global per cápita ha superado el área productiva de la tierra en más de un 30%, fundamentalmente debido a la demanda de tierra para alimentar al ganado, a la tala de madera de los bosques y la necesidad de sumideros de CO₂. De la capacidad biológica, aproximadamente el 80% procede de cultivos, ganadería y bosques y 0,14 ha. proceden de áreas oceánicas productivas, fundamentalmente situadas en la plataforma continental.

La Tabla 2.7 presenta la huella ecológica para algunos países. Un estadounidense medio necesita aproximadamente 12,22 ha para mantener su consumo, es decir, más de cinco veces el área disponible

Tabla 2.7 *Huella ecológica y capacidad biológica por países*

País	Huella ecológica (ha por persona)	Capacidad biológica (ha por persona)	Huella ecológica (miles ha)	Capacidad biológica (miles ha)
EEUU	12,22	5,57	3.293.753	1.499.858
Reino Unido	6,29	1,83	367.470	106.688
Suecia	7,53	8,02	66.536	70.800
España	5,50	2,52	217.815	99.753
Noruega	6,13	6,14	26.820	26.844
México	2,69	1,65	249.079	153.041
India	1,06	0,74	1.008.446	705.527
Alemania	6,31	2,48	516.437	202.976
Brasil	2,60	11,56	419.406	1.867.002
China	1,84	0,89	2.272.261	1.095.233
Países OCDE	7,22	3,42	3.293.753	3.732.050
Países no OCDE	1,81	1,82	8.448.490	8.488.966

Fuente: Wackernagel y Loh, 2001.

Figura 2.7 Huella ecológica por país



El índice claramente infravalora la demanda ambiental pues excluye, por ausencia de datos, dimensiones ambientales muy importantes como la contaminación del agua, del suelo, la erosión, la contaminación atmosférica (a excepción del CO₂), los recursos no biológicos, la concentración de contaminantes persistentes y acumulativos (CFC, DDT, PCB, etc.) y los daños irreversibles (extinción de especies, desertización, deforestación, etc.). También asume que las prácticas de los sectores agrícola y ganadero son sostenibles, es decir, que la productividad del suelo no disminuye con el tiempo. Además, es un índice de impacto ambiental pero no tiene en cuenta variables económicas o sociales. No obstante, la huella ecológica configura un importante avance sobre el índice «capacidad de carga», es un índice aún muy joven y en constante proceso de mejora, por lo que será interesante realizar un seguimiento de su evolución durante los próximos años.

2.6.2 Índices económicos de sustentabilidad

a) *Producto Nacional Neto Verde*

El mejor y más conocido índice económico de sustentabilidad, basado en la regla de sustentabilidad débil, es el Producto Nacional Neto Verde o Producto Nacional Ambientalmente Ajustado (Hamilton, 1994). El fundamento de este índice es la percepción de que los indicadores económicos al uso, como el Producto Nacional Bruto (PNB), informan sobre el valor de los bienes y servicios producidos e intercambiados en la economía durante un año, aunque no reflejan aquellas actividades que afectan al bienestar social pero que tienen lugar fuera del mercado y, por ello, pueden dar lugar a decisiones incorrectas en la planificación del desarrollo. El PNB mide la escala de actividad económica pero la aceptación del desarrollo sustentable como objetivo implica la búsqueda de índices de bienestar social o calidad de vida, objetivo que el PNB no puede satisfacer sin algún tipo de reforma o corrección. Entre las actividades que el PNB no refleja están la sobreexplotación de recursos y la degradación ambiental.

En el sistema de Cuentas Nacionales, el Producto Nacional Neto difiere del Producto Nacional Bruto en la depreciación del capital. Se considera que el concepto de PNN es más relevante desde el punto de vista del desarrollo, pues incorpora el hecho de que el capital depreciado ha de reemplazarse y sólo una vez previsto este reemplazamiento obtendremos información verdadera sobre el bienestar. Esta corrección fue incorporada al Sistema de Cuentas Nacionales (SCN) de la ONU en el año 1968.

$$PNN = PNB - \delta_m K_m \quad (2.14)$$

No obstante, el medio ambiente y los recursos naturales son también una forma de capital y, por ello, el argumento debe expandirse para incorporar la depreciación del capital natural, consecuencia de la extracción de recursos naturales y la generación de residuos que conlleva toda actividad económica. La incorporación de estos cambios tuvo lugar formalmente en el año 1993, cuando la ONU creó el Sistema de Cuentas Económicas y Ambientales (SCEA) como anexo de la revisión del SCN y propuso que, por primera vez, se comenzase el desarrollo de cuentas satélite ambientales ligadas (UN 1993a, 1993b).

La OCDE considera que existen varias aproximaciones de corrección de los indicadores nacionales de crecimiento económico para convertirlos en indicadores de desarrollo sustentable. Todos ellos toman como punto de partida el SCN de la ONU. Tres de ellas son:

- *Las cuentas de recursos naturales*: pretenden representar, dentro de una estructura consistente, información cuantitativa y cualitativa sobre los *stocks* y flujos de recursos naturales. Normalmente, esta información vendrá expresada en unidades físicas.
- *Las cuentas satélite*: complementan la información económica obtenida de la contabilidad nacional sin modificar el sistema. Combinan información física a partir de estadísticas ambientales, con cuentas de recursos naturales en términos monetarios. La información que proporcionan puede ser utilizada para calcular agregados de contabilidad nacional alternativos.
- *Los ajustes en el Sistema de Cuentas Nacionales (SCN)*: pretenden ajustar la estructura y las partidas de las cuentas nacionales para corregir los vacíos relacionados con el medio ambiente. En este caso, el objetivo último es sustituir el actual sistema por el nuevo sistema, que incorpora las correcciones.

En general, el objetivo último será realizar ajustes en el SCN, aunque la mayor parte de los países que han mostrado su interés en desarrollar este tipo de indicadores han configurado sistemas de contabilidad de recursos naturales o cuentas satélite.

Retomando el modelo, el PNN verde requiere, por tanto, la incorporación de las variaciones en el capital natural y ambiental.

$$PNN_{verde} = PNB - \delta_m K_m - \delta_n K_n \quad (2.15)$$

Normalmente se incorpora la depreciación de capital natural mediante ajustes positivos o de creación de riqueza si la gestión de los recursos implica un crecimiento real de los *stocks*, fundamentalmente en el caso de los recursos renovables, y como factor negativo la acumulación de contaminación que supera las tasas de asimilación naturales y la explotación de recursos por encima de sus tasas de reproducción.

Depreciación de recursos naturales no renovables

El valor económico de la depreciación de recursos naturales renovables (petróleo, gas, carbón, metales, etc.) o $\delta RNNR$, equivale a la renta derivada de los recursos extraídos. La renta por unidad extraída es la diferencia entre el precio unitario de venta y el coste marginal de extracción, $p_i - c_i$. Si suponemos que un país cuenta con $i = 1, \dots, n$ recursos no renovables, el valor de la depreciación se calcula como el producto de la renta por unidad y la diferencia entre la cantidad extraída del recurso y los nuevos yacimientos descubiertos en el período, $m_i - n_i$.

$$\delta RNNr_i = \sum_{i=1}^n (p_i - c_i) (m_i - n_i) \quad (2.16)$$

Depreciación de recursos naturales renovables

En el caso de los recursos naturales renovables (madera, pesca, etc.) o RNR, la única diferencia es que se incorpora el mecanismo de reproducción de base biológica, $g(x_j)$ —que depende del *stock*— en el cálculo del valor económico de la depreciación.

$$\delta RNr = \sum_j (p_j - c_j) [h_j - g(x_j)] \quad (2.17)$$

Suponemos que existen $j = 1, \dots, m$ recursos renovables en el país. h_j es la tasa de extracción o captura del recurso y $p_j - c_j$ es la renta unitaria del recurso renovable, es decir, el precio unitario de venta menos el coste marginal de captura o extracción.

Depreciación de la calidad ambiental o capacidad asimilativa del medio

La depreciación de la capacidad asimilativa (contaminación del agua, de la atmósfera, etc.) o δCA , equivale al daño causado por las emisiones realizadas, teniendo en cuenta para calcular su valor tanto el daño social no incorporado en la función de producción o consumo del emisor (efecto externo), p_k , $k = 1 \dots p$ contaminantes, como el posible coste relacionado con el control de las emisiones que requiera la legislación o los instrumentos de política ambiental vigentes, c_k .

$$\delta CA = \sum_k (p_k + c_k) (e_k - a_k) \quad (2.18)$$

En este caso e_k son las emisiones, vertidos o residuos del período (asociadas al nivel de producción); a_k es la capacidad de asimilación natural de las emisiones, vertidos o residuos; p_k es el coste

social unitario o marginal de estas emisiones (precio sombra)¹⁰ y c_k es el coste de control de las emisiones (o de restauración de la calidad ambiental perdida).

En resumen, los flujos que el medio ambiente proporciona a la actividad económica y que deberían considerarse en el cálculo de los agregados nacionales se resumen en la siguiente ecuación.

$$\delta_n K_n = \sum_{i=1}^n (p_i - c_i) (m_i - n_i) - \sum_j (p_j - c_j) [h_j - g(x_j)] - \sum_k (p_k + c_k) (e_k - a_k) \quad (2.19)$$

Además, se podría incorporar el valor de los servicios ambientales, vS , Donde v es la disposición marginal a pagar de los consumidores por los servicios ambientales S , que están negativamente relacionados con el *stock* de contaminación en el ambiente, X . Esta contaminación se disipa automáticamente a una tasa $a(X)$ o capacidad asimilativa del medio y aumenta con las emisiones asociadas al nivel de producción $e(F)$.

Un problema habitual en la estimación del PNN verde es la dificultad para acceder a cifras de costes marginales de extracción o captura de los recursos, por lo que se suelen utilizar costes medios como aproximación. El cálculo o estimación de los daños ambientales y su traducción a magnitudes monetarias es también tarea compleja y no exenta de controversia. Además, realizando cuentas nacionales «verdes» no solucionaremos los problemas ambientales (pérdida de biodiversidad, destrucción de la capa de ozono, etc.).

En realidad, ni el PNN verde en sí mismo, ni su comparación con las tasas de crecimiento del PNB, nos proporciona información relevante sobre la sustentabilidad del desarrollo. Lo único que obtenemos son indicadores que nos proporcionan información para localizar el origen de los problemas y determinar su magnitud. Sin embargo, la obtención de esta información nos demuestra que los recursos y el medio ambiente pueden ser integrados dentro de las medidas de progreso económico existentes. Existe un indicador alternativo, que se ha construido reordenando los componentes del PNN verde para obtener información más relevante. Este nuevo índice es el «ahorro auténtico».

b) Ahorro Auténtico o Ahorro Neto Ajustado

El «ahorro auténtico» o «ahorro genuino» es una medida de sustentabilidad débil definida por Pearce y Atkinson (1993) y Hamilton (1994), bajo el respaldo del Banco Mundial (World Bank, 1995), y que surge de la filosofía de la contabilidad verde. El índice ha sido estimado y publicado por el Banco Mundial desde 1999 (World Bank, 2003).

El ahorro auténtico es una medida de ahorro neto que se obtiene descontando del nivel de ahorro la depreciación del capital material o consumo de capital fijo y humano, y el uso de recursos naturales y los daños derivados de la acumulación de contaminantes. Es una medida de flujo que se expresa como porcentaje del PNB y se define de la siguiente forma:

$$S_g = S - r(c - n) - p(e - a) \quad (2.20)$$

Donde S_g es el ahorro genuino o auténtico, S es el ahorro neto (sin la depreciación de capital material y humano), r es la renta generada por el recurso, c es la tasa de captura o extracción, n es la tasa de reproducción o de descubrimiento de nuevos recursos, p es el coste marginal total de la contaminación, e son las emisiones y a la capacidad asimilativa del medio. La tasa natural de reproducción de los recursos y la capacidad de depuración del medio ambiente influyen positivamente en las posibilidades

¹⁰ Calculado con métodos de valoración de no mercado.

de desarrollo futuras y, por el contrario, las tasas de captura de recursos y de emisión de residuos deterioran la capacidad de desarrollo.

La lógica subyacente es que una empresa no es viable a menos que sus administradores ahorren los fondos suficientes para compensar la depreciación de sus activos. Si no ocurre así, la empresa se estaría descapitalizando. Lo mismo ocurre con los países, su ahorro debe ser mayor que la depreciación de sus activos, entre los cuales se encuentran los recursos naturales y la calidad ambiental.

El desarrollo sustentable se producirá si este índice no es persistentemente negativo a lo largo del tiempo. Hamilton y Clemens (1999) y Dasgupta y Mäler (2000) demuestran que si el índice es negativo, el bienestar en algún punto del futuro será menor que el actual.

El ahorro auténtico es un índice único, conceptualmente correcto, que utiliza bases de datos fáciles de interpretar y al alcance de cualquier país y por ello permite comparaciones entre países. Es un índice ambiental y económico, por tanto, útil y familiar para Ministros de Medio Ambiente y de Finanzas/Economía.

En la práctica (World Bank, 2001), el cálculo del ahorro auténtico se realiza incluyendo las siguientes partidas:

Ahorro doméstico bruto

– *Consumo de capital fijo*

+ *Gastos en educación*

– *Explotación de recursos energéticos*
(*petróleo, gas natural y carbón*)

– *Explotación de recursos minerales*

(*bauxita, cobre, oro, hierro, plomo, níquel, fosfato, estaño, plata y zinc*)

– *Explotación neta de bosques (madera)*

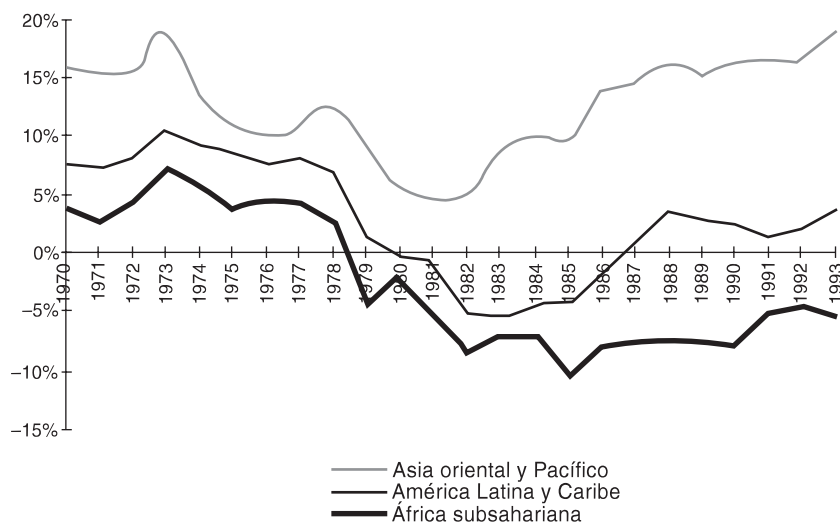
– *Daños derivados de las emisiones de CO₂*

Cada uno de los componentes del ahorro genuino se valora individualmente siguiendo la metodología ya descrita para el PNNv, utilizando la renta neta derivada del recurso por la cantidad neta extraída del mismo. Las emisiones de CO₂ son valoradas a 20\$ por tonelada de carbón (Fankhauser, 1995) como valor presente de los daños netos a activos económicos de todos los países y la disminución del bienestar. Incluir costes ocasionados en otros países es correcto, pues parte del ahorro neto de un país debería dedicarse a compensar a los receptores de la contaminación emitida en ese país y transferida a través de las fronteras internacionales. Los gastos en educación se computan positivamente como inversión en capital humano.

La Figura 2.8 ilustra la tendencia seguida por el índice de ahorro genuino por regiones. La tendencia más negativa es la seguida por el África subsahariana, donde el ahorro genuino medio rara vez supera el 5% del PNB durante la década de los setenta, sufre una importante caída al final de la década con una leve recuperación a principios de la década de los noventa. En 1993, el ahorro negativo alcanzaba el 7% del PNB. En América Latina y el Caribe la tendencia es mejor, con ahorro genuino negativo desde 1978 a 1986 y con cifras positivas, aunque bajas desde ese año.

En general, los datos utilizados en la estimación proceden del SCN de la ONU y del Banco Mundial. La estimación de ahorro genuino para algunos países se presenta en la Tabla 2.8. Se observa que un ahorro alto no garantiza la sustentabilidad, como demuestra la situación de Nigeria o Arabia Saudí, con elevadas tasas de explotación de sus recursos energéticos.

El cálculo del índice para unos pocos recursos y daños ambientales está limitado por la disponibilidad de datos. Existen problemas de estimación, sobre todo de la depreciación del capital humano, la degradación de los suelos, la sobreexplotación de pesquerías y agua subterránea y los daños a la salud humana de la contaminación del aire y del agua (Hamilton, 2001). La explotación de los bosques se restringe a la extracción de madera y no se tienen en cuenta ni la extracción de otros productos, ni las

Figura 2.8 Ahorro genuino por regiones (sin efecto de inversión en capital humano)

Fuente: Hamilton y Clemens (1998).

Tabla 2.8 Ahorro genuino (% PNB 1999)

País	Ahorro bruto	Consumo de capital fijo	Ahorro neto	Gastos en educación	Explotación de energía	Explotación de mineral	Explotación de bosques	Daños del CO ₂	Ahorro genuino
Argentina	17,2	10,9	6,2	3,1	0,8	0,1	0,0	0,3	8,2
Haití	-4,2	1,8	-6,0	1,6	0,0	0,0	4,6	0,2	-9,1
Arabia Saudí	31,3	10,7	20,6	6,4	39,1	0,0	0,0	1,1	-13,3
Chile	23,0	10,3	12,7	3,3	0,0	4,2	0,0	0,4	1,3
Colombia	11,3	9,5	1,8	3,0	5,2	0,1	0,0	0,4	-0,9
Costa Rica	23,8	10,2	13,6	4,5	0,0	0,0	0,8	0,2	17,1
El Salvador	4,2	9,4	-5,3	2,1	0,0	0,0	1,3	0,3	-4,6
Etiopía	2,7	5,5	-2,8	2,7	0,0	0,0	10,8	0,4	-11,3
Alemania	23,3	12,4	10,8	4,3	0,0	0,0	0,0	0,2	14,9
Guatemala	9,1	9,0	0,1	1,5	0,7	0,0	1,7	0,3	-1,0
México	21,9	10,5	11,4	4,4	4,0	0,1	0,0	0,5	11,3
Nigeria	18,4	6,8	11,7	0,7	28,5	0,0	0,8	1,5	-18,3
Noruega	30,3	16,2	14,2	6,8	1,5	0,0	0,0	0,3	19,2
España	23,4	11,8	11,7	4,5	0,0	0,0	0,0	0,3	15,9
Perú	19,7	9,3	10,4	2,5	0,5	0,8	0,0	0,3	19,2
Venezuela	22,2	6,8	15,4	4,9	17,4	0,3	0,0	1,0	1,7
Nicaragua	-12,0	7,7	-19,7	2,4	0,0	0,1	0,0	0,9	-18,3

Fuente: World Bank (2001).

externalidades positivas de la conservación de los bosques. También la biodiversidad o el capital natural crítico (por ejemplo, el estado de la capa de ozono) podría ser, en teoría, incorporado en las estimaciones de ahorro genuino, pero ello requeriría conocer las curvas de daño marginal y los umbrales naturales, para lo cual existen muchas dificultades. Por ello, se recomienda que se complemente la información proporcionada por este indicador con datos biofísicos sobre estos aspectos no incluidos de la degradación ambiental.

El ahorro auténtico mide el incremento o disminución de recursos de un país, incluyendo el capital humano y natural, y nos permite conocer si la riqueza total aumentó o disminuyó en un período determinado. Sin embargo, este indicador no nos permite conocer si la economía sería sustentable con una población creciente. Podría ocurrir que el ahorro genuino fuese positivo y, al mismo tiempo, la riqueza per cápita disminuyese. Para solucionar este problema, Hamilton (2000) presenta el indicador de riqueza per cápita.

c) Riqueza per cápita

El indicador de riqueza per cápita tiene en cuenta, tanto el crecimiento total de los recursos, como el crecimiento de la población. Así, si P es la población, W la riqueza total e ΔW el ahorro auténtico, el cambio en la riqueza per cápita podría expresarse de la siguiente forma:

$$\Delta \left(\frac{W}{P} \right) = \frac{W}{P} \left(\frac{\Delta W}{W} - \frac{\Delta P}{P} \right) \quad (2.21)$$

Donde Δ representa el cambio en la variable durante el período considerado. La expresión anterior indica que la riqueza per cápita disminuirá si el cambio porcentual en la riqueza es menor que el cambio porcentual en la población. La dificultad práctica radica en la estimación de la riqueza total, pues habitualmente no existen datos disponibles para países en vías de desarrollo y tampoco para todos los países desarrollados. El primer intento destacable de estimación de la riqueza total fue realizado por el Banco Mundial para 100 países en el año 1994 (World Bank, 1997).

Una medida útil de riqueza debe capturar las futuras posibilidades de consumo de la economía, incluyendo no sólo bienes y servicios de mercado sino también aquellos sin mercado. Además, debe distinguir claramente el consumo de la inversión, cuestión que en algunos casos no se ha podido llevar a cabo dentro del marco de la contabilidad nacional convencional. Ejemplos claros de partidas de inversión que se contabilizan habitualmente como consumo son las inversiones en salud, educación o investigación y desarrollo (I+D).

La riqueza total se define, en consecuencia, como el valor presente del consumo, C , utilizando el tipo de interés, i , como tasa de descuento y teniendo en cuenta la tasa de crecimiento del consumo per cápita, r . Se tienen en cuenta también aquellas inversiones que mejoran las posibilidades de consumo futuro, incorporadas en C^* . El consumo ajustado y la riqueza total se calculan de la siguiente forma:

$$\begin{aligned} \Delta W &= PNB - C - \delta_m K_m - \delta_n K_n + InvEducación + InvSalud + Inv(I + D) \\ C^* &= C - InvEducación - InvSalud - Inv(I + D) \\ W &= \sum_t \frac{C^* (1 + r)^t}{(1 + i)^t} \end{aligned} \quad (2.22)$$

Una vez obtenida la riqueza total, se calcula la riqueza per cápita, según la expresión presentada en (2.21). La Tabla 2.9 presenta estimaciones de riqueza per cápita para un conjunto de países utilizando datos del año 1997.

Se observa que los resultados presentados en la Tabla 2.9 ofrecen una perspectiva más pesimista de la que indicaban las cifras correspondientes al indicador de ahorro auténtico. En general, los países con

ahorro auténtico negativo muestran también disminuciones en su riqueza per cápita, mientras que algunos países que mostraban ahorro auténtico positivo (Argentina, Perú o Venezuela, por ejemplo) presentan, sin embargo, tendencias decrecientes en sus niveles de riqueza per cápita.

Tabla 2.9 Cambios en la riqueza per cápita por país, 1997

	PNBpc. \$	Crec % PNBpc	Tasa de crec. población %	Riqueza per capita \$	Cambio en riqueza pc \$	Cambio en riqueza pc %
Argentina	9.110	5,4	1,2	139.800	-499	-0,4
Chile	5.272	8,3	1,3	69.300	105	0,2
Colombia	2.391	4,4	1,7	33.200	-230	-0,7
Costa Rica	2.748	3,8	1,9	132.700	347	1,1
El Salvador	1.900	5,6	1,6	31.100	-433	-1,4
Brasil	5.012	3,4	1,4	70.500	-36	-0,1
Alemania	25.494	1,4	0,1	375.100	4.025	1,1
Guatemala	1.690	4,1	2,4	27.100	-572	-2,1
México	4.271	2,2	1,7	54.300	-74	-0,1
Nigeria	338	2,8	2,7	4.300	-152	-3,5
EEUU	29.271	3,0	0,8	461.500	322	0,1
España	13.530	1,6	0,0	200.400	2.249	1,1
Perú	2.620	6,2	1,8	36.300	-82	-0,2
Venezuela	3.841	2,2	2,0	47.500	-718	-1,5

Fuente: Hamilton (2000).

d) Otros índices

Entre la información disponible sobre pautas de desarrollo cabe destacar el Índice de Desarrollo Humano (IDH), que comenzó a ser elaborado por el PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo) en el año 1990 y se publica desde entonces como epígrafe del Informe sobre Desarrollo Humano.

El IDH es un indicador económico-social, calculado como media aritmética de tres subíndices. Un subíndice de renta (en \$ y Paridades de Poder Adquisitivo), un subíndice de educación (tasa de alfabetización y matriculación en los distintos niveles educativos), y el tercero de salud (esperanza de vida). Se trata de un *índice relativo* de desarrollo porque toma valores entre 0 y 1, más próximos a 1 cuanto mejores resultados muestre el país en las variables consideradas. Nos permite obtener una ordenación de países en función de su grado de desarrollo humano. La Tabla 2.10 muestra los valores de algunos países según el IDH (UNDP, 2003).

En la Tabla 2.10 se observan marcadas diferencias entre los valores del índice para países desarrollados y en vías de desarrollo. El país que muestra un mayor IDH es Noruega con 0,94 y el de menor índice es Sierra Leona con 0,275, consecuencia de una esperanza de vida de sólo 34,5 años, un 36% de adultos alfabetizados, sólo la mitad de su población con acceso al sistema educativo y una renta per cápita de 470 dólares al año.

El IDH, como hemos podido observar, no incluye datos relacionados con el estado del medio ambiente y los recursos naturales. No obstante, simultáneamente a la publicación del IDH, se incluye un capítulo con información sobre energía y medio ambiente que, aunque no se incorpora al índice, resulta interesante como fuente de datos sobre la evolución de variables ambientales importantes como

Tabla 2.10 Índice de Desarrollo Humano desagregado para una muestra de países

	Esperanza de vida	Alfabetización de adultos	Tasa de matriculación	PNB pc	Sub 1	Sub 2	Sub 3	IDH
Noruega	78,7	99,0	98	26.920	0,90	0,99	0,95	0,944
Islandia	79,6	99,0	91	26.990	0,91	0,96	0,95	0,942
EEUU	76,9	99,0	94	34.320	0,86	0,97	0,97	0,937
España	79,1	97,7	92	20.150	0,90	0,97	0,89	0,918
Costa Rica	77,9	95,7	66	9.460	0,88	0,86	0,76	0,832
México	73,1	91,4	74	8.430	0,80	0,86	0,74	0,800
Colombia	71,8	91,9	71	7.040	0,78	0,85	0,71	0,779
Guatemala	65,3	69,2	57	4.400	0,67	0,65	0,63	0,652
Etiopía	45,7	40,3	34	810	0,34	0,38	0,35	0,359
Sierra Leona	34,5	36	51	470	0,16	0,41	0,26	0,275
PVD	64,4	74,5	60	3.850	0,66	0,70	0,61	0,655
OCDE	78,1	99,0	87	23.363	0,87	0,94	0,91	0,905

Fuente: UNDP (2003).

el consumo de petróleo y electricidad en el país, el PNB por unidad de uso de energía (intensidad energética de la producción), las emisiones de CO₂ per cápita y como porcentaje de las emisiones globales y la ratificación de una serie de tratados internacionales por parte del país.

Finalmente, no podríamos acabar este epígrafe sin mencionar una propuesta relativamente reciente para calcular un índice de sustentabilidad ambiental, el Índice Piloto de Sustentabilidad Ambiental (IPSA), desarrollado bajo la iniciativa del Foro Económico Mundial en el año 2000 y que ha sido progresivamente perfeccionado a partir de entonces. El IPSA es también un índice relativo, comprendido entre 0 y 100, con valores más altos para aquellos países con mayor capacidad para alcanzar un desarrollo ambientalmente sustentable. Incorpora cinco componentes o subíndices:

1. Sistemas ambientales. Una economía es ambientalmente sustentable si sus sistemas ambientales (aire, agua, tierra y biodiversidad) se mantienen en niveles saludables y sus niveles tienden a mejorar.
2. Presiones y riesgos ambientales como evolución de la población, de la generación de residuos y emisiones, deforestación, etc.
3. Vulnerabilidad humana a los impactos ambientales, que depende del estado de salud y de la capacidad de satisfacer las necesidades alimentarias básicas de su población.
4. Capacidad social e institucional. Habilidad de las adecuadas instituciones ambientales y de participación y debate, recursos de investigación, etc.
5. Cooperación global. Participación del país en los problemas de contaminación globales y ratificación de tratados internacionales para mitigar estos problemas.

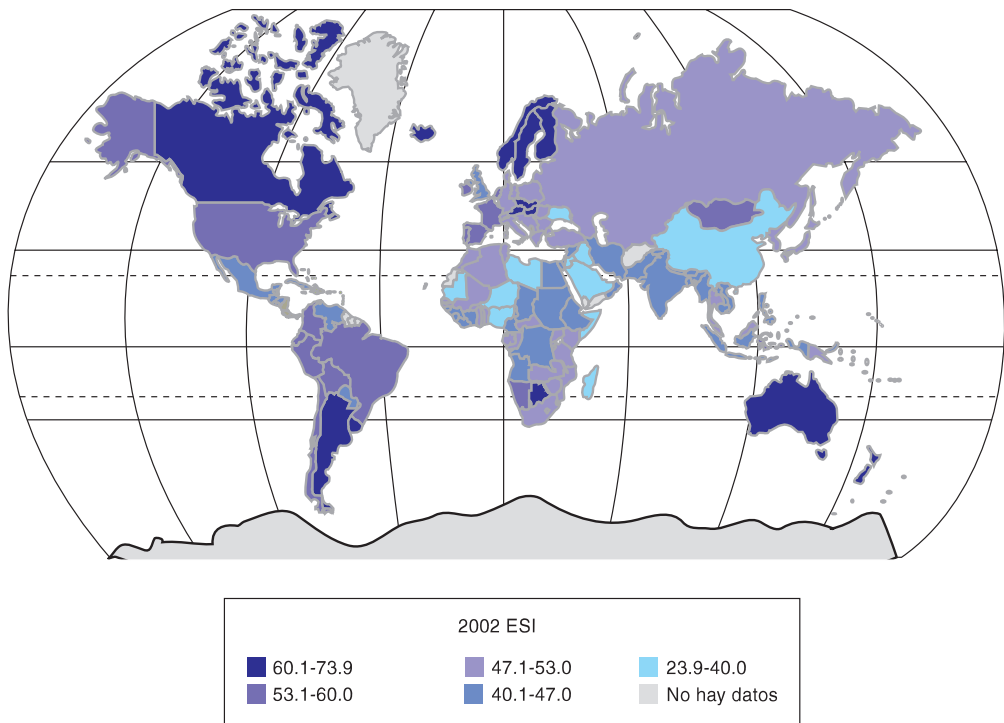
Estos subíndices se dividen a su vez en 20 factores y estos se miden mediante 68 variables. Por ejemplo, para describir el estado de los Sistemas Ambientales se presentan los factores y variables que aparecen en la Tabla 2.11. La Figura 2.9 muestra los resultados de este índice a nivel global para 142 países y publicados en el informe 2002 Environmental Sustainability Index (WEF, 2002). A través del informe 2002 ESI (WEF, 2002) se puede acceder también a los valores de las variables y al cálculo de cada uno de los cinco subíndices para cada país.

Tabla 2.11 Ecosistemas ambientales en el IPSA

Factor	Variable
Calidad del aire	Concentración Urbana de SO ₂ . Concentración Urbana de NO _x . Concentración Urbana de Partículas en Suspensión.
Cantidad de agua disponible	Recursos renovables de agua per cápita. Recursos de agua procedentes de otros países.
Calidad de agua	Concentración de oxígeno disuelto. Concentración de fósforo. Sólidos en suspensión. Conductividad eléctrica.
Biodiversidad	Porcentaje de mamíferos amenazados. Porcentaje de aves amenazadas.
Tierra	Porcentaje de tierra con bajo impacto antropogénico. Porcentaje de tierra con elevado impacto antropogénico.

Fuente: World Economic Forum (2002).

Figura 2.9 Índice piloto de sustentabilidad ambiental (2002)



Fuente: World Economic Forum (2002).

2.7 Deuda externa y desarrollo

A partir de la década de los ochenta, la economía de los países en vías de desarrollo y, en especial, de América Latina, se caracteriza por la sombra permanente de la deuda externa. El origen de este problema se remonta a las sucesivas caídas de los precios del petróleo que conmocionaron los mercados mundiales durante la década de los setenta. En 1973, cuando los precios del petróleo llegaron a duplicarse en cuestión de meses, la banca internacional, desbordante de depósitos —los petrodólares— procedentes de los países productores de petróleo, buscaba oportunidades de inversión. Los países en vías de desarrollo, inmersos en reformas internas, aprovecharon esta coyuntura para conseguir divisas a bajo coste. Pero esta entrada de divisas, lejos de financiar inversiones que permitieran hacer frente a las obligaciones contraídas, se destinó a importar bienes de consumo o a mantener una administración pública generalmente sobredimensionada e ineficiente.

Cuando, en 1979, los precios del petróleo experimentaron nuevas subidas, las naciones más industrializadas aumentaron sus tipos de interés para mitigar el incipiente problema de la inflación. Esta medida dio lugar a una recesión global, con la consiguiente caída de la demanda, incluidas las importaciones de productos procedentes de países en vías de desarrollo. En estos países, la entrada de divisas a través de las exportaciones se desmoronó, mientras las obligaciones derivadas de la deuda contraída aumentaban. El resultado fue la llamada «crisis de la deuda», es decir, incapacidad generalizada para hacer frente incluso a los intereses derivados de los créditos, insolvencia generalizada, renegociaciones sucesivas y, finalmente, petición de ayuda a las instituciones internacionales, como el Banco Mundial (BM) y el Fondo Monetario Internacional (FMI).

Los países en vías de desarrollo, agobiados por la presión de la deuda, vieron en su abundancia de recursos naturales una fácil fuente de divisas. Como ejemplo de esta solución desesperada, en los ochenta comienza a acelerarse la deforestación de las selvas tropicales para exportar madera y crear pastos destinados a la cría de ganado.

2.7.1 Consecuencias de las medidas de estabilización y ajuste estructural

Por otro lado, las medidas de estabilización y ajuste estructural, promovidas por el Banco Mundial y el Fondo Monetario Internacional como condición para aportar ayuda financiera, implicaron cambios drásticos en las políticas económicas de los países prestatarios. Estas políticas, con efectos negativos demostrados sobre el bienestar social, ejercieron, sin embargo, efectos ambientales contradictorios.

Tanto las políticas de estabilización de la balanza de pagos como las de ajuste estructural tenían el mismo objetivo: mejorar el balance comercial y cambiar la influencia del gobierno en la economía, restringiendo su actividad y mejorando su eficiencia.

La estabilización de la balanza de pagos perseguía el control de la demanda doméstica y, a través de ella, la reducción de las importaciones y el aumento de las exportaciones para así disminuir las presiones sobre las reservas de divisas. Las medidas para alcanzar estos objetivos consistían, generalmente, en el aumento de la presión fiscal, el control y reducción de la oferta monetaria y la devaluación del tipo de cambio. Todo ello con posibles apoyos de préstamos a corto plazo.

Los ajustes estructurales consistieron en medidas más a medio y largo plazo para mejorar la eficiencia y competitividad de la economía. Las medidas estructurales generalmente aplicadas eran, además de la devaluación de la moneda y el control de la oferta monetaria, la reducción del gasto público, incluidas las ayudas y subvenciones (por ejemplo, en energía o agricultura). En esta dirección, se eliminaron controles internos de precios y se establecieron incentivos al comercio. Finalmente, se intentó disminuir la inestabilidad social.

Las consecuencias económicas, sociales, y ambientales de estas intervenciones serán analizadas a continuación.

a) *Consecuencias económicas*

Los efectos económicos fueron menos positivos en aquellos países que eran más pobres, tanto respecto al nivel de crecimiento del PIB como de las exportaciones. Así, se observa que los países latinoamericanos y asiáticos experimentaron más mejoras que los africanos. Algunas razones para explicar estos efectos, mucho menos positivos de lo cabía esperar, pueden ser:

- No se prestó atención al deterioro de los términos de intercambio. Se incentivó que estos países se especializaran en sus ventajas comparativas, lo que implicaba sectores intensivos en mano de obra o recursos naturales (agricultura, silvicultura, pesca,...), pero los precios de estos productos experimentaron caídas continuas en los mercados internacionales. El volumen de exportaciones tuvo que incrementarse proporcionalmente más para obtener los mismos ingresos y alcanzar el equilibrio comercial.
- Las reducciones de aranceles a la importación fueron demasiado rápidas y no proporcionaron tiempo para que la industria nacional se adaptase. La desindustrialización se hizo patente.
- Medidas de política fiscal con horizonte temporal corto. Disminuyeron las inversiones públicas y no fueron sustituidas por capital privado o extranjero. Se produjo, por tanto, una reducción neta de inversión.

b) *Consecuencias sociales y políticas*

- Ausencia de preocupación por proteger a los más vulnerables. Cuanto más pobre es la familia mayor es el efecto de la subida de los precios agrícolas (de primera necesidad y afectados por el recorte de subvenciones y devaluación del tipo de cambio). Además, la recesión ocasiona la caída de los salarios reales, disminuye la inversión y, por tanto, los servicios públicos, de los cuales las clases más desfavorecidas dependen en mayor medida. La consecuencia son mayores índices de pobreza si no se introducen políticas correctoras, como mantener los gastos sociales (por ejemplo, en Indonesia se mantuvo el presupuesto en salud y educación).
- Existe también una fuerte crítica a la forma de implantación desde el punto de vista político, pues las medidas de ajuste están diseñadas por una agencia internacional, en colaboración con decisores políticos del país, generalmente con resistencia interna, ineficiencia y retrasos en su aplicación.
- Las políticas de ajuste deberían incorporar análisis de consecuencias sociales.

c) *Consecuencias ambientales*

- Impactos positivos sobre la producción agrícola porque aumentan los precios de mercado y existe un menor tipo de cambio. Efecto negativo sobre el medio ambiente porque se utiliza más intensivamente la tierra, e incluso se cultivan tierras marginales.
- Cambios hacia cultivos destinados a la exportación (la disminución del tipo de cambio es un incentivo). Las consecuencias son positivas si los nuevos cultivos son perennes (café, cacao), menos erosivos, pero son negativas si el cambio se produce hacia cultivos de cosecha anual (arroz, etc.), que disminuyen la fertilidad.
- Aumenta el precio de bienes finales e importaciones y los cultivos se hacen menos dependientes del uso de tecnología, fertilizantes o biocidas. Al disminuir las subvenciones mejora también la eficiencia en el uso del agua. Las consecuencias ambientales son positivas, pues mejora también la eficiencia en el uso de los recursos y la salud a medio y largo plazo de la población. Si existen tierras de libre acceso, puede implicar deforestación.
- Efectos a través del incremento de la pobreza. Los agricultores más pobres se benefician menos o se ven perjudicados por los cultivos de exportación y, en consecuencia, se incrementan las desigualdades, la pobreza y la visión a corto plazo asociada, que perjudica a los recursos naturales.

- Entre las posibles soluciones debería clarificarse y facilitar el acceso a la propiedad de la tierra y el acceso a créditos.

2.8 Estrategias de desarrollo sustentable. El caso de Costa Rica

Según el informe *Caminos Hacia la Sostenibilidad* (PNUD, 2002), Costa Rica es un pequeño país en desarrollo que ha logrado ocupar un lugar de liderazgo en el mundo en materia de desarrollo sostenible¹¹. Los logros alcanzados tienen como base las características del modelo social y político promovido en el país por más de cuatro décadas, que permitieron dar paso a preocupaciones tempranas y crecientes sobre lo ambiental. Los mayores avances se presentan en las iniciativas que han promovido la gestión de su patrimonio natural, especialmente en la conservación de bosques y de la biodiversidad. A pesar de las medidas novedosas que se expondrán a continuación, el país tiene, sin embargo, problemas importantes por resolver que se relacionan con los efectos de los cambios generados por el crecimiento de la población y por el desarrollo urbano.

Durante la década de los noventa, la sociedad costarricense experimentó un dinámico proceso de cambio orientado hacia la promoción de políticas y programas en favor del desarrollo sostenible. Veremos algunas de estas medidas a continuación.

2.8.1 Iniciativas de implementación conjunta

En el ámbito mundial, Costa Rica ha logrado ocupar una posición de liderazgo en materia de conservación de bosques y desarrollo de mecanismos de cobro y pago por servicios ambientales. Esto ha sido posible por la experiencia nacional en el tema forestal y la puesta en práctica de Proyectos de Implementación Conjunta. Después de ratificar la Convención de Cambio Climático en 1994, el país se dedicó a la tarea de desarrollar iniciativas novedosas en este campo. Para el año 2000 se habían impulsado cinco proyectos en el sector de la energía, cinco en el sector forestal y uno en el sector agrícola, que ascendían a 230 millones de dólares.

Con Noruega, Costa Rica realizó una negociación bilateral que le permitió comercializar 200 toneladas métricas de carbono por aproximadamente dos millones de dólares, con lo cual se convirtió en la primera nación del mundo en diseñar y emitir un Certificado de Emisión Transferible en el marco de un proyecto de implementación conjunta.

Para promover estos proyectos, el país realizó una serie de transformaciones legales, institucionales y financieras que le permitieron avanzar en este campo. El Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL) aprobado por el Protocolo de Kyoto, por el cual los países industrializados pueden compensar a las naciones en desarrollo por la limpieza del aire que realizan sus bosques, tuvo como base gran parte de la experiencia de Costa Rica. Los proyectos impulsados han recibido un reconocimiento internacional por la experiencia acumulada y las lecciones aprendidas.

2.8.2 Programa piloto de descentralización de la gestión ambiental

La Agenda 21 propone buscar nuevas formas de gestión de los recursos naturales que permitan mejorar el nivel de vida de las poblaciones, así como proteger el medio ambiente y fortalecer la democracia participativa. En 1995 se promovió en Costa Rica un programa piloto para la descentralización de

¹¹ La información presentada en este epígrafe es un resumen de la incorporada en este informe.

la gestión ambiental, que pretendía incorporar la gestión ambiental a la actividad municipal. El proyecto incorporó elementos de capacitación, traslado de competencias, creación de instancias y apoyo económico y profesional a los municipios. Fue promovido por el Ministerio del Ambiente y Energía durante tres años y fue desarrollado con apoyo de un organismo no gubernamental y de convenios con los municipios. Las dificultades que se presentaron en relación al avance de esta iniciativa, y los logros obtenidos en experiencias posteriores, dejan entrever enseñanzas importantes que deben ser tomadas en cuenta a la hora de promover nuevos modelos participativos de gestión ambiental.

2.8.3 Convenios con el sector privado para el uso de tecnologías limpias

En la década de los noventa se promovió en Costa Rica un conjunto de iniciativas que buscaban integrar al sector privado en la generación de tecnologías limpias, a fin de disminuir la contaminación producida por diferentes actividades. Las políticas se orientaron hacia el diseño de un «sistema de señales» para el sector privado que comprendió, entre otros aspectos: acciones de divulgación de la normativa existente sobre controles de contaminación; generación de información sobre tecnologías limpias; programas de estímulo hacia las industrias por su trabajo en favor del ambiente y la firma de convenios con el sector privado para enfrentar problemas ambientales específicos. A lo largo de esa década, se llevó a cabo un programa exitoso de tratamiento de aguas residuales de la actividad cafetalera mediante la firma de un convenio de colaboración entre instituciones estatales y el sector empresarial del café. El convenio tuvo como objetivo impulsar un programa voluntario de gestión ambiental y la reconversión tecnológica que permitiera reducir en un 80 por ciento la contaminación provocada por la agroindustria del café, con el uso de tecnologías limpias. El cumplimiento de las metas planteadas ratifica la pertinencia de los mecanismos utilizados y sienta un precedente importante para desarrollar experiencias similares en otros sectores productivos del país.

2.8.4 Protección de espacios naturales

Durante los noventa se llevó a cabo la consolidación de un sistema de áreas protegidas de fama mundial que abarca alrededor de una cuarta parte del territorio nacional. En este esfuerzo participaron el Estado y, en forma creciente, el sector privado. En 1992 se crea el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) que trata de atender las necesidades de conservación, en coordinación con las comunidades locales cercanas a las zonas protegidas.

Después de mostrar una pérdida vertiginosa de los bosques —de un 56 por ciento en 1960 a un 32 por ciento en 1990— durante esta década surge una tendencia a revertir el proceso de deforestación. En 1998 la cobertura forestal fue estimada en un 40,3 por ciento y, aunque este cálculo ha desatado controversias, el aumento de los esfuerzos de reforestación que se da en este período es evidente, y están asociados, entre otros factores, a los programas de incentivos forestales, la crisis de la ganadería y el auge de las plantaciones forestales.

Entre 1969 y 1986 la legislación forestal del país tuvo un enfoque fiscalizador centrado en la represión y el control de las prácticas deforestadoras. En 1979 se creó el primer incentivo para el establecimiento de plantaciones forestales, que consistía en una deducción del impuesto de ventas. Este mecanismo se amplió en 1982 con un crédito subsidiado por la banca y las cooperativas; y en 1988, cuando se extendió la deducción del impuesto sobre la renta al costo de los bienes de capital utilizados en la explotación. Entre 1987 y 1995 surgió una nueva generación de incentivos que abrieron oportunidades para pequeños productores y, en 1996, la nueva legislación implantó un nuevo tipo de incentivo a partir del denominado Certificado de Protección de Bosque (CPB), con el cual se pasa de un esquema de subsidios a la reforestación, a otro orientado a la protección y manejo sostenible de los recursos forestales. Este último reconoce el valor del bosque como proveedor de múltiples servicios

ambientales (mitigación de emisiones de gases con efecto invernadero; protección del agua, de la biodiversidad y de los ecosistemas, formas de vida y bellezas escénicas para fines turísticos o científicos).

Con el concepto de servicios ambientales que establece la nueva ley, se da paso a una tercera generación de incentivos que compensan al propietario del bosque por los servicios que genera la conservación. Los fondos para financiar este programa provienen de un tercio del impuesto selectivo a los combustibles e hidrocarburos de consumo aplicado a los combustibles fósiles.

Durante la década de los noventa se consolidan en el país diversos incentivos para el manejo, reforestación y protección de bosques, con los que, como tendencia, crece el número de hectáreas dedicadas. Más de 22 mil pequeños y medianos propietarios de bosques, que representan un área total de 279 mil hectáreas, se han visto beneficiados por los programas de incentivos forestales y pago por servicios ambientales. De este total, 145 mil hectáreas corresponden a proyectos de reforestación, 102 mil a protección y 32 mil a manejo de bosques. Entre 1979 y 1997, las inversiones del Estado en materia de incentivos ambientales fueron cercanas a los \$100 millones, y las inversiones privadas de \$32,8 millones. Entre 1997 y 1999, el gasto estatal en servicios ambientales ha sido cercano a los \$18 millones (PNUD, 2002).

2.9 Sumario

El objetivo de la planificación económica ha sido tradicionalmente el crecimiento de los indicadores macroeconómicos como el PIB. No obstante, en las últimas décadas el desarrollo sustentable ha cobrado importancia debido a la constatación de que el bienestar social requiere, además de la satisfacción de necesidades materiales básicas, un cierto nivel de calidad ambiental y de bienestar y estabilidad social. La equidad, y no sólo la eficiencia en el uso de los recursos, es condición indispensable para alcanzar un desarrollo duradero y socialmente justo. Los índices e indicadores de desarrollo informan sobre la actuación en términos de sustentabilidad de los diferentes países y para ello se han definido índices ecológicos (como la resiliencia, la capacidad de carga o la huella ecológica), que determinan límites para la sustentabilidad; e índices económicos, que incorporan posibilidades de sustitución entre las diferentes formas de riqueza de una economía. La información que proporcionan no sólo es útil y relevante, sino indispensable para la planificación económica del bienestar social.

Tanto las dificultades en el camino de la sustentabilidad, como sus posibles soluciones, difieren también entre países desarrollados y en vías de desarrollo. Los países desarrollados sufren amenazas ambientales relacionadas con la contaminación y sus efectos, y derivados fundamentalmente de la tecnología incorporada en los procesos de producción y de los elevados niveles de consumo. Los países en vías de desarrollo, por el contrario, muestran efectos negativos sobre sus recursos naturales y calidad ambiental, derivados de la presión de una población creciente y de la visión a corto plazo derivada de la lucha continua por la subsistencia y la desigualdad en la distribución de los recursos. La carga de la deuda externa y las consecuencias de los ajustes estructurales pueden, si no se introducen las medidas correctoras adecuadas, agravar la visión a corto plazo y el deterioro ambiental y social. Los instrumentos de cooperación internacional pueden, sin embargo, provocar el efecto contrario y conseguir mejoras en la calidad de vida sin perjudicar los recursos ambientales y naturales.

Preguntas para la reflexión

- ¿Conduce el crecimiento económico inexorablemente a la degradación ambiental? ¿Es imprescindible renunciar a mejoras económicas para conseguir mejoras ambientales?



- ¿Son los conceptos de sustentabilidad fuerte y sustentabilidad débil enfoques alternativos o complementarios? ¿Se refuerzan mutuamente o son contrapuestas la perspectiva ecológica y económica de la sustentabilidad?
- ¿Es la sustentabilidad un concepto exclusivamente global o puede abordarse desde un punto de vista regional, nacional o, incluso, local?
- ¿Cuáles son las carencias de los indicadores macroeconómicos convencionales como el PIB? ¿Qué información proporciona la Contabilidad Nacional Verde y cómo puede ser útil para la toma de decisiones de las Administraciones Públicas?
- ¿Cómo puede influir la inexistencia o mala definición de derechos de propiedad en países en vías de desarrollo sobre la tierra y otros activos en la sobreexplotación de recursos naturales y la degradación ambiental?
- ¿Es el medio ambiente un bien de primera necesidad o un bien de lujo?
- ¿Qué amenaza es mayor para la sustentabilidad global: las elevadas tasas de crecimiento de la población en países en vías de desarrollo, el nivel de consumo de los países desarrollados o el tipo de producción y consumo que se llevan a cabo?
- La apertura de los países en vías de desarrollo al comercio internacional: ¿ha mitigado o agravado los problemas derivados de la deuda externa?
- ¿Es necesaria la cooperación internacional para alcanzar el desarrollo sustentable o podría alcanzarse igualmente mediante estrategias nacionales aisladas?
- Si un índice de desarrollo sustentable debe incorporar variables económicas, ambientales y sociales, ¿deben estos tres pilares de la sustentabilidad tener el mismo peso relativo en el índice?

Lecturas complementarias

Además de las referencias citadas a lo largo del capítulo, incluidas al final de este cuadro, es interesante consultar los documentos emanados de las cumbres internacionales de la ONU sobre desarrollo.

» Así, la Declaración de Río está disponible en <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/riodeclaration.htm> y el documento Agenda 21 <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/agenda21/spanish/agenda21sptoc.htm>

» Todo lo ocurrido en la Cumbre de Johannesburgo y los documentos derivados (Declaración de Johannesburgo, Plan de Implantación y Declaración del Milenio) pueden obtenerse en <http://www.johannesburgsummit.org> o bien en <http://www.un.org/esa/sustdev/documents/docs.htm>

» Si el lector desea profundizar en el análisis económico del desarrollo sustentable existen excelentes libros, siempre con una mención especial a los problemas en países en vías de desarrollo, entre los cuales cabe citar:

ATKINSON, G., DUBOURG, R., HAMILTON, K., MUNSINGHE, M., PEARCE, D. W., y YOUNG, C., (1997). *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*. Cheltenham: Edward Elgar, Londres.

PEARCE, D. W, BARBIER, E., y MARKANDYA, A., (1990). *Sustainable Development: Economics and the Environment in the Third World*. Edwar Elgar, Londres and Earthscan, Londres.

PEARCE D. W., y WARDFORD, J., (1993). *World Without End: Environment, Economics and Sustainable Development*. Oxford University Press.

PEARCE, D. W., (ED) (1994). *Blueprint 3. Measuring Sustainable Development*. Earthscan, Londres.

» Existe un amplia literatura sobre la relación entre crecimiento y conservación ambiental. Recomendamos en especial los monográficos de las revistas *Environment and Development Economics*, de octubre de 1997 (vol. 2, parte 4) y de *Ecological Economics* de Mayo de 1998 (vol. 25, n.º 2). Sobre Curvas Kuznets ambientales

y además de la reciente revisión de Panayotou (2000) ya citada en el texto, es de interés el libro sobre teoría económica de los modelos:

VOGEL, M. P. (1999). *Environmental Kuznets Curves: A Study of the Economic Theory of Environmental Quality Improvements in the Course of Economic Growth*. Heidelberg, Springer, Berlín.

Y también las aplicaciones de:

SELDEN, T. M., y SONG, D., (1992). «Environmental Quality and Development: Is There a Kuznets Curve for Air Pollution?». *Journal of Environmental Economics and Management*, 27, 147-162.

GROSSMAN, G. M., y KRUEGER, A. B., (1995). «Economic Growth and the Environment». *Quarterly Journal of Economics*, 112, 353-377.

PEARSON, P. J., (1994). «Energy, Externalities and Environmental Quality: Will Development Cure the Ills Its Creates?». *Energy Studies Review*, 6 (3), 199-216.

Finalmente, un artículo crítico que presenta los principales problemas y carencias de los modelos Kuznets es:

STERN, D. I., COMMON, M., y BARBIER, E. B., (1996). «Economic Growth and Environmental Degradation: the Environmental Kuznets Curve and Sustainable Development». *World Development*, 24, 1151-1160.

» Algunos documentos clave sobre indicadores de sustentabilidad en la Unión Europea:

EUROPEAN COMMISSION (2001). *Communication from the Commission: A Sustainable Europe for a Better World, A European Union Strategy for Sustainable Development*. European Commission, Bruselas, 15 Mayo (COM (2001), 264 final. Análisis de indicadores utilizados en algunos países de la UE.

EUROPEAN COMMISSION (2001). *Communication from the Commission: Ten Years after Rio: Preparing for the World Summit on Sustainable Development in 2002*. European Commission, Bruselas, 2 Junio (COM (2001), 53 final.

EUROPEAN COMMISSION (2001b). *Measuring Progress Towards a More Sustainable Europe: Proposed Indicators for Sustainable Development*. European Commission, Bruselas.

» Y dos documentos sobre definición de indicadores de desarrollo sustentable y experiencias de aplicación en la OCDE son:

OECD (2000). *Frameworks to Measure Sustainable Development*. OECD, París. OECD (2002). *Sustainable Development: A Framework for Peer Reviews and Related Indicators*. OECD, París, SG/SD(2002).

» Acerca de indicadores ecológicos de desarrollo, el concepto de resiliencia y de biodiversidad son analizados respectivamente en el artículo de Holling y en el informe de UNEP:

HOLLING, C. S., (1973). «Resilience and Stability of Ecological Systems». *Annual Review of Ecological Systems*, 4, 1-24.

UNEP (1995). *Global Diversity Assessment*. Cambridge University Press, Cambridge.

» Los siguientes artículos presentan, respectivamente, el concepto ecológico de capacidad de carga y una aplicación de este indicador de sustentabilidad a los recursos agrícolas.

ARROW, K., BOLIN, B., CONSTANZA, R., DASGUPTA, P., FOLKE, C., HOLLING, C. S., JANSSON, B. O., LEVIN, S., MÄLER, K-G., PERRINGS, C., y PIMENTEL, D., (1995). «Economic growth, carrying capacity and the environment». *Science*, 268, 520-521.

HARRIS, J. M., y KENNEDY, S., (1999). «Carrying Capacity in Agriculture: Global and Regional Issues». *Ecological Economics*, 29(3), 443-461.

» Además del informe WWF (2002) en el que se explica el proceso de cálculo y los datos más recientes obtenidos para el indicador de huella ecológica, el siguiente artículo presenta los fundamentos metodológicos de este indicador:

WACKERNAGEL, M., ONISTO, L., BELLO, P., CALLEJAS LINARES, A., LÓPEZ FALFÁN, I. S., MÉNDEZ GARCÍA, J., SUÁREZ GUERRERO, A. I., y SUÁREZ GUERRERO, M. G., (1999). «National Natural Capital Accounting with the Ecological Footprint Concept», *Ecological Economics*, 29(3), 375-390.

» Las modificaciones en la contabilidad nacional para incluir el deterioro de los recursos ambientales y naturales son el objeto de dos libros que proporcionan información completa sobre los diferentes enfoques y sus dificultades, acompañados del análisis de experiencias concretas en algunos países.

MUSU, I., y SINISCALCO, D., (eds.) (1996). *National Accounts and the Environment*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.

UNO, K., y BARTELMUS, P., (1998). *Environmental Accounting in Theory and Practice*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.

» Una revisión de experiencias de «contabilidad verde»:

MARKANDYA, A., y PAVAN, M., (eds.). *Green Accounting in Europe: Four Case Studies*. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht.

SEROA DA MOTTA, R., (coord.) (1995). *Contabilidade Ambiental: Teoría, Metodología e Estudos de Casos no Brasil*. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), Río de Janeiro.

» Sobre ahorro genuino y riqueza per cápita, dos artículos imprescindibles son:

HAMILTON, K. (2000). *Genuine Savings as a Sustainability Indicator*, World Bank, Washington.

HAMILTON, K. (2000). *Sustaining Economic Welfare: Estimating Changes in Wealth per Capita*, World Bank, Washington.

» Se puede acceder a los datos del Índice de Sustentabilidad Ambiental del Foro Económico Mundial, a través del sitio web www.ciesin.columbia.edu/indicators/ESI

» Sobre los efectos ambientales de la deuda externa y los ajustes estructurales en países en vías de desarrollo, además de las referencias citadas en el capítulo, es de interés la consulta del capítulo 9 «An empirical review of adjustment and the environment», en el libro de Atkinson *et al.* (1997) y también:

REED D., (ed.) (1996). *Structural Adjustment, the Environment and Sustainable Development*. London: Earthscan.

HAMILTON, K., y GUEORGUEVA, A (2000). *A Brief Retrospective on Structural Adjustment and the Environment*. Washington, D.C., World Bank.

» Un libro con un análisis interesante de la intervención del Banco Mundial en sus diferentes etapas con sus efectos ambientales y sociales es el siguiente:

RICH, B., (1994). *Mortgaging the Earth*. Earthscan.

» Quizás, el análisis empírico más minucioso y uno de los más citados en la literatura de efectos ambientales de las políticas de ajuste es el realizado para Filipinas por el WRI:

CRUZ, W., y REPETTO, R., (1992). «The Environmental Effects of Stabilization and Structural Adjustment Programmes: The Philippines Case». World Resources Institute, Washington, D.C.

» Finalmente, podemos acceder a múltiples informes y datos sobre sustentabilidad a través de los siguientes sitios web de instituciones internacionales:

Naciones Unidas (ONU): www.un.org

Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas (FAO): www.fao.org

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA): www.unep.org

Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD): www.undp.org

Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OCDE): www.oecd.org

Banco Mundial: www.worldbank.org World Resources Institute: www.wri.org

World Wide Fund: www.wwf.org

Foro Económico Mundial (World Economic Forum): www.weforum.org

Referencias bibliográficas

ATKINSON, G., (1993). *Carrying Capacity as a Measure of Sustainability*. Centre for Social and Economic Research on the Global Environment (CSERGE), University College London and University of East Anglia.

CARSON, R., (1964). *The Silent Spring*. Nueva York: Houghton Mifflin.

CIRIACY-WANTRUP, S.V., (1952). *Resource Conservation*. University of California Press, Berkeley.

COMMON, M., y PERRINGS, C., (1992). «Towards and ecological economics of sustainability». *Ecological Economics*, 6(1), 7-34.

DASGUPTA, P., (1982). *The Control of Resources*. Basil Blackwell, Oxford.

DASGUPTA, PARTHA S., y MÄLER, KARL-GÖRAN, (2000). «Net National Product, Wealth, and Social Well-Being». *Environment and Development Economics*, 5 (Febrero y Mayo), 69-94.

EHLRICH, P., y HOLDREN, J., (1971). «Impact of Population Growth». *Science*, 171, 1212-1219.

EHLRICH, P., (1992). «Ecological Economics and the Carrying Capacity of the Earth». Comunicación presentada en el II Meeting of International Society of Ecological Economics (ISEE), Estocolmo, 3-6 Agosto.

EUROPEAN COMMISSION, (2001). *Measuring Progress Towards a More Sustainable Europe: Proposed Indicators for Sustainable Development*. European Commission, Bruselas.

FAO (1986). *Land and Food People*. FAO, Roma.

FANKHAUSER, S., (1995). *Valuing Climate Change: The Economics of the Greenhouse*. Londres, Earthscan.

GROSSMAN, G., y KRUEGER, A., (1995). «Economic Growth and the Environment». *Quarterly Journal of Economics*, 110(2), 353-377.

HAMILTON, K., (1994). «Green Adjustments to GDP». *Resources Policy*, 20(3), 155-168.

HAMILTON, K., (2000). *Genuine Saving as a Sustainability Indicator*. Environment Department Paper 22744, World Bank, Washington DC.

HAMILTON, K., (2001). «Measuring Sustainable Development». Comunicación preparada para OECD Round Table on Sustainable Development.

HAMILTON, KIRK, y M. CLEMENS, (1999) «Genuine Savings Rates in Developing Countries,» *World Bank Economic Review*, 13, 333-356.

HARTWICK, J. M., (1977). «Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources». *American Economic Review*, 67, 5, 972-974.

HICKS, J. R., (1946). *Value and Capital*. 2nd Edition. Oxford University Press, Oxford.

KUZNETS, S., (1955). «Economic Growth and Income Inequality». *American Economic Review*, 45(1), 1-28.

KUZNETS, S., (1965). *Economic Growth and Structural Change*. Nueva York, Norton.

MEADOWS, D. H., MEADOWS, D. L., BEHRENS, R., y RANDERS, A. (1972). *Limits to Growth: a Report to the Club of Rome Project's on the Predicament of Mankind*. Earth Island Ltd, Londres.

NAREDO, J. M., y GASCO, J. M., (1995). *Las Cuentas del Agua en España*. Informe de Síntesis. MOPTMA.

OECD, (2001). *Sustainable Development: The Critical Issues*. OECD, París.

- PAGE, T., (1977). *Conservation and Economic Efficiency: An Approach to Materials Policy*. Johns Hopkins University Press, Baltimore
- PANAYOTOU, T., (1993). *Empirical Tests and Policy Analysis of Environmental Degradation at Different Stages of Economic Development*. Working Paper WP238 Technology and Employment Programme, Geneva, International Labor Office.
- PANAYOTOU, T., (2000). *Economic Growth and the Environment*. Center for International Development Working Paper N.º 56, Harvard University.
- PEARCE, D. W., MARKANDYA, A., y BARBIER, E., (1989). *Blueprint for a Green Economy*. Earthscan, Londres.
- PEARCE, D. W., BARBIER, E., y MARKANDYA, A., (1990). *Sustainable Development: Economics and the Environment in the Third World*. Edward Elgar, Londres.
- PEARCE, D. W., y ATKINSON, G., (1993). «Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development». *Ecological Economics*, 8, 103-108.
- PEARCE, D., (1998). *Economics and Environment. Essays on Ecological Economics and Sustainable Development*. Edward Elgar, Cheltenham, Reino Unido.
- PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo), (2002). *Caminos Hacia la Sostenibilidad*. United Nations Development Programme, Nueva York.
- SHAFIK, N. y BANDYOPADHYAY, S., (1992). «Economic Growth and Environmental Resources». *Journal of Environmental Economics and Management* 4, 1-24.
- SHAFIK, N., (1994). *Economic Development and Environmental Quality: An Econometric Analysis*. Oxford Economic Papers, 46, Supplementary Issue.
- SOLOW, R. M., (1974). «Intergenerational Equity and Exhaustible Resources». *Review of Economic Studies, Symposium*, 29-45.
- SOLOW, R. M., (1986). «On the intergenerational allocation of resources». *Scandinavian Journal of Economics*, 88(1), 141-149.
- STIGLITZ, G., (1979). «A neo-classical analysis of the economics of natural resources». En V.K. Smith (Ed.), *Scarcity and Growth Reconsidered*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 36-66.
- UNITED NATIONS (1993a). *System of National Accounts 1993*. Nueva York.
- UNITED NATIONS (1993b). *Integrated Environmental and Economic Accounting*. Series F No. 61, Nueva York.
- UNDP (2001). *Human Development Report 2001*. Oxford University Press for United Nations Development Programme, Nueva York.
- UNDP (2003). *Human Development Report 2003*. Oxford University Press for United Nations Development Programme, Nueva York.
- WACKERNAGEL, M., y REES, W., (1996). «Our Ecological Footprint: Reducing human impact on Earth». New Society Publishers.
- WACKERNAGEL, M., y LOH, J., (2001). «Measuring Sustainable Development. Ecological Footprint». Comunicación preparada para OECD Round Table on Sustainable Development.
- WCED (World Commission on Environment and Development) (1987). *Our Common Future*. Oxford University Press.
- WEF (World Economic Forum) (2002). *Environmental Sustainability Index*. Yale Center for Environmental Law and Policy.
- WORLD BANK (1994). *Population and Development*. World Bank, Washington DC.
- WORLD BANK (1995). *Monitoring Environmental Progress*. Environment Department, The World Bank, Washington DC.
- WORLD BANK (1997). *Expanding the Measure of Wealth: Indicators of Sustainable Development*. ESD Studies and Monographs Series N.º 17, World Bank, Washington DC.
- WORLD BANK (2001). *World Development Indicators*. World Bank, Washington DC. World Bank (2003). *World Development Indicators*. World Bank, Washington DC.
- WRI (1995). *World Resources 1995*. World Resources Institute, Washington, DC
- WRI (2000). *World Resources 2000-2001. People and Ecosystems: the Fraying Web of Life*. World Resources Institute, Washington, DC
- WORLD WIDE FUND (2002). *Living Planet Report*. WWF y UNDP-WCMC (United Nations Development Programme, World Conservation Monitoring Centre).

APÉNDICE 2.1

ACUERDOS DE LA CUMBRE DE JOHANNESBURGO

ACUERDOS	COMPROMISOS	INICIATIVAS
AGUA Y SANEAMIENTO	– Reducir a la mitad la población que vive sin agua potable ni red de saneamiento, para el año 2015.	– La ONU recibió 21 propuestas de iniciativas privadas (tipo II) con una inversión de, al menos, 20 millones de dólares. – EEUU se comprometió a invertir 970 millones de dólares en los tres años posteriores a la cumbre. – Creación de Water for Life, de la UE, para promover acciones, sobre todo en África y Asia Central.
ENERGÍA	– Conseguir que accedan a la energía eléctrica al menos el 35% de la población africana en los próximos 20 años. – Aumentar el acceso a fuentes de energía renovables. – Eliminar las subvenciones a las energías que obstaculizan el desarrollo sostenible. – Llamamiento a ratificar el protocolo de Kyoto.	– La ONU recibió 32 propuestas de iniciativas privadas con una inversión de al menos 26 millones de dólares. – La UE anunció 700 millones de dólares para proyectos de colaboración. – EEUU invertirá 2.043 millones de dólares en 2003. – Canadá, Rusia y China ratificaron el Protocolo de Kyoto, lo que desbloquea el Tratado¹.
SALUD Y MEDIO AMBIENTE	– Promover la educación para la salud, para alcanzar conocimientos básicos en el 2010. – Reducir para el 2015 la tasa de mortalidad infantil (en 2/3) y la mortalidad de las mujeres embarazadas (en 3/4), respecto a 2000. – Reducir el avance del SIDA en un 25% para el año 2010 y combatir enfermedades como la malaria o la tuberculosis. – En 2020, los productos químicos no deben dañar a las personas ni al medio ambiente.	– La ONU recibió 16 propuestas de iniciativas privadas (tipo II) con una inversión de al menos 3 millones de dólares. – EEUU gastará 2300 millones de dólares en proyectos de salud.
AGRICULTURA	– Mejorar la productividad de la agricultura sostenible y la seguridad en la alimentación para reducir a la mitad, para el 2015, la cantidad de gente que pasa hambre. – Ayudar a los países africanos a desarrollar y llevar a cabo estrategias de seguridad alimentaria para el 2005.	– EEUU invertirá 90 millones de dólares en 2003 en programas de agricultura sustentable. – La ONU ha recibido 17 iniciativas de colaboración privada, con 2 millones de dólares de aportación total.
BIODIVERSIDAD	– Lograr una reducción significativa del ritmo actual de desaparición de las especies para el 2010. – Recuperar, para el 2015, las reservas pesqueras mermadas hasta un mínimo sostenible. – Creación de una red de áreas marítimas protegidas antes del 2012.	– La ONU ha recibido 32 propuestas de colaboración privada, con 100 millones de dólares en recursos. – EEUU anunció 53 millones de dólares para promover los bosques entre 2002 y 2005.

¹ Este protocolo debe ser ratificado por, al menos, 55 países que sumen el 55% de las emisiones de los países desarrollados. Estados Unidos y Canadá representan el 25% de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero, Europa el 21%, y la Ex-URSS el 12%.

APÉNDICE 2.2

INDICADORES DE DESARROLLO SUSTENTABLE DE LA ONU

Como parte del programa de trabajo sobre Indicadores de Desarrollo Sustentable adoptado por la Comisión sobre Desarrollo Sustentable (CDS) en 1995, se generó una lista de 134 indicadores y se sugirieron metodologías de estimación para que fuesen probadas y mejoradas a nivel nacional y mundial. Finalmente, a partir de pruebas nacionales y la consulta a expertos, se desarrolló un conjunto final de 58 indicadores, con una guía de estimación revisada para cada uno de ellos. La siguiente tabla presenta el conjunto final de indicadores con el tema y subtema en el que se ubican.

INDICADORES SOCIALES

Tema	Sub-tema	Indicador
EQUIDAD	Pobreza	– Porcentaje de población viviendo bajo la línea de pobreza. – Índice de Gini de desigualdad en la renta. – Tasa de desempleo.
	Igualdad de género	– Ratio de salario femenino medio frente a salario masculino medio.
SALUD	Estado nutricional	– Estado nutricional infantil.
	Mortalidad	– Tasa de mortalidad en menores de 5 años. – Esperanza de vida al nacer.
	Saneamiento	– Porcentaje de población con acceso a sistemas de saneamiento adecuados.
	Agua potable	– Población con acceso a agua potable.
	Servicios de atención de salud	– Porcentaje de población con acceso a servicios de atención de salud primarios. – Vacunación contra enfermedades infecciosas infantiles. – Ratio de prevalencia de contracepción.
EDUCACIÓN	Nivel educativo	– Niños que superan el grado 5 o educación primaria. – Nivel de superación de educación secundaria en adultos.
	Alfabetización	– Tasa de alfabetización de adultos.
DOMICILIO	Condiciones de vida	– Área disponible por persona.
SEGURIDAD	Crimen	– Número de crímenes registrado por 100.000 personas.
POBLACIÓN	Cambio poblacional	– Tasa de crecimiento de la población. – Población en asentamientos urbanos formales e informales.

INDICADORES AMBIENTALES

Tema	Sub-tema	Indicador
ATMÓSFERA	Cambio climático	– Emisiones de gases de efecto invernadero.
	Destrucción de la capa de ozono	– Consumo de sustancias que dañan la capa de ozono.
	Calidad del aire	– Concentración ambiental de contaminación atmosférica en áreas urbanas.
TIERRA	Agricultura	– Área de tierra agrícola permanente cultivable. – Uso de fertilizantes. – Uso de pesticidas agrícolas.
	Bosques	– Área de bosque como porcentaje del área total. – Intensidad de tala de bosques.
	Desertización	– Tierra afectada por desertización.
	Urbanización	– Área de asentamientos urbanos formales e informales.
OCÉANOS, MARES Y COSTAS	Zonas costeras	– Concentración de algas en aguas costeras. – Porcentaje de población total en áreas costeras.
	Pesquerías	– Capturas anuales por especies.
AGUA	Cantidad de agua	– Extracción de agua superficial y subterránea como porcentaje de la disponibilidad de agua total.
	Calidad de agua	– Demanda biológica de oxígeno en aguas interiores. – Concentración de coliformes fecales en cursos de agua.
BIODIVERSIDAD	Ecosistemas	– Área de ecosistemas clave seleccionados. – Área protegida como % del área total.
	Especies	– Abundancia de especies clave seleccionadas.

INDICADORES ECONÓMICOS

Tema	Sub-tema	Indicador
ESTRUCTURA ECONÓMICA	Datos económicos	– PNB per cápita. – Ratio de inversión sobre el PNB.
	Comercio	– Balance del comercio de bienes y servicios.
	Estado financiero	– Ratio de deuda respecto al PNB. – Ayuda al desarrollo recibida o concedida como % del PNB
PAUTAS DE CONSUMO Y PRODUCCIÓN	Consumo de materiales	– Intensidad del uso.
	Uso de energía	– Consumo anual de energía per cápita. – Porcentaje que respresenta el consumo de fuentes de energía renovables. – Intensidad en el uso de la energía.
	Generación de residuos y su gestión	– Generación de residuos industriales y residuos sólidos urbanos. – Generación de residuos peligrosos. – Gestión de residuos radiactivos. – Residuos reciclados y reutilizados.
	Transporte	– Distancia viajada per cápita por modo de transporte.

INDICADORES INSTITUCIONALES

Tema	Sub-tema	Indicador
ESTRUCTURA INSTITUCIONAL	Implantación estratégica de desarrollo sustentable	– Estrategia nacional de desarrollo sustentable.
	Cooperación internacional	– Implantación de acuerdos internacionales ratificados..
CAPACIDAD INSTITUCIONAL	Acceso a la información	– Número de suscriptores de internet por 1.000 habitantes.
	Infraestructura de comunicación	– Principales líneas de teléfono por 1.000 habitantes.
	Ciencia y tecnología	– Gastos en investigación y desarrollo como porcentaje del PNB.
	Preparación y respuesta ante desastres	– Pérdidas económicas y humanas debidas a desastres naturales.

Fuente: http://www.un.org/esa/sustdev/natlinfo/indicators/isdms2001/table_4.htm

CAPÍTULO 3

EL MEDIO AMBIENTE Y LOS FALLOS DEL MERCADO

Objetivos

- Comprender por qué el libre mercado funciona inadecuadamente en la provisión de bienes ambientales.
 - Explicar los problemas asignativos del libre mercado en este campo a través de los conceptos de externalidades y bienes públicos.
 - Relacionar lo anterior con la definición de los derechos de propiedad sobre los bienes ambientales, con especial mención a los bienes comunales.
 - Considerar las cuestiones clave vinculadas a la gestión de bienes públicos ambientales.
 - Avanzar las posibles soluciones a la presencia de una externalidad ambiental negativa, bien a través de la negociación, bien a través de la intervención pública.
 - Por tanto, preparar al lector para la necesidad de desarrollar técnicas de valoración de bienes ambientales (capítulos 4 y 5) y de políticas correctoras de externalidades y bienes públicos (capítulo 7).
-

3.1 Introducción

Un problema fundamental para el análisis económico de los bienes ambientales es la ausencia de mercados explícitos para los mismos. De hecho, el funcionamiento del libre mercado no considera las interacciones con el medio ambiente, que no resultan de este modo adecuadamente valoradas en términos económicos. Así, las decisiones de los agentes económicos, tanto en la producción como en el consumo, no tienen en cuenta los costes ambientales y, por ello, el bienestar asociado a la economía de libre mercado no es el máximo posible.

Que la actividad económica puede tener efectos relevantes sobre el medio natural y ambiental es algo comúnmente aceptado desde mediados del siglo pasado, denominándose a los mismos externalidades o efectos externos. No obstante, el propio calificativo de «externo» resulta indicativo de la consideración marginal de éstos, como algo que no tiene que ver con la actividad principal del consumo y de la producción de los agentes económicos. La consecuencia principal de tales efectos externos es una

asignación ineficiente de los recursos productivos, en el sentido de que se podría obtener mayor bienestar social si estos efectos se produjesen en las cantidades socialmente deseables.

Si en capítulos anteriores se avanzaban ya las interacciones entre economía y entorno natural, en éste se presentan los conceptos básicos para el análisis económico de las relaciones con el medio ambiente. El objetivo fundamental es demostrar que el libre funcionamiento de la economía conduce a una asignación ineficiente de recursos si existen externalidades y bienes públicos de naturaleza ambiental. También se apuntan posibles soluciones a estos problemas, que serán desarrolladas en los capítulos posteriores sobre política ambiental.

3.2 Derechos de propiedad y mercado

El principal problema que tiene la economía para resolver los problemas ambientales está en que no es posible que el mercado funcione eficientemente si existen bienes que no son recogidos en las transacciones económicas. Antes de caracterizar estos impactos desde un punto de vista económico, es conveniente comenzar con una reflexión acerca de lo qué es un mercado y por qué el mercado es una institución que resulta útil para aumentar el bienestar colectivo de la sociedad.

El mercado es una institución que tiene la virtud de realizar la asignación de los recursos económicos de forma descentralizada, sin que medien mecanismos de supervisión de los flujos de materiales y de dinero que participan en los procesos de intermediación. En el mercado se intercambian bienes y servicios por medio de una contraprestación monetaria, que sirve de medio de cambio y facilita las transacciones actuales y potenciales.

El funcionamiento del mercado se puede visualizar como un proceso en el que se realiza una subasta continua de precios hasta que la oferta y la demanda se equilibran y el mercado se vacía. Detrás de la oferta y la demanda están la tecnología y la capacidad productiva de las empresas por un lado, y las preferencias y deseos de los consumidores por otro. Es por esto que el precio del mercado, y sus oscilaciones, reflejan las tensiones inherentes a estas dos fuerzas que interactúan en la formación de los precios finales de los bienes y servicios.

Los precios constituyen la variable económica fundamental que resume el proceso del funcionamiento del mercado y sirven de señal de la escasez de la oferta y de los deseos de los consumidores. Los precios son, por tanto, transmisores de información entre la demanda y la oferta, y es de esperar que las posiciones de los agentes económicos reaccionen ante estas señales que transmite el mercado. Se produce un proceso de coordinación de los deseos y limitaciones de los agentes que da como resultado una asignación de los recursos disponibles de la sociedad a la producción de los diversos bienes y servicios que ésta demanda.

Desde el punto de vista del bienestar económico, el proceso descentralizado de asignación de los recursos a través del mercado conduce a su maximización. Esto es, los individuos de la sociedad reciben la mayor satisfacción posible de la utilización de los recursos disponibles, dada la distribución de la renta. Este resultado responde al primer teorema de la economía competitiva, que establece que «toda economía competitiva en la que los agentes tomen decisiones de producción y consumo descentralizadas conduce a un óptimo de Pareto». Esto es, la asignación eficiente de recursos productivos se caracteriza porque no es posible encontrar otra asignación potencial en la que ningún individuo de la sociedad puede mejorar sin que nadie empeore.

La conclusión es que el mercado puede conducir al óptimo social, esto es, a la maximización del bienestar colectivo de la sociedad. De hecho, el segundo teorema de la economía del bienestar garantiza que toda asignación eficiente, o Pareto óptima, se puede obtener a través del funcionamiento del mercado mediante un mecanismo de intermediación basado en el sistema de precios. En este contexto, para resolver un problema de equidad en la asignación sólo habría que modificar la dotación inicial de riqueza de los individuos.

Sin embargo, estas propiedades del funcionamiento del mercado como mecanismo de asignación de los recursos económicos, no se cumplen en todos los casos posibles. El incumplimiento se denomina «fallo del mercado», esto es, el mercado falla en la obtención de una asignación eficiente de los recursos debido a que no se observan los supuestos de partida para el cumplimiento del primer teorema de la economía del bienestar. Estos supuestos son:

- Los mercados son completos, con una buena definición de los derechos de propiedad, y los agentes pueden realizar libremente intercambios para toda transacción potencial o de contingencia.
- Los consumidores y productores se comportan de forma competitiva como precio aceptantes, realizando planes de optimización racionales que involucran máximos beneficios y mínimos costes.
- Los precios son conocidos por todos los agentes económicos, tanto empresas como consumidores.
- Los costes de transacción son nulos y la fijación de precios no supone el empleo de recursos.

Por tanto, los fallos de mercado se producen fundamentalmente cuando:

- La información no es completa o perfecta, esto es, cuando hay agentes que tienen más información que el resto.
- Existe poder de monopolio en los agentes, es decir, un agente puede fijar precios y controlar la demanda.
- Los mercados son incompletos porque los derechos de propiedad no están bien definidos para algunos bienes y servicios.

La información que tienen los agentes de los problemas ambientales no se puede calificar como perfecta, pues muchas veces los individuos son desconocedores de los efectos ambientales de las decisiones privadas de consumo y/o de producción. Además, para muchos bienes ambientales, como el aire, el agua, los ecosistemas o los paisajes, resulta difícil determinar el propietario de estos recursos, y cuál es la definición exacta y el alcance del derecho de propiedad. Así, para la mayoría de los bienes ambientales los mercados no existen o no están bien definidos, dándose por ello un fallo de mercado que se debe a la ausencia de derechos de propiedad bien definidos.

Un sistema de derechos de propiedad estaría bien definido si delimita los privilegios y obligaciones de los propietarios con respecto al uso de los recursos. Los derechos de propiedad son la estructura institucional fundamental para el funcionamiento de los mercados, puesto que éstos no podrían existir si no hay un derecho bien definido sobre la cosa que se intercambia. El sistema de derechos debe garantizar:

- La asignación completa de todos los derechos, que deben ser poseídos privada o colectivamente y conocerse y garantizarse con exactitud.
- La exclusividad de los costes y beneficios del uso de los recursos, que han de ser soportados por el propietario directamente o mediante su venta.
- La transferibilidad de los derechos de forma voluntaria.
- La seguridad y protección legal de los derechos ante posibles injerencias y amenazas de terceros.

Para los bienes privados, habitualmente intercambiados en los mercados, el sistema de derechos funciona adecuadamente, protegiendo y definiendo las prerrogativas sobre su uso y exclusividad y garantizando la transferibilidad. Por el contrario, para los bienes ambientales este sistema de derechos no es aplicable, pues no está claro a quién pertenece la calidad ambiental.

Es evidente que la definición del sistema de derechos podría facilitar el intercambio de los bienes ambientales y, por tanto, una mejor asignación de los mismos. En caso contrario, estos bienes no serían

adecuadamente valorados en las transacciones comerciales, y se produciría su sobreutilización y, consecuentemente, una asignación ineficiente desde el punto de vista social.

Los individuos no pueden expresar sus preferencias por los bienes ambientales a través de las instituciones económicas del mercado, con lo que estos bienes quedan al margen del proceso de asignación de los recursos económicos, infravalorados y con el peligro de su explotación y extinción. Este resultado es contradictorio con la existencia de unas preferencias sociales favorables a la preservación del medio ambiente, y tal contradicción es justamente la que la Economía Ambiental intenta resolver a través de las técnicas de valoración y corrección de los problemas ambientales causados por el funcionamiento del sistema económico.

3.3 El deterioro ambiental como externalidad

Cuando una fábrica contamina el aire se genera un efecto externo en otros individuos de la sociedad que disfrutan del aire limpio. Por otro lado, cuando un grupo de personas visita un espacio natural está experimentando satisfacción por el uso de un bien ambiental que pertenece a la sociedad en su conjunto. Las externalidades ambientales se definen como las interacciones que surgen entre consumidores y/o productores en el uso de los bienes que proporciona el medio ambiente.

Se trata, por tanto, de un concepto útil para definir las relaciones entre productores y/o consumidores que no pasan por el mercado. Formalmente, se dice que existen externalidades cuando las funciones de producción y/o de utilidad de los agentes económicos dependen de las decisiones tomadas por otros agentes sin que medie contraprestación económica.

Existen diversos tipos de externalidades. Según la naturaleza de los efectos de la externalidad, ésta puede ser positiva si la acción que no pasa por el mercado supone un aumento de bienestar; y negativa si supone una reducción. Desde el punto de vista de los agentes implicados, se pueden considerar los siguientes tipos:

1. *Entre productores.* Cuando la producción y los beneficios de una empresa dependen de las acciones tomadas por otros productores, siendo también conocidas como externalidades de producción al sufrirlas un productor. Por ejemplo, si tenemos la función de producción $x_A = f(F_A, x_B)$ para la empresa A, se observa que depende del nivel de producción de la empresa B, x_B , y de los niveles de factores productivos de capital y trabajo utilizados por A (F_A). Esta externalidad es positiva si un aumento de la producción de B supone un aumento de la producción de A, y negativa en caso contrario. Ejemplos de este tipo de externalidades son las que existen entre las empresas papeleras y de acuicultura, o entre empresas de construcción y empresas de ocio. La característica común de estas relaciones es que no existe un mercado para las mismas, por lo que cada empresa toma sus decisiones sin tener en cuenta las consecuencias de sus acciones sobre los demás productores.

2. *Entre consumidores.* Cuando la utilidad de un consumidor depende de las decisiones adoptadas por otro consumidor, siendo también conocidas como externalidades de consumo al sufrirlas un productor. En este caso, la función de utilidad del agente C es $U_C = U_C(x_C, x_D)$, donde x hace referencia a la cesta de bienes consumidos por cada agente. La utilidad del agente C depende de las decisiones de consumo del agente D. La externalidad es positiva si un aumento del consumo de D aumenta la utilidad de C, y negativa si la reduce. Por ejemplo, el consumo de plantas de jardín o el embellecimiento de las fachadas de los edificios pueden proporcionar beneficios a otros individuos, pero el consumo de productos transgénicos puede reducirlos al generar impactos potencialmente negativos en el medio ambiente.

3. *Entre consumidores y productores.* En este caso, la utilidad de los individuos depende del nivel de producción de alguna empresa (externalidad de consumo), o las posibilidades de producción dependen

del consumo o acciones de algunos individuos (externalidad de productor). Estas externalidades pueden ser positivas o negativas para productores (entre las primeras, el beneficio que el comportamiento separador de los consumidores genera sobre las posibilidades de producción de materiales reciclados) y consumidores (por ejemplo, los efectos negativos sobre la salud de los residentes por las emisiones contaminantes de una central eléctrica).

Existen otras posibles clasificaciones de las externalidades, que abordaremos más superficialmente y pensando en el caso ambiental. Así, las externalidades pueden ser transferibles (por ejemplo, cuando un agente o grupo de agentes consiguen que se traslade a otra zona una empresa que genera contaminación local) o no transferibles. También podrían ser de flujo o de *stock*, sin o con procesos de acumulación (por ejemplo, la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera que genera cambio climático). Las externalidades pueden ser, además, unidireccionales o recíprocas (como en el caso del cambio climático), de alcance espacial variable, y con un número variable de agentes implicados.

3.4 Los bienes públicos ambientales

Los bienes públicos pueden ser puros e impuros. Los bienes públicos puros satisfacen dos características: a) no exclusión: no es posible, o es muy costoso, excluir a los agentes del consumo del bien; b) no rivalidad: el consumo de un bien por un individuo no disminuye la cantidad disponible para los demás, siendo posible el consumo simultáneo de un mismo bien por agentes distintos. Estas características distinguen claramente a los bienes públicos de los bienes privados, siendo fundamental la segunda, ya que al cumplirse hace indeseable la exclusión a través de precio, incluso si fuese posible. Un bien público puede ser opcional, si el individuo puede decidir la cantidad consumida, como en el caso de las emisiones de radio. Los bienes públicos en los que el individuo no se puede autoexcluir se dice que son no opcionales, tales como la defensa y la seguridad. En éstos, se asume que todos los individuos de un país consumen la cantidad total proporcionada.

En el Apéndice 3.2 se presenta la modelización de un bien público ambiental, que generalmente se caracteriza por ser no agotable y no opcional. Ejemplos de bienes públicos ambientales son el aire limpio, los mares, los lagos, la capa de ozono, los ecosistemas, la masa forestal y el clima. Existen diversos tipos de bienes públicos según el grado en que se cumplan las características de no exclusividad y no rivalidad. Los bienes públicos puros satisfacen completamente estas características. Para los bienes públicos impuros es posible excluir a algunos individuos del consumo (bienes de club), o bien dicho consumo implica rivalidad; por ejemplo, el acceso a los espacios naturales o a las playas. Se trata de bienes para los que puede ser muy costosa pero deseable la exclusión, pero donde la rivalidad surge a partir de determinados niveles de congestión.

Lo interesante del estudio de los bienes públicos y las externalidades es que, en ambos casos, surgen problemas para la consecución de una asignación eficiente de los recursos por medio del mercado. Es decir, el libre funcionamiento del mercado no garantiza la obtención del máximo bienestar colectivo en estos casos. Si existen externalidades, se puede demostrar que el equilibrio competitivo es ineficiente en el sentido de Pareto, por lo que no se cumple el primer teorema de la economía del bienestar, como se observará en el siguiente epígrafe.

La ineficiencia se debe a que existen relaciones entre los agentes que no están adecuadamente valoradas, y toda asignación eficiente requiere necesariamente que cada agente se enfrente con los precios correctos de sus acciones. Se necesitan otras instituciones sociales, como el sistema jurídico o la intervención del Estado, para reproducir el mecanismo del mercado y lograr la eficiencia en el sentido de Pareto. En el caso de los bienes públicos, el funcionamiento del mercado descentralizado tampoco garantiza un asignación eficiente de estos bienes, precisándose de otras instituciones, como la votación.

Cada individuo no puede comprar la cantidad que desee de bien público, teniéndose que decidir entre todos la cantidad común. Por tanto, es posible que cada uno valore el bien público de distinta forma, pero todos tendrán que consumir la misma cantidad.

3.5 El fallo del mercado con efectos externos (*)

La cuestión fundamental que introduce la presencia de externalidades ambientales entre los agentes económicos es: ¿hasta qué punto resultaría posible que el libre comportamiento de los individuos, a través de la optimización de sus planes de producción y de consumo, condujese a la maximización del bienestar colectivo? En este epígrafe se demuestra que, cuando existen efectos externos ambientales, la ordenación de la actividad económica a través del libre funcionamiento del mercado no es eficiente, esto es, no da lugar al máximo bienestar posible para la sociedad en su conjunto. En términos precisos, podemos demostrar que el equilibrio competitivo no es eficiente en el sentido de Pareto, o que no se cumple el primer teorema de la economía del bienestar. Esto es, se pueden generar asignaciones de efectos externos subóptimas que no estén maximizando el bienestar colectivo ante una transacción potencial de bienes ambientales.

Consideremos una externalidad entre productores causada por emisiones contaminantes que determinan los niveles de calidad ambiental (por lo que, por simplicidad, podrían utilizarse estos conceptos indistintamente). Supongamos una empresa de fabricación de papel que realiza vertidos a un río en una zona donde existe una empresa de acuicultura. La empresa papelera también realiza emisiones al aire, que no afectan a la empresa de acuicultura pero que pueden tener repercusiones en otros agentes sociales, como los consumidores. Su función de costes adopta la siguiente expresión:

$$C_b(b, z_r, z_h) \quad (3.1)$$

donde b es la producción de papel, y z_r, z_h son los vertidos al río y al aire respectivamente. La función de costes de la empresa de acuicultura es:

$$C_a(a, z_r) \quad (3.2)$$

donde a es la producción de pescado. La externalidad en la producción viene dada porque los costes de la empresa acuícola dependen de la cantidad de contaminación de la empresa papelera. Suponemos que la contaminación eleva el coste de producción de pescado, y reduce el coste de producción de papel, esto es:

$$\frac{\partial C_a}{\partial z_r} \geq 0; \frac{\partial C_b}{\partial z_r} \leq 0; \frac{\partial C_b}{\partial z_h} \leq 0 \quad (3.3)$$

Dado que la empresa papelera elige tanto el nivel de producción como el de contaminación, el problema de maximización del beneficio es:

$$\max_{(b, z_r, z_h)} \pi_b = p_b b - C_b(b, z_r, z_h) \quad (3.4)$$

que conduce a las siguientes condiciones de máximo:

$$\frac{\partial C_b}{\partial z_r} = 0; \frac{\partial C_b}{\partial z_h} = 0; \frac{\partial C_b}{\partial b} = p_b \quad (3.5)$$

o sea, la producción de papel implica que las emisiones, tanto al aire como al río, se llevan hasta el nivel en que su coste marginal sea cero, pues éste es el precio que la ausencia de mercado revela para estos servicios ambientales.

Para la empresa de acuicultura tenemos:

$$\max_{(a)} p_a a - C_a(a, z_r) \quad (3.6)$$

con lo cual, la condición de máximo es:

$$p_a = \frac{\partial C_a}{\partial a} \quad (3.7)$$

Por tanto, para la empresa papelera el punto de máximo beneficio está allí donde el precio del papel sea igual al coste marginal de la producción y los costes marginales de la contaminación se anulen. A la empresa de acuicultura le importa la contaminación, pero no puede controlarla. La producción de papel no tiene en cuenta el coste ocasionado en la acuicultura al tomar sus decisiones de producción, con lo que lleva el nivel de contaminación hasta que el coste marginal sea cero. La reducción de coste del papel experimentada por la contaminación no tiene en cuenta el incremento de costes ocasionados en la acuicultura.

En la Figura 3.1, el resultado de la elección privada del nivel de emisiones al río se ilustra en el punto z_r^* . La curva de coste marginal de la descontaminación para la papelera se puede interpretar como el beneficio marginal privado de contaminar si descomponemos el beneficio marginal privado en el beneficio resultante de la contaminación y el resultante de la producción. Esto se puede ver derivando la función de beneficio de la papelera, obteniendo:

$$BMP = \frac{\partial \pi_b}{\partial b} = p_b - \frac{\partial C_b}{\partial b} - \frac{\partial C_b}{\partial z} \frac{dz}{db} = BMP_b + BMP_z \quad (3.8)$$

con lo cual, si $\frac{dz}{db} = 1$, en el óptimo resulta:

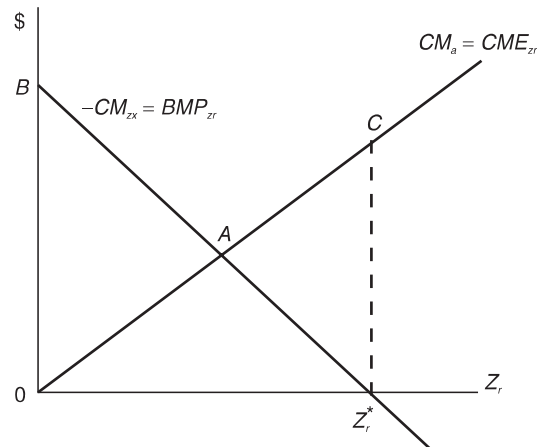
$$-BMP_z = CM_z = \frac{\partial C_b}{\partial z} = p_b - \frac{\partial C_b}{\partial b} = BMP_b = 0 \quad (3.9)$$

El coste neto de la contaminación viene dado por el área ACz^* . En el punto elegido por la papelera, el coste marginal de la contaminación es mayor que el precio pagado, que es cero por la ausencia de mercado. Por tanto, el libre funcionamiento del mercado ha conducido a una situación ineficiente, dado que para las unidades intramarginales el coste marginal es mayor que el beneficio marginal. La reducción de la contaminación podrá elevar el beneficio social.

Por otra parte, podríamos considerar que la producción de papel también afecta a los consumidores, a través de los efectos sobre la calidad ambiental de las emisiones de humos o de vertidos sobre el agua disponible para el consumo y para las actividades recreativas. En este caso, la función de utilidad del consumidor representativo se vería afectada por la producción de papel:

$$U(q, z_r, z_h) \quad (3.10)$$

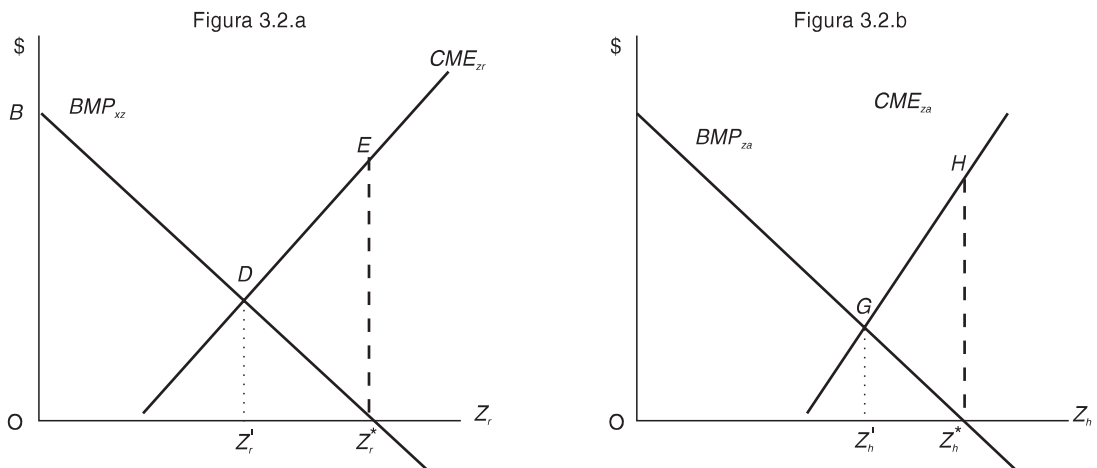
donde q hace referencia a los bienes de mercado consumidos por el individuo, incluido el papel y el pescado, y z_r, z_h indican las emisiones de la papelera al río y al aire respectivamente.

Figura 3.1 Costes marginales externos y de descontaminación

Los supuestos de externalidades negativas indicarían un impacto negativo en la utilidad o bienestar de las personas, esto es:

$$\frac{\partial U}{\partial z_r} < 0; \frac{\partial U}{\partial z_h} < 0 \quad (3.11)$$

Los daños en el bienestar individual debido a las emisiones al aire y al río se pueden expresar en términos monetarios utilizando las técnicas que se presentan en el Capítulo 5, de modo que la función de daños en los consumidores se puede ilustrar como en las Figuras 3.2.a y 3.2.b. Las curvas CME_{z_r} y CME_{z_a} representan los costes marginales externos en los consumidores, en términos de mayores riesgos para la salud, ocasionados por las emisiones al río y al aire respectivamente. Estos costes son positivos a partir

Figura 3.2 Costes sociales sobre la salud de emisiones contaminantes

de una cantidad determinada de emisiones, que viene dada por la capacidad de asimilación del medio natural.

La empresa decide las emisiones al río y al aire teniendo como referencia un precio cero para estas emisiones, de modo que elegiría las cantidades z_r^* y z_h^* respectivamente. El coste social generado por esta situación viene dado por la suma de las áreas DEz_r^* y GHZ_h^* , correspondiente a las desviaciones entre el coste externo generado por contaminar y el beneficio privado obtenido por la empresa. La asignación es ineficiente porque la sociedad en su conjunto puede obtener mayores beneficios si la contaminación se reduce hasta los niveles z_r' y z_h' para las emisiones al río y al aire respectivamente.

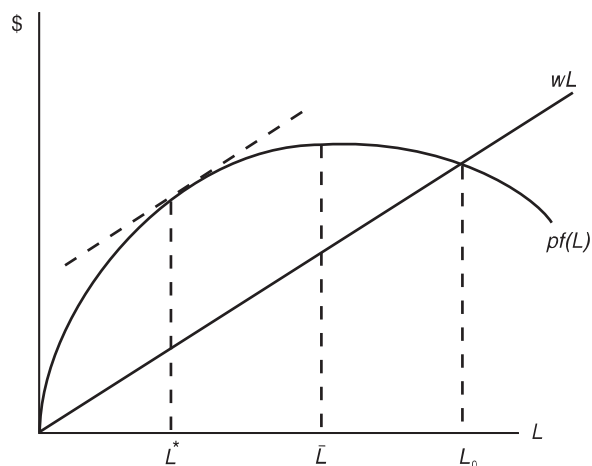
3.6 El problema de los bienes comunales

Los problemas que surgen para la gestión de las externalidades entre los usuarios de los bienes ambientales se ilustran con el estudio de los recursos de propiedad común o bienes comunales. Estos bienes pueden dar lugar a un tipo especial de externalidad en la producción, que conduce a una situación socialmente ineficiente en la cual no se maximizan los beneficios para la sociedad, como sugirió Hardin (1968). Estos bienes también dan muestra de la importancia de la definición de los derechos de propiedad para que no existan externalidades. Se trata de bienes utilizados por muchos individuos que comparten el derecho a su explotación o uso, y en los que el acceso puede no estar restringido o regulado.

Ejemplos de estos recursos comunales son los pastos para el ganado, los lagos, los bancos de pesca, las aguas subterráneas y las vías públicas. Es importante distinguir estos recursos de los bienes libres, o comunes globales, como la capa de ozono y el clima. Los recursos de propiedad común pertenecen a un grupo bien definido de individuos que han adquirido su derecho de uso sobre los mismos, mientras que los bienes libres son propiedad de un grupo indefinido de individuos, normalmente muy numeroso, a los que no se puede identificar con precisión. Para el primer tipo de bienes, pueden existir normas que limiten el uso del bien comunal, mientras que para el segundo estas limitaciones son imposibles de definir al no existir el derecho. Por tanto, en los recursos comunales los derechos a la propiedad están definidos, pero los derechos al uso pueden estar o no definidos. El fallo del libre funcionamiento de las fuerzas del mercado para asignar estos recursos surge justamente por una definición inadecuada del derecho al uso, normalmente establecido por la ausencia de limitación.

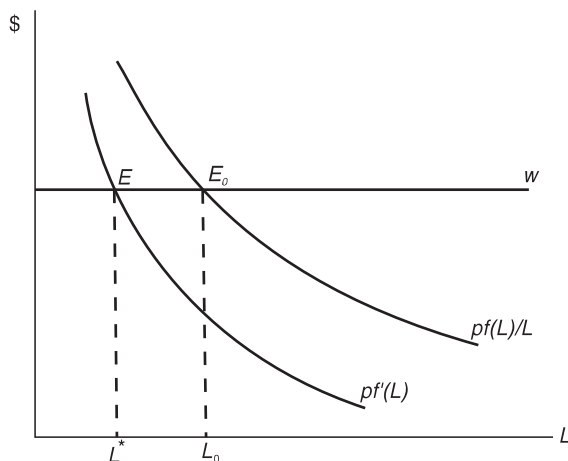
Consideremos el caso de un coto de caza, que puede caracterizarse como un bien de esta naturaleza y que posee claros atributos ambientales, al cual se tiene acceso simplemente mediante la compra de una licencia para una jornada diaria. El volumen total de caza puede seguir una función de producción con rendimientos marginales decrecientes $x = f(L)$, donde L es número de licencias concedidas. El ingreso total obtenido por los cazadores viene dado por el producto del precio de la caza por la cantidad obtenida, esto es, $p_c f(L)$. El coste total de la caza coincide con el producto entre el volumen de licencias y su precio, $p_l L$. Las curvas de ingresos totales y costes totales se representan en la Figura 3.3.

El volumen de licencias que maximizaría el beneficio del coto de caza es L^* , donde el valor del producto marginal de la última licencia es igual a su coste marginal, o sea, a su precio. Pero en esta situación, cada cazador estará obteniendo un beneficio positivo, lo cual ejercerá de incentivo para la adquisición de más licencias. Esto es, cada cazador potencial, a la hora de comprar la licencia que le da derecho al uso por un día de caza, comparará el valor del producto medio con el coste unitario. Por tanto, desde el punto de vista individual, siempre es rentable comprar la licencia si el valor del producto medio es mayor que el precio de la licencia. Pero el aumento de licencias conducirá a una explotación colectiva donde el beneficio sea nulo, caracterizado por la igualdad entre el ingreso total y el coste total. Sólo en este punto cesarán los incentivos a la explotación del recurso de forma individual.

Figura 3.3 Ingresos y costes totales con un bien comunal

Este resultado se ilustra en la Figura 3.4 en el equilibrio E_0 . Los rendimientos decrecientes implican que el producto marginal es menor que el producto medio, con lo cual L^* será siempre inferior a L_0 , y el libre acceso conduciría a sobreexplotación. La ineficiencia es patente en el nivel de beneficios obtenidos en ambas circunstancias, pudiéndose comprobar que el valor obtenido por una pieza de caza es menor que el coste marginal.

Para los niveles de licencias comprendidos entre L^* y L_0 , el coste marginal es mayor que el ingreso marginal. La racionalidad individual compara el ingreso medio con el coste medio en la decisión de adquirir una licencia adicional, pero si este cálculo es positivo, las licencias a partir de L^* provocan una reducción del producto medio, ocasionando una externalidad en el resto de los cazadores. Este coste social no se tiene en cuenta en la decisión individual si el acceso a las licencias no está controlado.

Figura 3.4 Productos marginales y medios con un bien comunal

Las posibles soluciones para limitar el acceso pasan por una especificación de los derechos a adquirir una licencia o por un control del acceso a las licencias de forma regulada, y se comentan en los epígrafes siguientes. El mercado fracasa porque, en ausencia de derechos de exclusión bien definidos, no puede existir ningún mercado, no hay nada que pueda ser intercambiado, ni medios por los cuales los individuos puedan percibir todos los resultados de sus acciones.

3.7 La gestión eficiente de los bienes públicos ambientales

Dado que los bienes públicos constituyen un fallo de mercado, se hace necesario conocer tanto sus causas como las posibles soluciones. Para los bienes públicos suministrados por el medio natural las cuestiones fundamentales son, primero, hasta qué punto estaría la sociedad interesada en su preservación y, segundo, si es posible hacer esta pregunta y obtener una respuesta fiable por parte de los individuos. En este epígrafe intentamos dar respuesta a la primera cuestión, mientras que reservamos la segunda para el apartado 3.8.

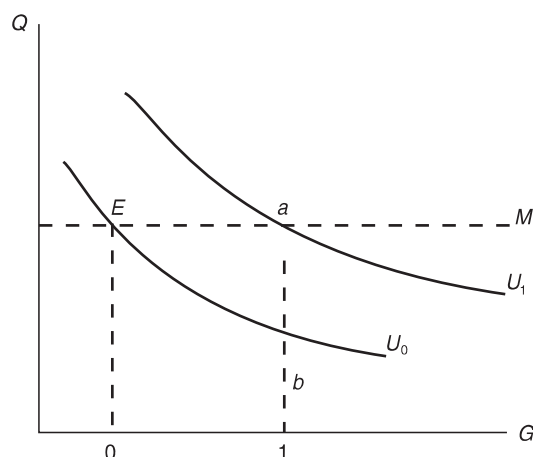
Para estudiar el interés de la sociedad por la preservación de los bienes públicos ambientales tenemos que preguntarnos por las condiciones que harían que el libre funcionamiento de la economía conduzca al máximo bienestar colectivo. Esto es, se trata de determinar de qué modo la libre expresión de las preferencias sociales en un mercado no intervenido sería suficiente para garantizar que la sociedad preservase los bienes ambientales colectivos en las cantidades eficientes. En términos precisos, se trata de determinar las cantidades óptimas o eficientes de su provisión, de qué dependen y si es posible que el libre funcionamiento del mercado proporcione estas cantidades eficientes.

Debido a la diversidad de bienes públicos ambientales y a la importancia de evaluar las políticas que den lugar a su mejora, creemos conveniente distinguir dos casos alternativos. Un primer caso en el que el bien público ambiental se proporciona en cantidades discretas y la decisión es si es eficiente o no el suministro del bien para el consumo de la sociedad, y un segundo caso en el que decidimos la cantidad de un bien público ambiental en concreto (su calidad o nivel de gasto).

En el caso discreto, consideramos que la sociedad trata de decidir si realiza o no un programa para la preservación y recuperación de las ballenas azules, que son un tipo de cetáceos que se encuentran en peligro de extinción. En primer lugar, nos interesa estudiar las condiciones que determinan que el acometimiento de este programa sea o no eficiente en el sentido de Pareto. La provisión del programa será eficiente si mejora el bienestar de, al menos, un consumidor sin empeorar el bienestar de ningún agente. Sólo en este caso podemos decir que el bien público ambiental, que constituiría el disponer de la especie de ballenas azules, contribuiría definitivamente a mejorar el bienestar colectivo.

En La Figura 3.5, se presentan las preferencias de un individuo representativo por los bienes privados x y por el bien público ambiental del programa de preservación, que denominamos G . El individuo tiene una renta monetaria M y suponemos que el precio de x es la unidad. Por tanto, la restricción presupuestaria coincide con la recta M . En ausencia de bien público, el individuo se gasta toda su renta en los bienes privados, por lo que se situaría en el punto E , con un nivel de satisfacción U_0 . Si el programa de preservación de las ballenas ($G = 1$) se lleva a cabo, entonces puede obtener la utilidad U_1 , al mejorar su satisfacción.

La cantidad máxima que el individuo estaría dispuesto a pagar por este programa, en términos de otros bienes, viene dada por la distancia ab . Esta cantidad se puede evaluar para cada individuo de la sociedad, de modo que el individuo siempre estará mejor, en términos de satisfacción, si lo que tiene que pagar por el bien público ambiental es menor que su máxima disposición a pagar. En el Apéndice 3.1 se demuestra que si la disposición a pagar agregada es superior a lo que la sociedad en su conjunto tiene que pagar por el programa de preservación, entonces es eficiente la provisión del programa.

Figura 3.5 Preferencias individuales por bienes privados y un bien público

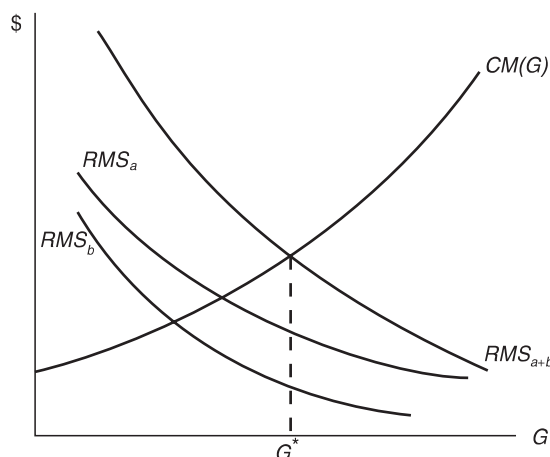
La cantidad que tiene que pagar cada individuo por la provisión del programa de preservación, una vez agregada, tiene que ser suficiente para financiar el coste total del programa. Por tanto, si se cumple la condición de eficiencia debe encontrarse alguna forma de repartirse el pago que permita a cada persona disfrutar de un mayor bienestar con la adquisición del bien público. Dado que la cantidad total que los individuos están dispuestos a pagar es mayor que el coste del bien público ambiental, sólo habría que encontrar un mecanismo para repartir el pago entre los individuos, de tal forma que nadie pague una cantidad superior a lo que está dispuesto a pagar como máximo.

Por tanto, desde un punto de vista económico, la provisión óptima de los bienes públicos ambientales depende de lo que cada individuo está dispuesto a pagar por los mismos y de su coste. Pero como la cantidad que se está dispuesto a pagar depende de la renta disponible para gastar, entonces la provisión de los bienes ambientales depende de la distribución de la riqueza. Esto quiere decir que las preferencias por los bienes ambientales pueden verse limitadas por la restricción presupuestaria de los sujetos más pobres, o bien llevarse a cabo proyectos que sólo benefician a los ricos. O, de modo más general, los países con menos renta tenderían a mostrar una menor disposición a pagar por la preservación del medio ambiente.

Este resultado, con respecto a la dependencia de la renta, está relacionado con la evidencia empírica que revela que las preferencias ambientales son más destacadas en los países desarrollados y que la elasticidad renta es mayor que la unidad, o sea, que los bienes ambientales constituyen bienes de lujo, cuya demanda aumenta proporcionalmente más que la renta. La independencia de la distribución de la renta sólo se obtiene en el caso de que las preferencias fuesen cuasilineales, o sea, que la utilidad marginal del bien público no dependa de los bienes privados.

Consideremos ahora el caso de un bien público ambiental que se puede suministrar en diversas cantidades o calidades, y se trata de determinar la cantidad óptima teniendo en cuenta las preferencias sociales. Por ejemplo, la cuestión sería cuál es la cantidad socialmente deseable o eficiente de ballenas azules a preservar, teniendo en cuenta que el programa de preservación se va a llevar a cabo. Supongamos ahora que G mide la cantidad de ballenas a preservar, o la calidad de un bien ambiental en general, con lo que la función de costes marginales $CM(G)$ es creciente, como se representa en la Figura 3.6.

Las funciones de demanda para cada consumidor individual vienen dadas por las curvas de relación marginal de sustitución RMS , cuya agregación vertical da lugar a la función de demanda agregada del

Figura 3.6 Demanda y oferta de un bien público ambiental

bien público ambiental en función de sus niveles de calidad posibles. En la Figura 3.6 se representan sólo dos consumidores. La función RMS agregada nos indica la cantidad de otros bienes que los individuos estarían dispuestos a sacrificar por una cantidad adicional del bien ambiental, por lo que se puede interpretar como una función de valoración marginal agregada. La suma vertical de las relaciones marginales de sustitución nos da la curva de demanda del bien ambiental, que ha de igualarse al coste marginal en el nivel óptimo de provisión.

Por tanto, la provisión eficiente de un bien público ambiental implica un nivel de calidad G tal que se cumpla que la suma de las relaciones marginales de sustitución de todos los agentes sea igual al coste marginal de este nivel de calidad. Esta condición puede interpretarse considerando que la relación marginal de sustitución mide la disposición marginal que hay que pagar por una unidad adicional del bien público. En el Apéndice 3.2 se demuestra que la condición de eficiencia es que la suma de las disposiciones marginales a pagar debe ser igual al coste marginal, lo cual contrasta con el caso discreto, en el que la suma de las disposiciones totales había de ser, al menos, tan grande como el coste total. También contrasta con el caso de un bien privado, donde la relación marginal de sustitución, o disposición marginal a pagar, debe igualar el coste marginal para cada persona. La consecuencia de la condición de eficiencia es que debemos aumentar la calidad (cantidad) de un bien ambiental si la suma de las disposiciones marginales que hay que pagar es mayor que el coste marginal.

Por otra parte, para un bien público ambiental la no rivalidad implica que un incremento del mismo (o de su nivel de calidad) supone un aumento del consumo de todos los individuos en la misma cuantía. Por ello es que el valor marginal de una unidad adicional es la suma de todas las valoraciones marginales de los individuos. La condición de eficiencia requiere que la cantidad de bien privado que todos los individuos están dispuestos a sacrificar sea igual a la cantidad de bien privado que debe ser reducida de la producción agregada de la economía para aumentar el bien público en una unidad (o coste marginal de producción).

La financiación de los bienes públicos se podría realizar cargando a cada individuo un impuesto unitario igual a la relación marginal de sustitución, de tal forma que se cumpla la condición de optimalidad. Esto es lo que se conoce como el proceso o equilibrio de Lindahl, un conjunto de precios tal que el comportamiento individual de cada consumidor conduzca a una cantidad eficiente de bien público. Dada la cantidad óptima de bien público G^* , sólo hay que encontrar los precios que satisfagan las condiciones de primer orden de cada individuo. Una vez encontrados los precios a través de los

mercados personalizados del bien público ambiental, habría que aplicar a cada agente un impuesto $p_i G^*$. Como veremos en el siguiente epígrafe, el problema es cómo encontrar estos precios, o sea, cómo desentrañar la relación marginal de sustitución de los agentes, si cada agente se da cuenta que los precios que pague dependen de la demanda revelada.

3.8 ¿Por qué no funciona el mercado para los bienes públicos ambientales?

Hemos obtenido que, en el caso discreto, la provisión eficiente del bien público ambiental requiere que todos los consumidores estén dispuestos a pagar una cantidad superior a su participación en el coste. En el caso continuo, la suma de las valoraciones marginales ha de ser igual al coste marginal. Si esto no se cumple, habría que modificar la cantidad del bien ambiental. Pero conociendo estas condiciones de eficiencia, la cuestión es si el mecanismo del libre juego del mercado sería capaz de proporcionar una cantidad eficiente. La respuesta es que existen serias dudas para que el mercado funcione en este caso.

Existen dos razones fundamentales. La primera se debe al carácter no excluible. Si no es posible excluir a los individuos de los beneficios del bien ambiental, las empresas privadas tendrían dificultades para obtener ingresos de los consumidores para financiar su actividad, pues habría consumidores sin que la empresa lo supiese y, por tanto, podrían librarse de pagar el precio que la empresa ponga. Por ello, los precios cargados por la empresa no serían una medida adecuada de los beneficios marginales del bien, y se producirá una provisión inferior a la eficiente.

La segunda razón, que se aplica incluso para los bienes públicos que son excluibles a bajo coste, se deriva de la característica de no rivalidad. Supongamos un bien excluible, transferible, vendido en un mercado donde existen muchos consumidores y productores y no hay costes de información. Si este bien es privado, el equilibrio competitivo producirá resultados óptimos, esto es, la competencia entre los productores asegurará que todos los consumidores se enfrenten al mismo precio, el cual es igual al coste marginal de cada empresa. Los consumidores competirían por la cantidad ofrecida y, dado que el coste de oportunidad de una unidad vendida a un consumidor es esta misma unidad vendida a otro consumidor, ningún consumidor recibiría un precio inferior al de mercado.

Sin embargo, para un bien público ambiental la no rivalidad implica que el coste de oportunidad de una unidad vendida a un consumidor adicional es cero. Esto significa que los consumidores no compiten entre ellos, o sea, el mercado no es competitivo a pesar de que exista un gran número de compradores y vendedores. Dado que el consumidor percibe que el coste marginal de su consumo particular es cero, éste ofrecerá al productor un pago bajo por el derecho al consumo. Si todos los consumidores se comportan de esta manera, entonces la cantidad pagada será insuficiente para cubrir los costes de producción, y el nivel de provisión sería ineficiente.

Estas dos argumentaciones nos llevan a un punto en común: en el caso de un bien público ambiental los consumidores no tienen incentivos para revelar a través del mercado sus verdaderas preferencias, reflejadas en la valoración marginal o relación marginal de sustitución. La eficiencia requiere que cada consumidor sea cargado con un precio de acuerdo a su valoración marginal para contribuir a financiar el bien público, pero es bastante probable que los consumidores no revelen sus valoraciones marginales o, aun así, puedan librarse del pago. Esto contrasta con el caso del bien privado en un mercado competitivo, en el que los consumidores se dan cuenta de que no pueden afectar al precio de mercado y, por tanto, ajustan su consumo hasta que la valoración marginal sea igual al precio, de forma que todas las valoraciones marginales se igualan al precio y al coste marginal. En el caso de los bienes privados, el mercado competitivo es capaz de lograr una asignación eficiente en el sentido de Pareto a través de la decisión independiente de cada consumidor sobre la cantidad que debe comprar. Cada uno actúa de forma optimizadora respecto a su consumo, sin importarle el consumo de los demás. En los

bienes públicos ambientales las utilidades de los individuos son interdependientes, pues todos deben consumir la misma cantidad.

El comportamiento de los individuos para no revelar sus preferencias se denomina «polizón», pues se trata de individuos que quieren experimentar los beneficios del bien público sin contribuir a su financiación. En el caso de un bien discreto para dos individuos, cada uno puede esperar que el otro compre el bien público, dado que los dos utilizarán los servicios del bien público cuando sea suministrado. Ambos pueden tener incentivos para no decir la verdad, para tratar de aportar la menor cantidad posible. Este fenómeno constituye un ejemplo del dilema del prisionero, que se aplica con generalidad a los problemas surgidos con respecto a la gestión colectiva de los bienes ambientales, tanto entre individuos como entre países.

El problema puede ilustrarse con un juego de dos participantes, en el que la estrategia dominante para los dos jugadores es no comprar el bien público. La matriz de la Tabla 3.1 ilustra este resultado. La riqueza de cada jugador es de 50, el coste del bien público es de 40, y la valoración de cada uno es de 30. Esta situación se agrava para muchas personas. Dejar que lo haga el otro puede ser óptimo desde el punto de vista individual, pero es ineficiente desde el punto de vista social.

Tabla 3.1 Dilema del prisionero en la provisión de un bien público ambiental

	Jugador B		
		<i>Comprar</i>	<i>No comprar</i>
	<i>Comprar</i>	60, 60	40, 80
	<i>No comprar</i>	80, 40	50, 50

Por tanto, debido a la dificultad de lograr una asignación eficiente a través del mercado de los bienes ambientales, se requieren otras instituciones sociales para decidir la cantidad que debe suministrarse. Se puede utilizar un sistema autoritario, en el que una persona o un grupo de ellas decida. O bien un sistema de votación, en el que los individuos deciden a través de sus votos.

Podemos cuestionarnos si un mecanismo de votación genera una asignación eficiente en el sentido de Pareto. El problema de la utilización de las votaciones para la elección entre alternativas es que las preferencias sociales que se generan no son transitivas. Esto significa que el resultado de la votación puede no estar bien definido, sino que depende del orden de las elecciones entre las diversas opciones. Si tenemos tres opciones *A*, *B*, y *C*, es posible que una mayoría prefiera *A* a *B*, una mayoría prefiera *B* a *C*, y una mayoría prefiera *C* a *A*. Si se vota primero entre *A* y *B*, y después entre *A* y *C*, el resultado será *C*. Pero si se vota primero entre *A* y *C*, y después entre *C* y *B*, el resultado es *B*. Esto es lo que se conoce como la paradoja de la votación.

La condición para que las preferencias sociales que revela la votación por mayoría posean la propiedad de transitividad es que sean unimodales, lo que significa que la utilidad neta (beneficio del bien público menos la reducción de beneficio por el coste incurrido para financiarlo) aumenta con el nivel de gasto público hasta que se alcanza un punto preferido (máximo global) y después disminuye. Si todo el mundo tiene preferencias unimodales, el nivel de gasto que se elegirá es el gasto mediano, que satisface la condición de que la mitad de la población desea gastar más y la mitad menos. Esto es, estarían equilibrados los votos a favor del incremento y de la reducción del gasto en el bien ambiental. Este nivel de gasto mediano no tiene por qué ser eficiente, o sea, no tiene que coincidir con el nivel eficiente de bien, pues no nos dice nada sobre la cantidad en que la gente desea que varíe.

Además, aún con preferencias unimodales, los individuos pueden no manifestar sinceramente sus preferencias cuando votan.

Por tanto, estamos ante un problema para incentivar a la gente a revelar sus verdaderas preferencias debido al posible comportamiento estratégico. Consideremos ahora un bien discreto. Como obtuvimos en el epígrafe anterior, si preguntamos a cada individuo su valoración por un bien público ambiental, es eficiente suministrarlo si la suma de los valores es mayor que el coste. Supongamos que obtenemos los valores y cada cual paga una parte proporcional al valor declarado si resulta eficiente su provisión. El problema es que los agentes tenderán a comportarse como polizones si creen que los demás van a pagar lo suficiente. Dado que la cantidad declarada influye en la cantidad que se va a pagar, se intentará esconder la verdad.

Supongamos, por el contrario, que cada agente tiene que pagar una cantidad por adelantado c_i , y luego cada persona declara su valor v_i . El valor neto es $n_i = v_i - c_i$. Si la suma de los valores netos es positiva, entonces se suministrara el bien ambiental. El problema de este mecanismo es que contiene un incentivo para exagerar o minimizar las valoraciones (sobrestimar o subestimar el bien público) si n_i es mayor o menor que cero respectivamente, pues así los agentes podrían influir en la provisión del mismo sin afectar a lo que tienen que pagar.

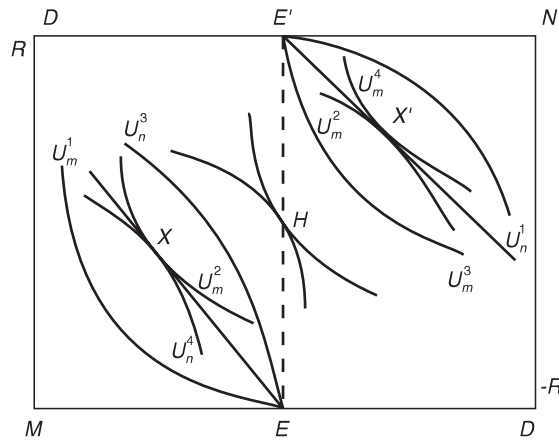
Un mecanismo alternativo que genera los incentivos correctos es el de Clarke-Groves (CG), que consiste en definir el tipo de agente que altera la suma de los valores agregados para que sea menor o mayor que el coste del bien público. Estos son los agentes que deben tener los incentivos correctos, o agentes bisagra. Este mecanismo parte del hecho que la exageración o minimización no importa si no afecta a la decisión social. Si la suma de todos los valores es mayor que el coste, no importa si alguien da un valor exagerado.

El mecanismo CG consiste en dar los incentivos correctos a los agentes bisagra. Para ello, la solución conlleva hacer caer sobre estos agentes el coste social de su comportamiento. Esto es, si la suma de los valores netos de los demás agentes es positiva (valor agregado mayor que el coste) y como consecuencia del agente bisagra se convierte en negativa, el beneficio social perdido es justamente la cantidad de valores netos positivos que se dejan de ganar al no ser el bien ambiental proporcionado. Por el contrario, si la suma de los valores netos es negativa sin el agente, y su comportamiento la convierte en positiva, éste ocasiona un coste a los demás derivado de tener que pagar por encima de su valoración una vez que el bien sea proporcionado.

3.9 La solución de las externalidades a través del mercado

Una vez consideradas las dificultades que tiene el mecanismo del libre funcionamiento del mercado para gestionar eficientemente los bienes ambientales y los problemas surgidos por las externalidades, pasamos a estudiar las posibles soluciones o marcos institucionales que harían posible la consecución de una asignación eficiente de recursos. Una posible solución se debe a Coase, quien propone un mecanismo de negociación entre los agentes participantes en las externalidades. Esta solución es conocida como el teorema de Coase, según el cual la negociación entre las partes, o el libre funcionamiento del mercado, conduce a una asignación eficiente en el sentido de Pareto si los derechos de propiedad están bien definidos, los costes de transacción son nulos y el mercado es competitivo.

Esta solución se puede ilustrar para el caso de una externalidad causada por el ruido. Supongamos dos vecinos que tienen preferencias distintas por el ruido de casa, pero mientras el ruido es un bien para el ruidoso, éste constituye un mal para el vecino a quien no le gusta el ruido. Las posibilidades de consumo conjuntas de los dos individuos se pueden representar en una caja de Edgeworth, como en la Figura 3.7, donde la base representa la cantidad total de dinero que tienen los dos agentes y la altura

Figura 3.7 Caja de Edgeworth y el consumo de ruido por dos agentes

la cantidad total de ruido posible ocasionado por el ruidoso. Las preferencias del ruidoso M son crecientes con respecto al ruido y el dinero, mientras que las del tranquilo Z son crecientes con respecto a la tranquilidad y el dinero.

Podemos suponer que ambos individuos tienen la misma cantidad de dinero, por lo que la dotación inicial de dinero se sitúa en algún punto de la recta EE' . La dotación inicial de ruido viene dada por el sistema jurídico de derechos legales. Si el ruidoso ostenta el derecho, entonces viene dada por el punto E' , mientras que si el derecho es a la tranquilidad absoluta, entonces la dotación inicial está en E .

Si existe ambigüedad en el sistema jurídico, la ubicación de la dotación inicial puede ser cualquier otro punto de la recta EE' . En ausencia de un mercado explícito para el ruido, se puede ver que sólo existe una dotación inicial para la que se cumpla la igualdad de las relaciones marginales de sustitución que caracteriza la optimalidad en el sentido de Pareto: el punto H . Para cualquier otra dotación no existiría eficiencia, por lo cual el equilibrio competitivo no es eficiente en el sentido de Pareto si no existe un mercado para el ruido. En otras palabras, en cualquier punto de la recta EE' excepto H , la valoración marginal del ruido que tiene el individuo M es diferente de la del individuo N , por lo que podrían existir reasignaciones potenciales de ruido que aumenten el bienestar de ambos sujetos.

Supongamos, por el contrario, que los derechos están a favor del agente N , y por tanto la dotación inicial es E . En esta situación, el agente M valora más el ruido que el agente N , por lo que M estaría dispuesto a pagar una cantidad mayor por un aumento de ruido que la cantidad que N estaría dispuesto a intercambiar por una reducción de la tranquilidad. Por tanto, si los derechos están bien definidos, es posible algún intercambio de los mismos en el que la utilidad de ambos agentes mejore simultáneamente. Estos intercambios Pareto potenciales se agotarán una vez se alcance el óptimo de Pareto, caracterizado por la condición de tangencia de las relaciones marginales de sustitución de los dos agentes, tal como X . Si el punto de partida corresponde al derecho de propiedad definido por E' , entonces la negociación conducirá hasta la asignación eficiente X' . Es posible definir una curva de contrato entre M y N , hasta la que se puede evolucionar desde cualquier punto de definición de los derechos de propiedad en la recta EE' .

Las asignaciones eficientes se obtienen porque los derechos de propiedad permiten definir un mercado para la externalidad (en este caso el ruido o la tranquilidad). Cuando la oferta se iguala a la demanda a través del libre intercambio de los dos agentes, se obtiene la solución eficiente. En este comercio se puede utilizar el sistema de precios, de tal forma que un subastador anunciará los precios

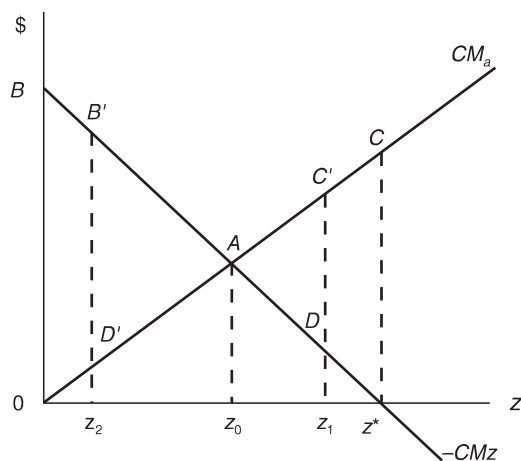
y preguntará a cada agente lo que estarían dispuestos a comprar a esos precios. Los agentes se convierten en compradores o vendedores dependiendo de la estructura de los derechos, existiendo un precio pasado con el cual no se realizan más transacciones: el precio que iguala las relaciones marginales de sustitución.

Por tanto, si los derechos de propiedad están bien definidos, es posible el funcionamiento del mercado, bien a través de la negociación o bien a través del sistema de precios. De esta forma, la ineficiencia causada por la externalidad se elimina. Ahora bien, conviene observar que la posición exacta en la curva de contrato depende, en general, de los derechos de propiedad y de la distribución de la renta (dotación inicial). Esto es, la asignación de la externalidad y el bienestar alcanzado (consecuencias distributivas) por cada agente no es invariante a la definición de los derechos de propiedad, como se puede observar comparando los puntos X y X' . Sólo en el caso en que las preferencias de los dos agentes sean cuasilineales, se tendrá entonces que la asignación eficiente de externalidad es invariante a la asignación de los derechos de propiedad y de la dotación inicial de riqueza. La razón está en que las curvas de indiferencia son translaciones horizontales unas de otras, obteniéndose que la curva de contrato es una línea recta. Sin embargo, aún en este caso, las consecuencias distributivas son totalmente distintas según sea la dotación inicial de derechos.

Consideremos ahora el caso de una externalidad en la producción como la representada anteriormente entre la empresa papelera y la empresa de acuicultura. Si los derechos de propiedad pertenecen a la empresa papelera, ésta contaminará hasta el nivel Z^* en la Figura 3.8. La curva $-CM_z$ nos da la reducción de costes para la papelería a medida que ésta incrementa los vertidos, lo cual puede interpretarse como el beneficio marginal de contaminar BMP . La curva CM_a es el incremento de coste para la empresa de acuicultura, o coste marginal externo CME . En Z^* el beneficio neto de la contaminación viene determinado por el área $OAB - ACZ^*$. En este punto, la empresa acuícola puede intentar negociar con la productora de papel para que reduzca la contaminación desde Z^* hasta Z_1 . Esta negociación es factible porque la empresa acuícola estaría dispuesta a pagar como máximo el área $Z_1 Z^* CC'$, que es superior al área que deja de ganar la papelería como consecuencia, representada por $Z_1 Z^* D$. Es posible concebir negociaciones de este tipo hasta que se alcance el óptimo de Pareto en Z_0 , donde se cumple la condición $-CMe = CMa$, que caracteriza la solución eficiente. En este punto, los beneficios netos de la contaminación están dados por el área OAB .

Si los derechos de propiedad pertenecen a la empresa de acuicultura, entonces la papelería no podría contaminar en absoluto, y la situación inicial sería el punto 0. Desde aquí es factible concebir

Figura 3.8 Negociación de una externalidad en la producción



negociaciones similares en las que la empresa acuícola venda su derecho al agua limpia a la otra empresa, hasta que se alcance el óptimo de Pareto Z_0 . En conclusión, la negociación nos lleva hasta una asignación eficiente de la externalidad, si los derechos de propiedad están bien definidos, en la que el beneficio marginal de la empresa que produce el daño ambiental es igual al coste marginal experimentado por la empresa que lo recibe. Sin embargo, al igual que en el caso de las externalidades en el consumo, los efectos distributivos difieren significativamente dependiendo de quién ostente el derecho de propiedad, o sea, de quién juega el papel de comprador y vendedor en este hipotético mercado.

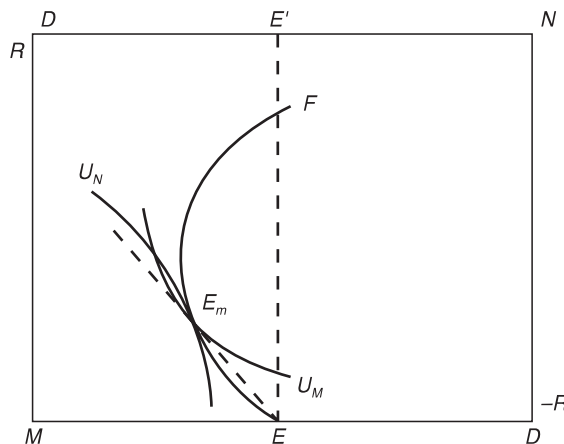
A pesar de las conclusiones deseables trazadas por el teorema de Coase, esta solución no siempre es posible, y adolece de dificultades de diversa índole que tienen que ver con el fallo en las condiciones ideales de partida. Entre los problemas de la solución vía mercado o negociación para la externalidad encontramos:

1. *Costes de transacción elevados.* Estos costes incluyen los de hacer que las partes se encuentren, organizar a contaminados muy dispersos y difíciles de identificar, el trato en sí mismo, etc. Si estos costes son para cualquiera de las partes mayores que los beneficios esperados, entonces no se producirá la negociación. Por tanto, si los costes de transacción son muy altos no es óptimo alcanzar un acuerdo. La conclusión es que pueden existir externalidades que sean Pareto-irrelevantes, para las que no es preciso hacer nada. Por otro lado, la existencia de altos costes de transacción puede explicar la intervención gubernamental, si ésta es más barata para lograr la optimalidad.

Por ejemplo, si T son los costes de transacción y B la ganancia de la negociación para la parte que soporta los costes de transacción, tenemos que si $T < B$ se producirá negociación, si $T > B$ no se producirá pero puede haber intervención regulatoria, y si $T > G < B$ entonces es probable la regulación gubernamental y será eficiente. La existencia de costes de transacción implica que el óptimo de actividad no es independiente de la asignación de los derechos de propiedad, dependiendo de quién carga con los costes de transacción.

2. *Competencia imperfecta.* La solución de la negociación se ve también en dificultades si el mercado no es competitivo, esto es, los agentes no se comportan como precio aceptantes. Este resultado se ilustra en la Figura 3.9, donde suponemos que el agente N es un monopolista y los derechos de propiedad son de tranquilidad. La dotación inicial es E y el agente N ofrece precios al agente M , observando su comportamiento optimizador a cada precio, el cual se refleja en la curva de oferta EF .

Figura 3.9. Negociación de una externalidad con poder de mercado

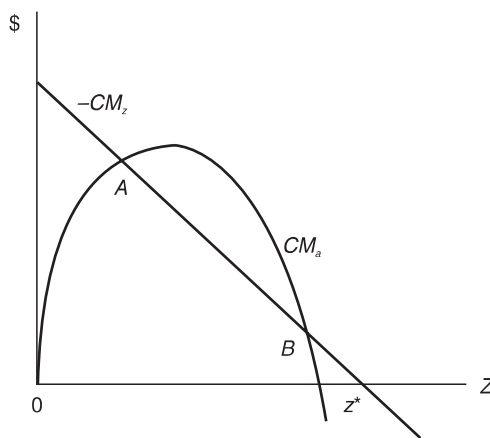


En estas circunstancias, N elegirá el punto de la curva de oferta de M que le de la máxima satisfacción. Este punto es E_m , el cual se caracteriza por la condición de tangencia entre la curva de oferta de M y la curva de indiferencia de N . Se puede comprobar que esta asignación no es eficiente en el sentido de Pareto, pues no se cumple la igualdad de las relaciones marginales de sustitución, existiendo otras asignaciones en las que ambos agentes mejorarían su utilidad.

3. *Recursos de libre acceso.* En los recursos de propiedad común se da la circunstancia de que las curvas de beneficio marginal y de coste marginal externo pertenecen a las mismas personas, pudiéndose establecer un acuerdo para una gestión colectiva que implique la asignación de cuotas para la maximización del beneficio colectivo. Sin embargo, cada individuo tiene un incentivo para romper el acuerdo si espera obtener grandes beneficios en el corto plazo y ha de asegurarse que los otros se comportarán también de forma cooperativa. La negociación es más difícil cuanto mayor sea el número de usuarios, y cuanto más compleja sea su identificación, pues no estaría claro quién negociaría con quién. También pueden existir costes de la generación de información acerca de los daños ocasionados que han de añadirse a los costes de transacción, y los efectos pueden ser inciertos y/o tener consecuencias para las generaciones futuras, que suelen encontrarse poco representadas.

4. *No convexidad.* Si las curvas de coste marginal externo y/o de beneficio marginal son no convexas, entonces pueden tener lugar equilibrios de negociación subóptimos e inestables, esto es, la negociación nos alejará del óptimo social. Esto es patente en la Figura 3.10, donde puede verse que la no convexidad de la función de coste marginal externo para la empresa de acuicultura convierte el equilibrio B en inestable. El mismo resultado se obtiene si la curva de coste marginal externo corta desde arriba a la curva de beneficio marginal de la contaminación.

Figura 3.10 No convexidad y equilibrio múltiple de la negociación



3.10 La internalización de los efectos externos

Una solución alternativa a la negociación entre las partes consiste en que los agentes causantes de las externalidades tengan en cuenta el efecto de sus acciones sobre los otros agentes en el momento de planificar las decisiones de producción y/o de consumo. Esto es lo que se entiende como la «internalización de los efectos externos», es decir, el establecimiento de un mecanismo que haga computar el coste

o beneficio externo en el análisis interno de las decisiones privadas. En el caso de una externalidad en producción, la internalización surge naturalmente a través de la fusión de las empresas en cuestión. Tras la fusión, la empresa resultante tiene derecho a controlar la producción de la central y de la empresa de acuicultura, teniendo en cuenta la relación entre las diferentes divisiones. El problema de maximización del beneficio de la empresa fusionada es:

$$\max_{(b, a, z)} p_b b + p_a a - c_b(b, z) - c_a(a, z) \quad (3.13)$$

lo cual conduce a las siguientes condiciones de primer orden:

$$p_b = \frac{\partial C_b}{\partial b}; p_a = \frac{\partial C_a}{\partial a}; 0 = \frac{\partial C_b}{\partial z} + \frac{\partial C_a}{\partial z} \quad (3.14)$$

Por tanto, la empresa fusionada tiene en cuenta las consecuencias de la contaminación al calcular los costes marginales de las dos actividades. La conclusión es que se cumple la condición de eficiencia, esto es, en el nivel de contaminación óptimo la reducción de coste de la actividad de la central (aumento de beneficio) es igual al aumento de coste de la acuicultura. Dado que la reducción de coste es decreciente, la empresa produce en un nivel de contaminación inferior al que produciría la central por separado sin tener en cuenta los costes externos. En el nivel eficiente, la suma de los costes marginales de las dos empresas debe ser cero.

La corrección de la pérdida de eficiencia de los efectos externos a través de la internalización también se puede lograr a través de los impuestos pigouvianos, que deben su nombre a que fueron inicialmente propuestos por Pigou (1928). Un impuesto pigouviano es una exacción por unidad de contaminación que sea igual al coste marginal externo en el nivel óptimo de contaminación. Si se aplica de esta forma a la empresa que causa la externalidad, se obtiene un comportamiento eficiente. Por ejemplo, el problema de maximización del beneficio después del impuesto es:

$$\max_{(b, z)} p_b b - c_b(b, z) - tz \quad (3.15)$$

lo cual conduce a las siguientes condiciones:

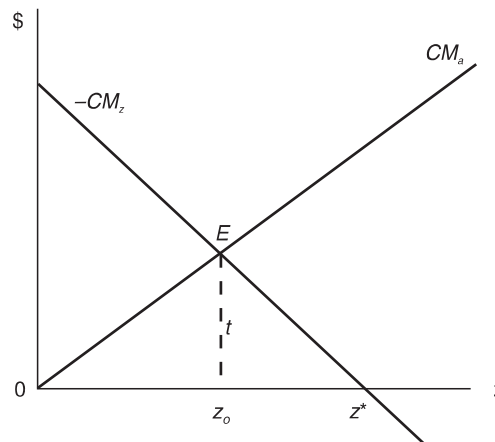
$$t = - \frac{\partial C_b}{\partial z}; p_b - \frac{\partial C_b}{\partial b} = 0 \quad (3.16)$$

Si

$$t = - \frac{\partial C_b}{\partial z} \quad (3.17)$$

entonces tenemos un comportamiento socialmente óptimo por parte de la central que conducirá al nivel de contaminación eficiente. Este resultado se ilustra en la Figura 3.11 como un impuesto correspondiente a la distancia EZ_0 , que reduzca los beneficios marginales de la contaminación en esta cuantía.

El impuesto así definido tiene la ventaja de que induce a la empresa a elegir el nivel óptimo de contaminación, sin ningún otro tipo de intermediación. Se trata de un incentivo que se da a la empresa para dejar de contaminar hasta el nivel socialmente eficiente, que conllevaría la adopción de medidas de limitación de emisiones al medio natural. En cierto modo, la empresa pagaría un precio positivo por el daño ambiental, con lo que igualaría el beneficio marginal a este coste. Por ello, los impuestos se han


Figura 3.11 El impuesto pigouviano


invocado como la política ilustrativa del principio de «quien contamina paga», que consiste en hacer recaer los costes externos en los agentes causantes de los mismos. La aplicación de impuestos óptimos, aunque teóricamente atractiva como medida para solucionar los problemas ambientales, tropieza con diversas dificultades prácticas, que se discutirán más extensamente en los capítulos 7 y 8, y que se pueden sintetizar aquí:

1. *El conocimiento de las funciones de beneficio y daño marginal, así como del nivel óptimo de contaminación.* Los impuestos han de diseñarse con base en la solución de un problema de maximización del beneficio neto para la empresa que causa el daño ambiental, lo cual requiere el conocimiento de las relaciones existentes entre la contaminación y los beneficios y daños generados. Esta información es, a veces, difícil de obtener en la práctica, por lo que se plantea un problema de regulación con falta de información que puede dar lugar a situaciones en las que los impuestos aplicados no den lugar a la obtención del nivel socialmente óptimo de daño ambiental.

2. *La incertidumbre acerca de los beneficios y costes.* En relación con el punto anterior, la aplicación de impuestos puede ser ineficiente con respecto a la aplicación de otras alternativas de política ambiental, como las normas o estándares, si existe incertidumbre acerca de los costes y beneficios de la contaminación. Esto puede ser relevante si los impactos ambientales no se conocen con precisión, o si éstos pueden afectar a generaciones futuras para las que no es posible identificar con las preferencias.

3. *La complejidad añadida del manejo en situaciones de competencia imperfecta.* Los impuestos definidos como la exacción correspondiente al coste marginal externo en el nivel socialmente eficiente de contaminación, no resultan óptimos si existe monopolio o una situación de competencia imperfecta en el mercado. En estos casos los impuestos eficientes coinciden con la diferencia entre el ingreso marginal y el coste marginal. Pero esta diferencia puede también ser negativa en el nivel óptimo de contaminación, requiriéndose una subvención para inducir a la empresa a elegir dicho nivel de daño.

4. *El statu quo de la política ambiental y los efectos en la industria.* Los impuestos tropiezan con la extensiva utilización y aceptación por parte de la industria de normas de calidad ambiental, siendo percibidos como una alternativa excesivamente innovadora que se traducirá en unos mayores costes de producción. En este sentido, los impuestos son rechazados porque pueden suponer una pérdida de competitividad relativa si son adoptados unilateralmente por un país o por una región, aunque a largo

plazo los efectos también pueden conllevar un estímulo a la innovación a la mejora de la calidad de los productos.

5. *La queja acerca de la justicia de los impuestos.* En relación con el punto anterior, la industria tiende a quejarse de que los impuestos siguen siendo pagados una vez las empresas se han comportado amigablemente con el ambiente, reduciendo el nivel de contaminación hasta el óptimo social buscado con la política. Pero la respuesta es que los impuestos tienen su razón de ser en la exigencia de un pago por el daño producido, independientemente de que éste se haya reducido, así como por el uso de las funciones ambientales.

6. *Los posibles efectos distributivos.* Los impuestos también pueden generar efectos regresivos en la distribución de la renta si gravan productos que son consumidos en mayor proporción relativa por los grupos sociales de menor renta, como los productos energéticos.

3.11 Sumario

En este capítulo hemos observado cómo el libre funcionamiento del mercado no es suficiente para garantizar que la economía asigne eficientemente, esto es, generando el máximo beneficio social, los bienes ambientales. Un mercado, para tener un funcionamiento eficiente, se caracteriza por la definición un sistema completo de derechos de propiedad, que están ausentes en el caso de los bienes ambientales.

Las externalidades y los bienes públicos ambientales constituyen ejemplos en los que el mercado es incapaz de proveer la cantidad que la sociedad desearía como óptima, de acuerdo a los costes y preferencias sociales. La internalización de las externalidades consiste en hacer que los agentes privados asuman el coste de los daños ambientales, lo cual se puede realizar por medio de la fusión de las empresas —en el caso de externalidades entre productores— o por medio de la intervención pública.

Por su parte, los bienes públicos ambientales son gestionados eficientemente si lo que está dispuesto a pagar como máximo cada individuo es mayor que el coste exigido por su provisión en el caso discreto, y si el valor marginal agregado es igual al coste marginal en el caso continuo. La provisión eficiente de los bienes públicos ambientales requiere la elicitación de las preferencias sociales, pero esta tarea se ve dificultada por la posibilidad de que los individuos no revelen sus verdaderas preferencias.

También comprobamos que el mecanismo de negociación para la solución de los problemas de externalidades tropieza con diversos problemas para su aplicación práctica, como son los altos costes de transacción, los bienes comunales, los impactos desconocidos, la multilateralidad de los problemas, la competencia imperfecta y la no convexidad de las funciones de costes externos y/o beneficios privados.

Preguntas para la reflexión

- ¿Cuáles son las diferencias entre el óptimo privado y el óptimo social en presencia de externalidades?
 - ¿Qué implicaciones tienen las externalidades para el funcionamiento de la economía?
 - ¿Por qué los bienes ambientales se pueden considerar bienes públicos en sentido económico?
 - ¿Cuáles son los problemas para la gestión eficiente de los bienes ambientales?
 - ¿Qué mecanismos pueden corregir el problema de las externalidades?
 - ¿Cuáles son las dificultades del teorema de Coase para aplicarse en la solución de problemas ambientales?
-

Lecturas complementarias

La literatura teórica y empírica sobre los problemas de los efectos externos y bienes públicos es muy amplia y alcanza prácticamente todos los campos de la economía, constituyendo el esqueleto de la Economía Ambiental. Si a esto añadimos que las primeras descripciones de externalidades se remontan a los trabajos de Marshall de finales del siglo XIX, la gran extensión de una selección bibliográfica comprensiva probablemente reduciría su utilidad. Por ello, hemos optado por citar un número limitado de referencias, incluyendo sólo los trabajos seminales y las aportaciones más clarificadoras sobre los asuntos tratados.

En este sentido, para una presentación de las ideas y debates más relevantes sobre el problema de las externalidades pueden consultarse los trabajos de Bator (1958) y Turvey (1969). Baumol y Oates (1988) discuten la literatura existente hasta el momento y presentan y fundamentan la definición de externalidad que utilizamos en este capítulo. Siguiendo en este contexto, Pigou (1928) distingue por primera vez entre el coste social y privado de ciertas actividades económicas, proponiendo su corrección a través de la vía fiscal. Una posición alternativa a la solución de las externalidades, a través de la definición de derechos de propiedad y la negociación, surge unas décadas después de la mano de Coase (1960).

En relación con los bienes públicos, aunque los trabajos de Hume en el siglo XVIII pueden considerarse un antecedente claro de su tratamiento, las aportaciones de Samuelson (1955) son fundamentales para su definición e integración en la teoría normativa del gasto público. Por su parte, Gordon (1954) es conocido por la definición del problema de los recursos de propiedad común, con una aplicación a la pesca, mientras que Hardin (1968) distingue este tipo de recursos de los recursos comunales o bienes libres globales, como el clima.

Referencias bibliográficas

- BATOR, F. M. (1958). «The anatomy of market failure», *Quarterly Journal of Economics*, 72, agosto, págs. 351-379.
- COASE, R. H. (1960). «The problem of social cost», *Journal of Law and Economics*, 3, págs. 1-44.
- GORDON, H. S. (1954). «The economic theory of a common-property resource: the fishery», *Journal of Political Economy*, 62, abril, págs. 124-142.
- HARDIN, G. (1968). «The tragedy of the commons», *Science* 162, diciembre, págs. 1243-48.
- PIGOU, A. (1928). *The Economics of Welfare*. MacMillan, Londres.
- SAMUELSON, P. (1955). «A Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure», *Review of Economics and Statistics*, 21, págs. 350-356.
- TURVEY, R. (1969). «On divergences between social cost and private cost», *Economica*, 30, agosto, págs. 309-313.
-

APÉNDICE 3.1

LA PROVISIÓN EFICIENTE DE UN BIEN PÚBLICO AMBIENTAL DISCRETO

Supongamos que M_i es la renta inicial del individuo i , $i = 1, \dots, n$, g_i es la aportación de cada individuo para la compra del bien público ambiental, y q_i es el dinero que le queda para gastar en otros bienes de consumo privado. Entonces la restricción presupuestaria es:

$$q_i + g_i = M_i \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.1})$$

Teniendo en cuenta esta restricción presupuestaria, la cuestión es determinar el valor que otorga cada individuo a la provisión del bien público. Este valor viene dado por la utilidad o satisfacción que recibiría de su provisión. Sea la función de utilidad para cada individuo:

$$U_i(x_i, Q), \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.2})$$

donde Q toma el valor 0 si el bien público no se realiza y 1 si éste se lleva a cabo.

El valor que le concede cada individuo lo podemos medir a través del concepto de precio de reserva o variación compensada, esto es, la cantidad máxima que el individuo estaría dispuesto a pagar para tener el bien ambiental, DAP_i . Por tanto, el precio de reserva se define a partir de la siguiente relación de indiferencia en cada estado ($G = 1, 0$):

$$U_i(M_i - DAP_i, 1) = U_i(M_i, 0) \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.3})$$

El precio de reserva obtenido de esta ecuación nos da la cantidad máxima que estaría dispuesto a pagar el sujeto por el parque público.

Una mejora en el sentido de Pareto implica que mejorar el bienestar de, al menos, una persona sin empeorar el bienestar de ninguna otra. Podemos considerar que la nueva asignación supone una mejora si es posible mejorar el bienestar de cada individuo pues, sólo en este caso, cada individuo estaría interesado en intercambiar consumo privado por el bien público. Para cada individuo i el bienestar mejora si se cumple:

$$U_i(M_i, 0) < U_i(q_i, 1) \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.4})$$

dado que $q_i = M_i - DAP_i$. Utilizando la definición del precio de reserva y la restricción presupuestaria tenemos:

$$U_i(M_i - DAP_i, 1) = U_i(M_i, 0) < U_i(q_i, 1) = U_i(q_i - g_i, 1) \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.5})$$

Dado que la utilidad es estrictamente creciente con el consumo privado:

$$M_i - DAP_i < M_i - g_i \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.6})$$

lo que implica:

$$DAP_i > g_i \quad i = 1, \dots, n \quad (\text{A 3.1.7})$$

Luego, la asignación en la que el bien público es proporcionado y cada individuo paga g_i es eficiente en el sentido de Pareto si la aportación que hace cada persona para el suministro del bien público es menor que la cantidad máxima que estaría dispuesta a pagar por él. Esta condición puede cumplirse también con igualdad para todos los individuos excepto uno, en cuyo caso mejoraría el bienestar de una sola persona y no empeoraría el de ninguna otra.

APÉNDICE 3.2

LA MODELIZACIÓN DE UN BIEN PÚBLICO AMBIENTAL

Asumamos que existen N consumidores en la economía. Cada agente consume una parte de la producción total de un bien privado, X_n de X , y se beneficia del nivel de calidad ambiental, Z_n , que posee las características de un bien público indicadas en el apartado 3.4. La función de utilidad del consumidor n es estrictamente cuasicóncava, con primeras derivadas continuas y con segundas derivadas,

$$U_n(X_n, Z_n) \quad (\text{A 3.2.1})$$

La función de transformación social entre los bienes privado y público es:

$$F(X, Z) \quad (\text{A 3.2.2})$$

que define un conjunto de posibilidades de producción estrictamente convexo, no decreciente en sus argumentos.

El problema para el planificador social es maximizar:

$$U_1(X_1, Z_1) \quad (\text{A 3.2.3})$$

sujeto a:

$$\bar{U}_n \leq U_n(X_n, Z_n) \quad n = 2, \dots, N \quad (\text{A 3.2.4})$$

$$\sum_{n=1}^N X_n \leq \bar{X} \quad (\text{A 3.2.5})$$

$$Z_n \leq \bar{Z} \quad n = 1, \dots, N \quad (\text{A 3.2.6})$$

$$F(X, Z) \leq 0 \quad (\text{A 3.2.7})$$

donde las expresiones (A 3.2.3) y (A 3.2.4) indican que la optimalidad paretiana se obtiene maximizando la utilidad del primer agente y fijando arbitrariamente el nivel de bienestar para el resto de consumidores en $\bar{U}_n > 0$. Las expresiones (A 3.2.5) y (A 3.2.6) muestran las restricciones para respectivamente el bien privado y público, básicamente debido a la presencia o no de rivalidad en su uso.

La solución es:

$$\bar{U}_n = U_n(X_n, Z_n) \quad n = 2, \dots, N \quad (\text{A 3.2.8})$$

$$\sum_{n=1}^N X_n = \bar{X} \quad (\text{A 3.2.9})$$

$$Z_n = \bar{Z} \quad n = 1, \dots, N \quad (\text{A 3.2.10})$$

$$F(X, Z) = 0 \quad (\text{A 3.2.11})$$

$$\sum_{n=1}^N \frac{\frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial Z_n}}{\frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial X_n}} = \frac{\frac{\partial F(\cdot)}{\partial Z}}{\frac{\partial F(\cdot)}{\partial X}} \quad (\text{A 3.2.12})$$

donde las ecuaciones (A 3.2.8)-(A 3.2.11) se obtienen por la asunción de no saciación y por el hecho de que el bien público y los privados generan utilidad. La ecuación (A 3.2.12) es la condición de Samuelson, que indica que la suma de los beneficios marginales del bien público (en términos del bien privado) debe ser igual al coste marginal privado del bien público (de nuevo, en términos del bien privado).

La expresión (A 3.2.10) implica que la exclusión a través del precio no será óptima para el caso de un bien público, ya que en ese caso habría una restricción sobre su consumo. Si no hay precios, no obstante, surge el problema de cómo financiar la provisión del bien público, como hemos observado a lo largo del capítulo y desarrollamos en el Apéndice 3.1.

CAPÍTULO 4

LA EVALUACIÓN ECONÓMICA DEL MEDIO AMBIENTE

Objetivos

- Derivar las medidas de bienestar económico del medio ambiente basado en el excedente del consumidor y comprender sus propiedades.
 - Entender las relaciones entre el excedente del consumidor ordinario (marshalliano) y el excedente compensado (hicksiano).
 - Comprender los componentes y motivaciones del valor económico del medio ambiente, distinguiendo entre valores de uso, opción y de existencia.
 - Entender el funcionamiento de las medidas de bienestar económico en un contexto de incertidumbre acerca de los posibles estados y políticas ambientales.
-

4.1 Introducción

El medio ambiente proporciona bienestar para la sociedad, a través de las diversas funciones que son necesarias para el funcionamiento de la economía y para el sustento de la vida en el planeta. Como se ha señalado en el capítulo anterior, la gran mayoría de los bienes ambientales, como el aire, el agua, los paisajes, los espacios naturales, los ecosistemas, y las especies animales y vegetales, constituyen ejemplos relevantes de bienes públicos, en el sentido que presentan en diversos grados las características de no exclusividad y no rivalidad. En este contexto, la evaluación de las preferencias sociales por este tipo de bienes supone un reto de considerable magnitud, para el cual la economía ha dado respuesta en los últimos treinta años, a través del desarrollo de métodos de valoración económica de los bienes ambientales.

En este capítulo se presentan los conceptos teóricos que sustentan el valor económico de los bienes ambientales, mientras que el próximo se dedica a la discusión de las diversas metodologías aportadas en la literatura económica. Los conceptos y metodologías presentados permiten medir no solo el valor de los bienes que no pasan por el mercado, sino los cambios de calidad de los mismos. Dado que estos bienes se ven afectados por los diversos impactos de la economía en el medio natural, los métodos también son útiles para medir el coste marginal externo o daño ambiental ocasionado por las externalidades.

Por otra parte, la evaluación económica del medio ambiente aporta información relevante para la gestión ambiental. En primer lugar, la evaluación es útil para su incorporación en el análisis coste-beneficio de los proyectos de desarrollo que afecten a los bienes ambientales. De este modo, el cómputo de los costes y beneficios sociales se complementa con la valoración económica del impacto ambiental, que puede ser expresado en las mismas unidades monetarias, a través de la aplicación de las técnicas apropiadas. Por tanto, la valoración de los bienes ambientales desde un punto de vista económico contribuye a la asignación eficiente de estos bienes, permitiéndonos decidir, a través del criterio de coste-beneficio social, si la preservación del medio ambiente es un fin deseable para la sociedad, justamente a través de la estimación de las variaciones de bienestar económico que esta preservación genera en la sociedad en su conjunto.

En segundo lugar, como se ha señalado antes, la evaluación económica de los cambios en la calidad ambiental también sirve para determinar el coste marginal externo de la contaminación, y en general, el coste producido por los efectos externos de la actividad económica sobre el medio ambiente. Esta estimación es pertinente para la aplicación de las políticas correctoras de las externalidades, que han sido introducidas en el Capítulo anterior, y que se desarrollarán en más profundidad en los Capítulos 7 y 8.

En tercer lugar, la estimación del valor económico de los bienes ambientales, y de sus variaciones de calidad, también tiene utilidad para estimar el bienestar agregado generado por la economía en un periodo de tiempo. Este bienestar ha sido tradicionalmente aproximado por el producto nacional neto, o renta nacional, que puede considerarse un índice del bienestar de la economía, y se toma como criterio para decidir acerca del éxito o fracaso de las políticas macroeconómicas o sectoriales. Pero como se apuntó en el Capítulo 2, desde el punto de vista de la sustentabilidad del crecimiento económico, este índice de la renta nacional precisa ser corregido por los impactos generados en el medio ambiente, que tienden a reducir el bienestar agregado, dando lugar a lo que se denomina renta nacional sostenible. La medición de estos beneficios y costes ambientales se ha venido utilizando con relativo éxito para la elaboración de los índices de sostenibilidad ajustados.

En definitiva, podemos decir que si no valoramos económicamente los bienes ambientales, éstos tienen un valor cero en las decisiones de asignación de recursos productivos, lo cual no sólo es contradictorio con las preferencias sociales, sino que también conduce a una asignación ineficiente de recursos, en el sentido de que no se estaría maximizando el bienestar colectivo.

En otro orden, las funciones que realiza el medio ambiente en la economía —asimilación y degradación de residuos, provisión de recursos naturales, servicios de amenidad y sustentación de la vida— son limitadas, en el sentido de que tienen un carácter finito, y por ello, son escasas. Es esta limitación la que conduce al valor en términos económicos, pues a medida que las funciones ambientales son más escasas, el precio relativo tendría que aumentar. Pero como el mercado falla en la asignación de estas funciones, precisamente porque no existen mercados o precios para las mismas, su valor no queda reflejado en las decisiones de producción y consumo. Sin embargo, es evidente que la sociedad en su conjunto recibe beneficios, y por tanto, valora las funciones ambientales, y las valora más cuanto más escasas sean.

El valor económico del medio ambiente se mide en dinero, pues éste es el medio que sirve en la economía de mercado para la comparación relativa de los bienes económicos, aunque se podría medir en cualquier otro bien; de hecho, se han realizado intentos de medirlo en unidades de energía, o en tiempo de trabajo. La medición monetaria surge porque la evaluación del impacto ambiental de las decisiones de producción y consumo no es suficiente para obtener el óptimo social. Es necesario su conversión a términos monetarios, porque de esta forma se puede convertir al denominador común sobre el que se toman las decisiones económicas. El objetivo es obtener una medida monetaria del bienestar que proporcionan los bienes ambientales, o de las variaciones de bienestar derivadas de alteraciones en la calidad de los mismos.

Desde un punto de vista teórico, los beneficios de los bienes de mercado se miden a partir de los excedentes de los consumidores y productores. Estos excedentes se expresan en unidades monetarias, y pretenden evaluar el coste de oportunidad ocasionado por la utilización de los bienes económicos, tanto en el consumo como en la producción. Es decir, si un individuo realiza un acto de consumo, obtiene un beneficio

que debe coincidir con la cantidad máxima de otros bienes de consumo que estaría dispuesto a sacrificar por el bien en cuestión. De igual forma, si un productor utiliza un recurso productivo estará incurriendo en un coste de oportunidad, que se ha de medir por el beneficio que podría obtener con este recurso en la mejor alternativa posible. Por tanto, el concepto principal para medir el beneficio de los bienes ambientales es el concepto de excedente, el cual nos permite poner estos beneficios en igualdad de términos que los obtenidos de otros bienes de mercado, y que compiten por la asignación de los recursos disponibles.

En los próximos epígrafes se presenta el concepto económico de valor y las implicaciones teóricas a tener en cuenta para su utilización empírica. Aquí se tratarán los conceptos de excedente ordinario y compensado, así como la medición del valor económico en un contexto de incertidumbre. En el último epígrafe se discuten los componentes del valor del medio ambiente, que responde a las diversas motivaciones en las que los individuos pueden basar sus preferencias ambientales.

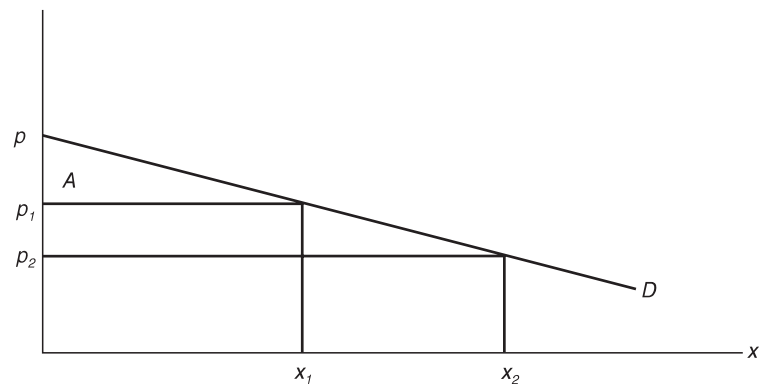
4.2 Concepto de valor económico. El excedente ordinario

Las medidas de bienestar de los bienes ambientales utilizadas en el análisis empírico deben tener su fundamento en la teoría económica, de modo que sean consistentes con las propiedades trazadas desde la teoría. Es por esto que resulta pertinente el estudio de los conceptos que soportan la medición con los métodos empíricos. El punto de partida son las teorías del consumidor y del productor, a partir de las cuales se definen los correspondientes excedentes. Estos excedentes son claramente evidentes en un contexto de precios de mercado, por lo que es conveniente conocer sus propiedades en este contexto, debido a que algunos de los métodos para medir los beneficios ambientales están basados en precios de mercado.

La derivación de una medida monetaria del beneficio económico proporcionado por el consumo parte de considerar un consumidor que persigue la maximización de la utilidad o satisfacción. El nivel de utilidad es interpretado como el nivel de bienestar, y tanto los precios como el nivel de renta, así como otros factores que pueden incidir en la satisfacción, como la calidad del medio ambiente, se suponen constantes. El objetivo es medir el beneficio o satisfacción experimentada por el consumo de una cesta determinada de bienes con parámetros de calidad ambiental y de otro tipo determinados. El problema es que la utilidad no es medible ni observable. Por ello, se requiere generar una variación monetaria que sea equivalente al cambio producido en la utilidad. Las aproximaciones monetarias utilizadas son el excedente marshalliano u ordinario y los conceptos de excedente presentados por Hicks en 1941. En esta sección vamos a discutir los problemas encontrados en uso de la medida marshalliana que llevaron a la formulación de medidas más exactas.

El concepto de excedente del consumidor fue introducido por Dupuit alrededor de 1850. El interés estaba centrado en obtener una medida de los efectos en el bienestar social derivados de la realización de proyectos de obras públicas. Los servicios a que dan lugar esta clase de proyectos generan un impacto substancial en los consumidores presentes y futuros. El bienestar que el consumidor recibe del consumo de un bien determinado recibió la denominación de excedente por Marshall en 1920, quien lo definió como «la diferencia entre el precio que el consumidor estaría dispuesto a pagar antes de desprenderse del bien y el precio que realmente ha de pagar». Esta definición implica que el excedente coincide con el área comprendida entre la curva de demanda y el precio de mercado del bien. La razón está en que la curva de demanda puede ser interpretada como el precio máximo que el consumidor estaría dispuesto a pagar por unidades sucesivas de un bien de mercado.

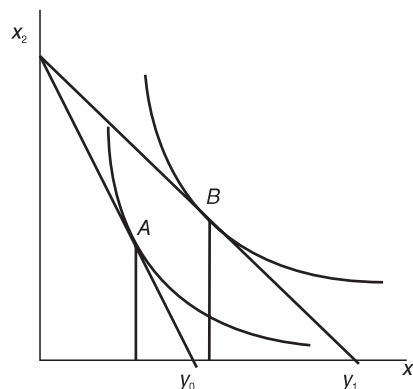
A modo de ilustración de este concepto básico, la Figura 4.1 representa el excedente que el individuo experimenta del consumo de x_1 unidades de un bien al precio p_1 , y viene dado por el área A. Este área nos da la diferencia entre el gasto máximo que el consumidor estaría dispuesto a incurrir por consumir x_1 unidades y el gasto que incurre al precio de mercado corriente. Para una reducción de precio desde p_1 a p_2 se genera un cambio de bienestar o excedente que coincide con el área comprendida entre

Figura 4.1 Excedente del consumidor ordinario o marshalliano

la curva de demanda y los dos niveles de precios. De esta forma se puede medir también el cambio en el bienestar derivado de cualquier otra variable que afecte al problema de elección del consumidor, tales como la renta o las características sociológicas. El efecto sería un desplazamiento de la curva de demanda, y por tanto, un cambio de la máxima disposición a pagar.

La medición del excedente ordinario intenta reflejar el cambio en la satisfacción (utilidad) que se produce en el consumidor como consecuencia de la variación de precios. El excedente se puede definir para cualquier variación de los parámetros que definen el problema del consumo, como la renta, la calidad ambiental, o la cantidad disponible de un bien. Detrás del cómputo del excedente existe un problema de optimización del proceso de elección del consumidor ante los bienes de consumo. Como se ilustra en la Figura 4.2, la reducción del precio del bien x_1 provoca un giro de la recta presupuestaria desde y_0 hasta y_1 . Después de la reacción ante el nuevo precio, y maximizando la utilidad del consumidor, ésta aumenta desde U_0 hasta U_1 , o sea, la combinación óptima de elección pasa de A a B .

El excedente del consumidor debe ser interpretado sólo como una medición monetaria del cambio experimentado en la satisfacción, o bienestar, ocasionado por cambios en los argumentos del problema de elección del consumidor y no como una medición directa de la utilidad. Cuando se establecen comparaciones entre diferentes alternativas, la medición monetaria tan solo proporciona una interpretación

Figura 4.2 Efecto de una reducción de precio

ordinal de la utilidad o del bienestar del individuo. Esto es, la medición monetaria que se obtiene de áreas bajo la curva de demanda, debe considerarse como un indicador de los cambios relativos en los niveles de utilidad experimentados.

De modo más general, consideremos un individuo que consume n bienes privados x_i , que pueden ser comprados en cantidades no negativas, y que poseen precios fijos, determinados externamente y estrictamente positivos, p_i . Por otra parte, el individuo también consume un nivel de calidad ambiental z . El problema de maximización de utilidad será:

$$\begin{aligned} \max_x \quad & U(x, z) \\ \text{s.a.} \quad & y - px = 0 \end{aligned} \quad (4.1)$$

donde $U(x, z)$ es la función de utilidad que ordena las preferencias del consumidor por los bienes privados y el medio ambiente. Para resolver este problema, el individuo elige la cesta de bienes de consumo con la cual obtenga el mayor nivel de utilidad posible, teniendo en cuenta su restricción presupuestaria. Las condiciones de primer orden necesarias para una solución interior son:

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial x_i} &= \lambda p_i \quad \forall i = 1, \dots, n \\ \frac{\partial U}{\partial z} &= 0 \\ y &= px \end{aligned} \quad (4.2)$$

siendo λ el multiplicador de Lagrange asociado con la restricción o utilidad marginal de la renta¹.

Las funciones de demanda marshallinas, u ordinarias, resultan de resolver este sistema de condiciones de primer orden para la cantidad demandada en función de los precios, la renta y la calidad ambiental,

$$x_i = x_i(p, y, z) \quad (4.3)$$

Estas funciones de demanda son homogéneas de grado cero en los precios y la renta, satisfacen la restricción presupuestaria y, debido a la convexidad estricta de las preferencias, tienen un valor único en función de precios, renta y calidad ambiental.

Si sustituimos las funciones de demanda en la función de utilidad tenemos la función de utilidad indirecta, que representa la utilidad máxima que puede ser alcanzada con los precios, renta y calidad ambiental dados, es decir, el nivel de utilidad de la elección óptima,

$$V = V(p, y, z) = U[x(p, y, z), z] \quad (4.4)$$

Esta función es continua, estrictamente cuasi-convexa, homogénea de grado cero en precios y renta, decreciente en precios, creciente en renta y calidad ambiental, y tres veces continuamente diferenciable en todos sus argumentos.

La variación en la utilidad experimentada por un cambio en el precio de uno de los bienes (el bien 1), de p_1^0 a p_1^1 , viene dada por:

¹ La utilidad marginal de la renta (λ) es una función de precios, renta y calidad ambiental, y podemos demostrar que es homogénea de grado (-1) en precios y renta, y que no varía con transformaciones crecientes de la función de utilidad.

$$\Delta V = V(p_1^0, y, z) - V(p_1^1, y, z) = \int_{p_1^1}^{p_1^0} \frac{\partial V}{\partial p_1} dp_1 \quad (4.5)$$

Por las condiciones de primer orden del problema de optimización se puede demostrar que:

$$\Delta V = \int_{p_1^1}^{p_1^0} \frac{\partial V}{\partial y} x_1(p) dp_1 = \lambda \int_{p_1^1}^{p_1^0} x_{1i}(p) dp_1 \quad (4.6)$$

Por tanto, la variación de utilidad resulta de multiplicar el excedente ordinario del consumidor por λ , o sea, por la utilidad marginal de la renta o multiplicador lagrangiano. Si definimos el excedente del consumidor marshalliano u ordinario como:

$$S = \int_{p_1^1}^{p_1^0} x_1(p, y, z) dp_1 \quad (4.7)$$

entonces $S = \Delta V / \lambda$. Podemos observar como λ es un concepto muy importante, puesto que nos permite transformar cambios en la utilidad (no observables) en medidas monetarias (observables).

4.3 Cambios múltiples de precios y/o renta (*)

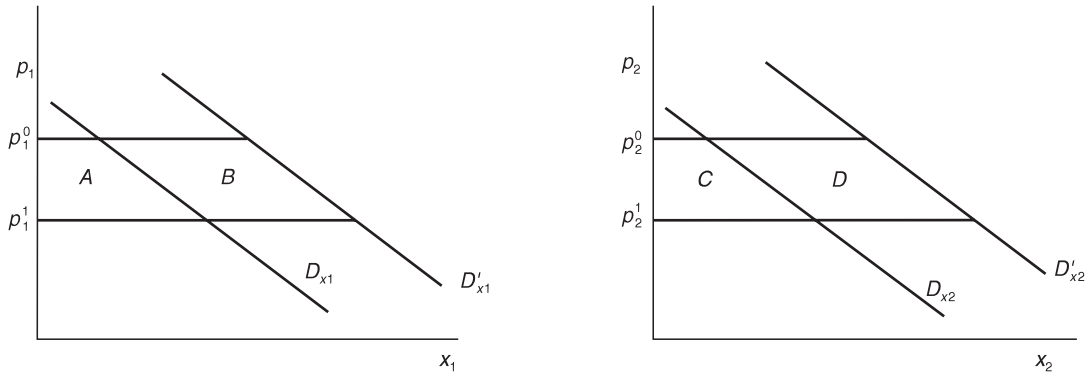
En caso de cambios múltiples de los parámetros que definen el problema de elección del consumidor (precios, renta y calidad ambiental), sólo si la utilidad marginal de la renta es constante respecto a los parámetros que cambian², entonces S es proporcional al cambio en la utilidad, ya que depende sólo de los valores finales.

Sin embargo, esta condición resulta restrictiva dado que es difícil que λ sea simultáneamente independiente de los cambios en la renta y en los precios. Por tanto, la integral no tiene una solución única, sino que depende del orden de los cambios. Por todo esto, S no es ni un índice de cambio en la utilidad (excepto en condiciones muy especiales), ni una medida adecuada de pérdida o ganancia para ser utilizada en un test de compensación potencial.

Por tanto, la medición obtenida con el concepto marshalliano de excedente del consumidor, presenta el problema de verse afectada por la senda seguida por los cambios de precios y/o renta cuando más de una variable se modifica en el problema de elección del consumidor. Esto es, la medida marshalliana no es única en el caso de cambios simultáneos o múltiples de precios y/o renta, por lo que depende de la senda o el orden seguido por estos cambios.

Este resultado puede ilustrarse considerando sólo dos bienes, como en la Figura 4.3. Suponemos que los bienes 1 y 2 son complementarios, y ensayamos un cambio en el precio del bien 1 que es seguido de un cambio en el precio del bien 2. La medición monetaria del excedente derivada de este orden de cambios de precios viene dada por el área $A + C + D$. Sin embargo, si consideramos primero el cambio en el precio del bien 2, y a continuación el de bien 1, el resultado es el área $C + A + B$. Ambos resultados coincidirán solo si el área D iguala el área B . La igualdad entre ambas áreas es una condición de independencia de la medición monetaria del excedente de la senda seguida por los precios. En términos precisos, las condiciones de independencia con respecto al orden, son que los efectos renta sean nulos para todos los bienes, y que los efectos cruzados de precios sean iguales entre ellos.

² Esto equivale a exigir que los efectos-precio cruzados sean iguales.

Figura 4.3 Dependencia del orden de los cambios

La condición que los efectos cruzados de precios sean iguales, deriva en la condición de igualdad entre las elasticidades renta para todos los bienes, como demuestra Ng (1983). Todas estas condiciones no pueden mantenerse simultáneamente porque si el efecto renta es nulo para todos los bienes, entonces la restricción presupuestaria no podría ser satisfecha con un cambio de renta. Just *et al.* (1982) sugieren como solución concentrar el análisis de los cambios generalizados de precios y de renta a un subespacio del espacio definido por el vector de precios y renta.

En la práctica, existen dos clases de funciones de utilidad que satisfacen las condiciones teóricas para la independencia con respecto al orden. Se trata de las funciones de utilidad homotéticas y cuasilineales. Si tenemos dos bienes, las funciones homotéticas se caracterizan por tener una senda de expansión de la renta que es una línea recta que parte del origen de coordenadas. Un ejemplo particular de este tipo de funciones es la forma Cobb-Douglas. Esta función da lugar a funciones de demanda que dependen sólo del precio del bien respectivo y de la renta. Los efectos cruzados son nulos, y por lo tanto iguales. En general, todas las funciones homotéticas de utilidad generan funciones de demanda que satisfacen la igualdad de efectos cruzados. Para las funciones de utilidad cuasilineales, y suponiendo sólo dos bienes, se obtiene que la senda de expansión de la renta es una línea vertical. Los efectos renta son nulos excepto para uno de los bienes y los efectos cruzados de precios son simétricos.

Existe una larga discusión que data de Samuelson (1942) y Patinkin (1963), sobre la exactitud del excedente del consumidor como una aproximación monetaria de una estimación de los cambios de utilidad. Si tomamos S como medida monetaria del excedente y proponemos su conversión en términos de utilidad, entonces basta con multiplicar S por la utilidad marginal de la renta. Pero esta variable es una función de los precios y de la renta, por lo que experimenta cambios a medida que el precio evoluciona a lo largo de la curva de demanda. Como resultado, el efecto monetario de cambios sucesivos de precios es ponderado por diferentes niveles de utilidad marginal de la renta. Esto da lugar a un cálculo inexacto de la variación de la utilidad si la relación entre la renta y la utilidad no es lineal.

El excedente del consumidor debe producir una correspondencia entre los cambios obtenidos de variación monetaria y los cambios en la utilidad para que tenga significado como medida del bienestar. La condición necesaria para que esta correspondencia se cumpla viene dada por el supuesto de utilidad marginal de la renta constante. La razón está en que las variaciones de renta expresadas en términos monetarios han de ser multiplicadas por la utilidad marginal de la renta para obtener una medición en términos de utilidad.

Esta condición es fácil de probar si consideramos que S_1 es la suma de excedentes calculados para cada uno de los bienes que se derivan de una senda particular de cambios de precios y renta, mientras que S_2 es el mismo concepto, pero para otra senda alternativa. Supongamos que no existe problema de

dependencia de la senda y que ambos cambios dan lugar a efectos opuestos en el bienestar. Por tanto, se tiene que $S_1 = -S_2$. En términos agregados basta con sumar los excedentes para cada una de las sendas para obtener el efecto total del cambio múltiple de precios y renta. El resultado de este cálculo es $S = S_1 + S_2 = 0$, esto es, dado que los efectos son de signo contrario, y dado que no hay dependencia del orden, resulta que no existe variación neta en el bienestar.

Sin embargo, estos efectos monetarios han de multiplicarse por la utilidad marginal de la renta, que diferirá para cada una de las sendas y para cada una de las combinaciones de precios y renta. Suponiendo que esta función es constante a lo largo de cada senda considerada de cambios de precios y renta, podemos llamarlas respectivamente μ_1 y μ_2 . Expresando el cambio agregado monetario en términos de utilidad, tenemos como resultado $\Delta U = \mu_1 * S_1 + \mu_2 * S_2$, donde ΔU es la variación agregada de utilidad. Esta medida es cero sólo si $\mu_1 \neq \mu_2$, lo cual no es necesariamente cierto.

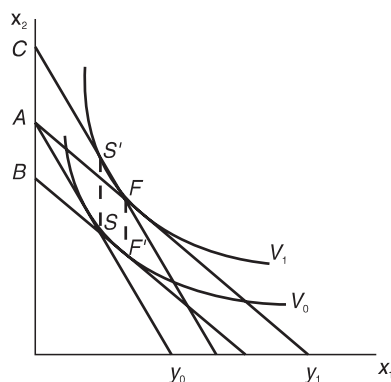
Puede demostrarse que el supuesto de utilidad marginal de la renta constante garantiza la satisfacción de las condiciones de independencia del orden, pero no a la inversa. Tanto las funciones cuasilineales como las homotéticas satisfacen el supuesto de utilidad marginal de la renta constante, por lo que proporcionan la deseada correspondencia entre utilidad y variación monetaria o de renta. Por otro lado, si las condiciones de independencia del orden no se satisfacen, entonces existe un problema de indefinición de una variación monetaria para un cambio dado de utilidad. Es decir, para una variación de utilidad o satisfacción determinada, existirán infinitas variaciones monetarias dependiendo del orden que sigan los cambios de los parámetros hasta su estado final. La medición monetaria dependerá del orden de los cambios, y no del estado final del sistema.

4.4 El excedente compensado o hicksiano

Otros conceptos de excedente del consumidor son la variación compensada, la variación equivalente, el excedente compensado y el excedente equivalente. Estas definiciones se ilustran en la Figura 4.4 para el caso de una reducción de precio, suponiendo sólo dos bienes. Tomando el bien dos como la renta en unidades monetarias o numerario, podemos expresar las medidas del bienestar en términos de este bien. La variación compensada es la cantidad de dinero necesaria para mantener al individuo en el nivel de utilidad inicial con el nuevo precio del bien uno. Esta cantidad viene dada por la distancia AB .

El excedente compensado coincide con la renta monetaria que debe retirarse del consumidor para mantenerlo consumiendo la nueva cantidad del bien uno, que ha sido elegida con el nuevo nivel de precios relativos, pero alcanzando sólo el nivel de utilidad existente antes del cambio de precio. La

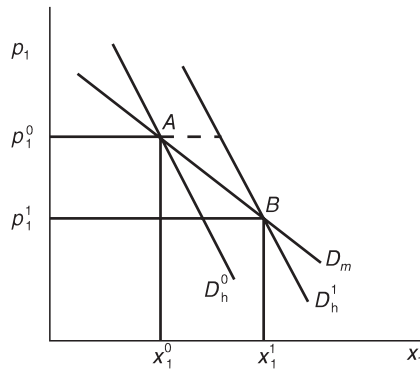
Figura 4.4 Derivación de excedentes del consumidor compensados o hicksianos



combinación de bienes correspondiente a esta elección restringida es F' , y el excedente compensado viene dado por la distancia FF' . La variación equivalente es la cantidad que debería entregarse al consumidor para situarlo eligiendo óptimamente en el nivel de utilidad que resultaría después del cambio de precio, pero con los precios relativos iniciales. Esta medida coincide con la distancia AC . Finalmente, el excedente equivalente se corresponde con la variación de renta monetaria que permitiría al individuo alcanzar el nuevo nivel de utilidad después del cambio de precio, pero restringiendo su consumo a la combinación inicial de bienes y a los precios iniciales. Esta cantidad coincide con la distancia SS' .

La curva de demanda compensada o hicksiana surge de evaluar el impacto en la cantidad de un cambio en el precio del bien (o de cualquier otro argumento, como la calidad ambiental), manteniendo al individuo en el mismo nivel de utilidad. Para esto se requiere retirar una cantidad de dinero para reducciones de precio y compensar una cantidad para aumentos de precio. Como se aprecia en la Figura 4.5 si el bien es normal, la función de demanda marshalliana tiene menos pendiente que las funciones de demanda hicksianas evaluadas en cada nivel de utilidad.

Figura 4.5 Comparación entre excedentes ordinario y compensado



Para un cambio de precios desde p_1^1 hasta p_1^0 , el área a la izquierda de la curva de demanda hicksiana comprendida entre los dos precios, se puede interpretar como la renta máxima que el individuo estaría dispuesto a dar para obtener este cambio de precios, dado su nivel de utilidad. La razón es que esta área corresponde a la reducción de renta que hay que producir en la restricción presupuestaria del individuo para mantenerlo en el mismo nivel de utilidad inicial, después de una reducción de precio. Si se trata de un aumento de precio, tendríamos que darle una compensación de renta por la reducción de utilidad para mantenerlo en el mismo nivel de utilidad final. Por tanto, en ambos casos tenemos una variación de renta que se mide por el área comprendida a la izquierda de la curva de demanda compensada.

Las funciones de demanda compensadas surgen de considerar la solución al problema dual del problema de maximización de la utilidad. Se trata de un problema que conduce al mismo resultado en el óptimo, y que consiste en la minimización del gasto total sujeto a la restricción dada por el nivel de utilidad a alcanzar, (o nivel de referencia) U^R , esto es,

$$\begin{aligned} \min_x & \quad px \\ \text{s.a.} & \quad U(x, z) \geq U^R \end{aligned} \quad (4.8)$$

Las condiciones de primer orden para una solución interior serán:

$$\begin{aligned} p_i - \mu \frac{\partial U}{\partial x_i} &= 0 \\ \frac{\partial U}{\partial z} &= 0 \\ U &= U^R \end{aligned} \quad (4.9)$$

donde μ es el multiplicador de Lagrange del problema dual asociado con la restricción presupuestaria. La solución a este problema serán las funciones de demanda hicksianas (o compensadas). Estas funciones nos informan sobre las cantidades consumidas de los distintos bienes a distintos precios, suponiendo que la utilidad permanece constante e igual a U^R ,

$$x_i = h_i(p, z, U^R) \quad (4.10)$$

De la misma forma, a partir de estas funciones podemos construir la función de gasto, que nos proporciona el nivel de gasto asociado con la elección óptima, esto es,

$$e = e(p, z, U^R) \quad (4.11)$$

que se interpreta como el mínimo gasto que resultaría necesario para alcanzar el nivel de utilidad de referencia, para unos precios y calidad ambiental determinados³. Si diferenciamos esta función de gasto respecto a cada precio, obtendremos las funciones de demanda hicksianas,

$$\frac{\partial e}{\partial p_i} = h_i(p, z, U^R) \quad (4.12)$$

Si suponemos que x_1 es un bien normal (elasticidad de la renta positiva), la curva de demanda compensada es menos elástica respecto al precio que la curva de demanda ordinaria, como podemos observar en la Figura 4.5. La variación compensada (VC) puede ser definida como la integral de la función de demanda hicksiana para U_0 entre los valores inicial y final de precios. Esto es, el área $p_1^1 CA p_1^0$, o en términos formales,

$$\begin{aligned} VC &= e(p_1^0, z, U_0) - e(p_1^1, z, U_0) = \\ &= \int_{p_1^1}^{p_1^0} \frac{\partial e(p, z, U_0)}{\partial p_1} dp_1 = \int_{p_1^1}^{p_1^0} h_1(p, z, U_0) dp_1 \end{aligned} \quad (4.13)$$

Análogamente, podemos definir la variación equivalente como la integral de la función de demanda compensada para el nivel de utilidad U_1 entre los precios inicial y final. Esta integral corresponderá al área $p_1^1 BD p_1^0$, o sea,

$$\begin{aligned} VE &= e(p_1^0, z, U_1) - e(p_1^1, z, U_1) = \\ &= \int_{p_1^1}^{p_1^0} \frac{\partial e(p, z, U_1)}{\partial p_1} dp_1 = \int_{p_1^1}^{p_1^0} h_1(p, z, U_1) dp_1 \end{aligned} \quad (4.14)$$

³ Esta función de gasto es continua en U y p , cóncava en precios, linealmente homogénea y positiva en precios, creciente en precios y utilidad, y tres veces continuamente diferenciable en todos sus argumentos. En este caso, μ es el coste marginal de la utilidad, $[\partial e(\cdot)/\partial U]$, y es el recíproco de λ , la utilidad marginal de la renta, es decir $\lambda = 1/\mu$.

La Tabla 4.1 presenta la definición de estas medidas dependiendo del cambio en el precio del bien, tanto si se trata de un incremento como de una disminución de precio. Para un incremento, la variación compensada se obtiene por la cantidad que debe recibir el individuo para mantenerlo en el nivel de utilidad inicial (o disposición a ser compensado *DAC*), permitiendo que tenga lugar el aumento de precio. Por el contrario, la variación equivalente se obtiene por la disposición a pagar (*DAP*) para evitar el aumento de precio. De forma similar, se obtienen las medidas correspondientes ante una disminución de precio.

Tabla 4.1 Definición de la variación compensada y equivalente para un cambio de precio

VARIACIÓN DE PRECIO	VARIACIÓN COMPENSADA	VARIACIÓN EQUIVALENTE
Incremento	<u>DAC para permitir</u> $V(p_1^0, y, z) = V(p_1^1, y - VC, z)$ $VC = y - e(p_1^1, z, U_0)$ $VC < 0$	<u>DAP para evitar</u> $V(p_1^0, y + EV, z) = V(p_1^1, y, z)$ $VE = e(p_1^0, z, U_1) - y$ $VE < 0$
Disminución	<u>DAP para conseguir</u> $V(p_1^0, z, y) = V(p_1^1, y - CV, z)$ $VC = y - e(p_1^1, z, U_0)$ $VC > 0$	<u>DAC para renunciar</u> $V(p_1^0, y + EV, z) = V(p_1^1, y, z)$ $VE = e(p_1^0, z, U_1) - y$ $VE > 0$

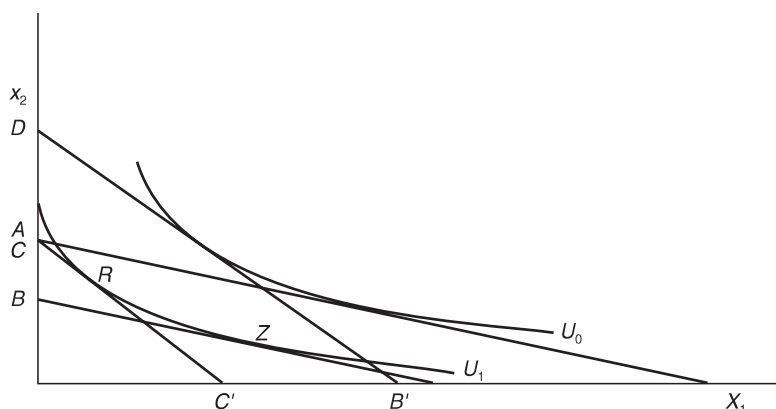
El excedente marshalliano será, en la Figura 4.5, el área $p_1^1 B A p_1^0$. Esta medida puede interpretarse como el cambio en la utilidad convertido en unidades monetarias a través de la utilidad marginal de la renta. Como vimos en el epígrafe anterior, el problema es que el cálculo basado en la curva de demanda marshalliana no será idéntico para múltiples cambios en precios y renta con la misma situación de partida y de llegada. Si el camino de integración varía, varía el resultado de la integral.

Sin embargo, las variaciones compensada y equivalente satisfacen las condiciones de independencia con respecto al orden en que tienen lugar cambios múltiples de precios y/o renta. Esta propiedad se debe a la simetría de los efectos cruzados de precios⁴. Por otro lado, ambas medidas monetarias del bienestar proporcionan un orden de cualesquiera dos combinaciones de bienes que coincide con el orden subyacente en la función de utilidad. Chipman y Moore (1980) demuestran que esta correspondencia se mantiene sólo para la variación equivalente si se consideran más de dos cestas de bienes. La intuición detrás de esta conclusión es que la variación equivalente utiliza el vector inicial de precios y renta, esto es (p_0, y_0) , como el nivel de referencia para hacer la comparación, y por lo tanto las cestas de bienes son ordenadas en correspondencia con el índice de utilidad. Sin embargo, dado que la variación equivalente emplea el vector final de precios y renta, es posible terminar con una ordenación de variaciones monetarias incoherente con el orden de utilidad.

La figura 4.6 ilustra este resultado. Las rectas de balance BB' y CC' representan vectores alternativos de precios y renta para los que la elección óptima sin más restricciones coincide con las

⁴ Por el teorema de Young, las segundas derivadas cruzadas de toda función continua y doblemente diferenciable son iguales, lo que aplicado a la función de gasto $e = e(p, z, U^R)$ implica

$$\frac{\partial h_i(p, z, U^R)}{\partial p_j} = \frac{\partial h_j(p, z, U^R)}{\partial p_i}$$

Figura 4.6 Ordenación de combinaciones de bienes de acuerdo a la variación compensada

cestas de bienes Z y R respectivamente. La variación compensada para estos cambios hipotéticos, desde cualquier punto de la curva de indiferencia U_0 , se representan por las distancias AB y DC. Dado que no coinciden, podría concluirse erróneamente que el cambio en el vector de precios y/o renta, desde cualquier punto de la curva de indiferencia U_0 hasta la posición R, es preferido al cambio hasta la posición Z. Puede demostrarse que sólo las funciones de utilidad homotéticas y cuasilineales garantizan que la variación compensada ordene correctamente cualquier número de combinaciones de bienes.

Johansson (1987) y (1991) demuestra que la variación compensada proporciona un orden consistente con la función de utilidad subyacente cuando existen dos o más combinaciones iniciales, como es el caso de situaciones que consideran comparaciones entre situaciones hipotéticas. Johansson *et al.* (1988) prueban que este resultado de correspondencia acerca de múltiples situaciones iniciales no es aplicable a la variación equivalente. Una objeción a tener en cuenta para las mediciones hicksianas de bienestar aplicable tanto a la variación compensada como a la equivalente es que, al igual que ocurre con la medición marshalliana, no se pueden realizar comparaciones en términos de intensidad de las preferencias.

Los conceptos hicksianos de bienestar representan medidas relevantes de bienestar, y no requieren ningún supuesto sobre la constancia de la utilidad marginal de la renta, ya que por construcción los efectos-precio cruzados son simétricos y, por tanto, se verifica la condición de independencia del camino de integración. Esto implica que estas medidas, aplicadas a cambios múltiples, son independientes del orden en que tienen lugar cambios en precios y renta. Además, la variación equivalente puede ser utilizada como índice de utilidad, ya que imputa el mismo valor monetario a todos los cambios que resultan en el mismo nivel de utilidad final desde una posición inicial (VC no es un índice de utilidad puesto que mide el cambio en la renta necesario para evitar un cambio en la utilidad).

Por lo tanto, se mantiene el problema de conversión de las mediciones monetarias en mediciones en términos de utilidad. Las medidas hicksianas han de ser multiplicadas por la utilidad marginal de la renta para obtener una aproximación de la variación de bienestar o satisfacción. Si la utilidad marginal de la renta no es constante, no es posible utilizar las mediciones monetarias para inferir en qué intensidad el individuo prefiere determinados cambios o políticas a otras alternativas. Este tipo de comparaciones sólo tiene sentido si la utilidad marginal de la renta es independiente de los precios y de la renta, como ocurre con las funciones de utilidad homotéticas y cuasilineales.

En cualquier caso, las medidas monetarias nos permiten transformar las variaciones no observadas de utilidad en variaciones observadas de unidades monetarias, y de este modo definir la cantidad máxima que los individuos estarían dispuestos a pagar por un cambio, o la compensación exigida para aceptar el cambio voluntariamente.

4.5 La medición de las variaciones de calidad ambiental

En las definiciones anteriores de medidas de bienestar, nos hemos centrado en cambios en el precio de los bienes de mercado. Estas medidas se pueden también definir para variaciones en la calidad ambiental z . En este caso, la calidad ambiental opera como una restricción cuantitativa que está dada, que el individuo no puede modificar o elegir. Así, los individuos no pueden elegir el nivel de la calidad del aire, ni la biodiversidad de las especies, dado que se trata de bienes colectivos cuyo nivel y calidad son comunes a todas las personas de la sociedad.

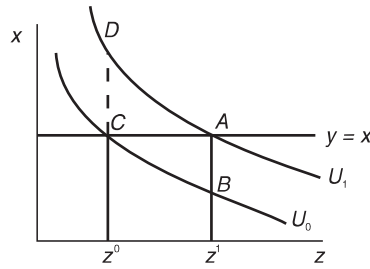
A pesar de la ausencia de mercados y precios para los bienes ambientales, las medidas teóricas se pueden definir a partir del concepto de excedente, y como veremos en el próximo capítulo, son susceptibles de estimarse empíricamente. La idea que permite la medición del cambio en el bienestar es que podemos hacernos la cuestión de cual sería la cantidad de bienes de mercado que el individuo estaría dispuesto a intercambiar por una variación en la calidad ambiental. Esto es, el sujeto podría estar dispuesto a intercambiar parte de su renta monetaria por una variación en la calidad ambiental. Este ejercicio teórico es posible, y conduce a medidas similares del excedente.

Las medidas de bienestar para los bienes ambientales son análogas a las que surgen en situaciones en las que el consumidor encuentra restricciones de cantidad en el consumo. Este tipo de restricciones son comunes en los mercados, por ejemplo como resultado de la aplicación de políticas de precios máximos que dan lugar a excesos de demanda de mercado. Igualmente, la limitación del volumen de consumo puede ser utilizada como un instrumento de política que evite el agotamiento de recursos escasos, como son los recursos naturales utilizados en las actividades recreativas. Por ejemplo, es común limitar el número de piezas por periodo de tiempo que pueden ser cazados por un sólo cazador. Esta medida, unida al establecimiento de restricciones temporales para ejercer la cacería, permite el sostenimiento de una población sin peligro de supervivencia a medio plazo.

Por otro lado, en muchas actividades recreativas surgen problemas de congestión, que indican la existencia de una capacidad límite de carga. Cuando el número de usuarios sobrepasa este límite, se generan efectos de bienestar adversos en el resto de los consumidores debidos a la congestión. En algunos casos el número de usuarios o la cantidad de individuos que pueden acceder a una zona está limitada por los gestores de la actividad recreativa, no sólo para evitar la aparición de efectos fuertes de congestión, sino también para proteger el hábitat de la zona.

Por tanto, la característica más importante de bienes relacionados con el medio ambiente, sean bienes públicos o externalidades, es que normalmente están disponibles en cantidades o calidades fijas, que actúan como restricciones dentro de la elección de los individuos. Así, si introducimos un bien relacionado con el medio ambiente, el individuo no puede ajustar la cantidad de ese bien para satisfacer las condiciones de optimalidad (igualdad de relaciones marginales de sustitución y ratios de precios).

Las medidas de bienestar hicksianas para variaciones en la calidad ambiental se ilustran en la Figura 4.7. En el eje horizontal se representa la calidad ambiental, y en el eje vertical la cantidad de otro bien x , que puede considerarse como una cesta del resto de los bienes que el consumidor enfrenta. La recta ab es la restricción presupuestaria, donde hemos supuesto, por simplificación, que el precio de x es la unidad y el precio del bien ambiental es cero. U_1 y U_0 son curvas de nivel o de indiferencia que representan distintos niveles de satisfacción, $U_1 > U_0$. Si z^0 es el nivel de calidad ambiental disponible, entonces U_0 es el máximo nivel de utilidad que el consumidor puede obtener. Si se plantea una política que de lugar a un aumento de la calidad ambiental hasta z_1 , el excedente compensado (EC) viene dado por la cantidad de dinero que el sujeto estaría dispuesto a pagar para obtener la mejora en la utilidad, o sea, la distancia ab . Por el contrario, podemos hacernos la cuestión en la situación inicial, o sea, manteniendo al individuo en el nivel de calidad z^0 . El resultado sería el excedente equivalente (EE), esto es, la cantidad de dinero que el sujeto estaría dispuesto a aceptar, como mínimo, en compensación por no obtener la mejora de bienestar que le supondría el aumento de la calidad ambiental hasta z^1 .

Figura 4.7 Excedentes compensado y equivalente por la calidad ambiental

Consideramos que la calidad ambiental viene determinada exógenamente. Además, debido a la existencia de intervención pública, el individuo no tiene que pagar directamente por el consumo de este bien público. Partiendo de la función indirecta de utilidad obtenida en (4.4) y teniendo en cuenta las condiciones de primer orden (4.2) obtenemos,

$$\frac{\partial V(p, y, z)}{\partial z_i} = \frac{\partial U[x(p, y, z), z]}{\partial z_i} = \lambda p \frac{\partial x}{\partial z_i} = \frac{\partial U}{\partial z_i} \quad (4.15)$$

Suponiendo un cambio en la calidad ambiental, de z_0 a z_1 , que mantiene precios y renta constantes, el cambio en utilidad derivado de un cambio en la calidad ambiental vendrá dado por:

$$\Delta V = V(p, y, z_1) - V(p, y, z_0) = \int_{z_0}^{z_1} \frac{\partial V(p, y, z)}{\partial z} dz = \int_{z_0}^{z_1} \left[\lambda p \frac{\partial x}{\partial z_i} + \frac{\partial U}{\partial z_i} \right] dz \quad (4.16)$$

Como la función de utilidad no es directamente observable, necesitamos medidas monetarias de este cambio en el bienestar. Para ello, dividimos por la utilidad marginal de la renta⁵,

$$S = \frac{\Delta V}{\lambda} = \int_{z_0}^{z_1} \left[p \frac{\partial x}{\partial z_i} + \frac{1}{\lambda} \frac{\partial U}{\partial z_i} \right] dz \quad (4.17)$$

Esta es la disposición a pagar no compensada (marshalliana) del individuo. En general, esta medida monetaria no proporciona una correspondencia con el orden de utilidad subyacente si la utilidad marginal de la renta no es constante, y depende del orden en que tiene lugar el cambio en la calidad ambiental, en el caso de considerar cambios múltiples en un vector z de bienes ambientales⁶.

Los excedentes hicksianos se derivan a partir de la definición de la función de gasto o de la función indirecta de utilidad, como se sintetiza en la Tabla 4.2. En cada caso, la medida depende tanto de la

⁵ Suponemos λ constante, es decir, la función de utilidad débilmente separable en z . Esto quiere decir que existe una transformación monótona tal que $U(x) = u(x) + v(x)$ y que hace que la medida monetaria del cambio de utilidad sea independiente del camino de integración.

⁶ La medida marshalliana S es proporcional al cambio en la utilidad si la utilidad es débilmente separable, debido a que bajo este supuesto, la utilidad marginal de la renta sería constante para cambios en z .

Tabla 4.2 Definición de la variación compensada y equivalente para un cambio de calidad ambiental

VARIACIÓN DE Z	EXCEDENTE COMPENSADO (DERECHO AL STATU QUO)	EXCEDENTE EQUIVALENTE (DERECHO AL CAMBIO)
Incremento	<u>DP para obtener</u> $V(p, y, z_0) = V(p, y - EC, z_1)$ $EC = y - e(p, z_1, U_0)$ $EC > 0$	<u>DAC para renunciar</u> $V(p, y + EE, z_0) = V(p, y, z_1)$ $EE = e(p, z_0, U_1) - y$ $EE > 0$
Disminución	<u>DAC para permitir</u> $V(p, y, z_0) = V(p, y - EC, z_1)$ $EC = y - e(p, z_1, U_0)$ $EC < 0$	<u>DP para evitar</u> $V(p, y + EE, z_0) = V(p, y, z_1)$ $EE = e(p, z_1, U_1) - y$ $EE < 0$

definición del derecho de propiedad en relación al cambio propuesto en el bien ambiental, como de si se trata de un aumento o una disminución del mismo.

Podemos interpretar el excedente compensado (EC) como aquel cambio en la renta a partir del nivel original que mantiene al consumidor en el nivel inicial de utilidad, dado el nuevo nivel de calidad ambiental. Por el contrario, el excedente equivalente (EE) es el cambio en la renta a partir del nivel original que requiere el consumidor para obtener el nuevo nivel de utilidad con el estado inicial de calidad ambiental.

Las medidas de excedente compensado llevan implícito un derecho al *statu quo* o, alternativamente, la necesidad de pagar si se quiere conseguir el cambio positivo, y de ser compensado en caso de sufrir un cambio negativo. Por el contrario, en las medidas de excedente equivalente subyace el derecho al cambio, lo que implica que el individuo debe pagar si no quiere sufrirlo, y debe ser compensado en caso de que le sea impedido su disfrute.

Para un cambio no marginal en z las medidas hicksianas están definidas por las siguientes integrales,

$$\begin{aligned}
 EC &= - \int_{z_0}^{z_1} \frac{\partial e(p, z, U_0)}{\partial z} dz = \int_{z_0}^{z_1} \left[\mu \frac{\partial U[h(p, z, U_0), z]}{\partial z} \right] dz \\
 EE &= - \int_{z_0}^{z_1} \frac{\partial e(p, z, U_1)}{\partial z} dz = \int_{z_0}^{z_1} \left[\mu \frac{\partial U[h(p, z, U_1), z]}{\partial z} \right] dz
 \end{aligned} \tag{4.18}$$

donde $\mu = \mu(p, z, U^R)$ es el coste marginal de la utilidad y $\partial U/\partial z$ es el valor marginal de la calidad ambiental. En este caso, ambas integrales son exactas de la función de gasto, por lo que el orden en que ocurren los cambios en z no influye en el valor de la integral.

Los valores del EC y EE sólo coinciden si la función de utilidad es cuasilinear. Si se tienen cambios múltiples en z , p , o en la renta, entonces ambas medidas son independientes del orden en que se produzcan dichos cambios. Por otra parte, igual que en las medidas derivadas para cambios de precios, los excedentes hicksianos dependen del nivel de utilidad de referencia. El EC toma como base la utilidad inicial, y el EE toma como base la utilidad después del cambio.

Las medidas hicksianas de bienestar tienen una relación proporcional con el cambio de utilidad subyacente, y mantienen el signo de los cambios en la utilidad. La demostración es sencilla tomando las definiciones de las dos medidas,

$$\begin{aligned} V(p, y, z_0) &= V(p, y - EC, z_1) \\ V(p, y + EE, z_0) &= V(p, y, z_1) \end{aligned} \quad (4.19)$$

y sustituyéndolas en la expresión del incremento de utilidad,

$$\Delta V = V(p, y - EC, z_1) - V(p, y + EE, z_0) \quad (4.20)$$

Utilizando el teorema del valor medio obtenemos:

$$\begin{aligned} \Delta V &= V_y(p, y^a, z_1) EC \\ \Delta V &= V_y(p, y^b, z_0) EE \end{aligned} \quad (4.21)$$

donde V_y es la utilidad marginal de la renta evaluada en los valores intermedios de renta $y^a \in (y, y - EC)$ e $y^b \in (y, y + EE)$. Dado que la utilidad marginal de la renta convierte las medidas de bienestar en unidades monetarias, y como es estrictamente positiva, el signo de EC y EE debe ser el mismo que el signo de ΔV . También se preserva el signo de ΔV en el caso de que cambien precios y renta, además de z , ya que los precios y la renta se evalúan a niveles iniciales en la primera igualdad y a niveles finales, en la segunda, sin depender de los valores intermedios.

Por tanto, ante comparaciones bilaterales de proyectos que involucran distintos niveles de calidad ambiental, las medidas hicksianas dan lugar a un orden coherente con la función de utilidad subyacente. Pero si se tienen más de dos proyectos, entonces sólo el excedente equivalente ordena los proyectos en la misma forma que la función de utilidad, debido a que se basa en el nivel inicial de calidad ambiental para efectuar la comparación. Consideremos un cambio de la calidad ambiental desde z_0 a dos situaciones alternativas posibles, z_1 y z_2 . El excedente equivalente se basa en z_0 para la comparación, esto es,

$$V(p, y + EE_i, z_0) = V(p, y, z_i), \quad \forall_i = 1, 2 \quad (4.22)$$

En cambio, el excedente compensado evalúa los cambios en los niveles finales de z , por lo que un mayor EC no implica necesariamente una mayor utilidad, ni a la inversa. Generalmente, la ordenación falla cuando los vectores de calidad ambiental intersecan (algunos componentes del vector son menores y otros mayores)⁷.

4.6 Comparación entre las medidas de bienestar (*)

Tanto la variación equivalente como la variación compensada coinciden con el excedente del consumidor marshalliano cuando los efectos renta son nulos, como es el caso en las preferencias cuasilineales. El problema para utilizar los conceptos hicksianos con relevancia empírica es que las funciones de demanda compensadas no son observables, por lo que no pueden ser estimadas a partir de datos de mercado. Para obviar esta complicación insalvable se han elaborado aproximaciones teóricas de las variaciones compensada y equivalente, que pueden obtenerse a partir de los resultados de estimaciones de funciones de demanda marshalliana.

Las tres medidas de excedente del consumidor (S , VC y VE), son iguales si la función de utilidad es cuasilineal y/o las demandas de aquellos bienes cuyos precios cambian son independientes de la renta (elasticidad-renta de la demanda igual a cero). Si son varios parámetros los que cambian, también tiene que verificarse la condición de independencia del orden de los cambios.

⁷ La excepción es, de nuevo, la función cuasi-lineal de utilidad, en la cual EC es una medida de ordenación adecuada.

Si estas condiciones no se cumplen, entonces las tres medidas difieren. Por ejemplo, para una disminución del precio de un bien normal o no inferior podemos observar que $VC < S < VE$. Willig (1976) calcula el error obtenido cuando se utiliza el excedente ordinario S como aproximación de los excedentes compensados (VC o VE), demostrando que para la mayor parte de los casos, este error debe ser en la práctica muy pequeño. Ambas medidas VC y VE no tienen por qué coincidir, y su diferencia depende de la elasticidad renta de la demanda del bien cuyo precio cambia. Además, la magnitud de las medidas de compensación exigida (VE para disminución de precios y VC para aumento de precios) puede llegar a ser infinito.

La condición suficiente para que un bien no inferior tenga un excedente hicksiano finito, es que se trate de un bien no esencial, o sea, que existan posibilidades de sustitución para el bien en cuestión. En el caso de dos bienes, esta condición de no esencialidad implica que las curvas de indiferencia intersecan el eje de abscisas. Sin embargo, esta implicación sólo es válida si analizamos un solo consumidor. Para el caso de varios consumidores, debemos conocer el porcentaje que representa el excedente de la renta del individuo y la elasticidad-renta de la demanda del bien. En general, las diferencias entre las elasticidades-renta de los consumidores determinarán los errores de aproximación.

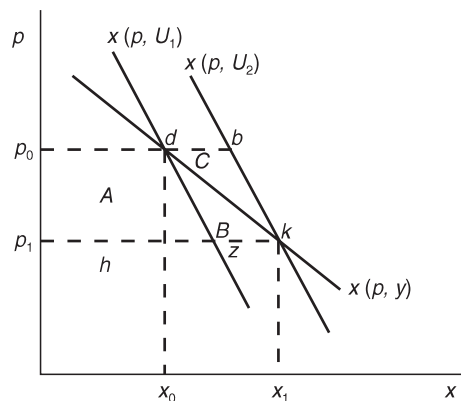
Los errores en la aproximación del excedente hicksiano obtenidos por Willig (1976) cuando se utiliza el excedente del consumidor ordinario para el caso de cambios en un sólo precio, se pueden derivar de forma sencilla con la ayuda de la Figura 4.8. Supongamos que tenemos una reducción de precio. La variación compensada viene dada por el área A , mientras que la variación equivalente por el área $A + B + C$, y el excedente ordinario por el área $A + B$. Las distancias zk y db comprenden el efecto renta del cambio de precio. Cuando las funciones son casi lineales el área B puede aproximarse por $1/2 zk(p_0 - p_1)$. Por otro lado, el efecto renta asociado con la variación compensada o distancia zk puede aproximarse usando la elasticidad renta de la demanda. Definiendo S como la variación en la renta monetaria (excedente ordinario) que da lugar al efecto renta zk , resulta la siguiente aproximación,

$$zk \approx \frac{\sigma S x}{m} \quad (4.23)$$

donde m es el efecto renta, y σ es la elasticidad renta de la demanda. De esta forma, la variación compensada puede ser obtenida restando B a la medida marshalliana de bienestar S . Considerando que $S = x(p_0 - p_1)$ para cambios pequeños de precios, entonces tenemos el siguiente resultado:

$$VC = S - \varepsilon / S / \quad (4.24)$$

Figura 4.8 Derivación de bandas de error para el excedente ordinario ante un cambio de precio



donde $\epsilon = \sigma S/2m$ y VC es la variación compensada⁸. Esta ecuación puede interpretarse de la siguiente forma. Si el valor estimado de ϵ es menor que 0.05 en valor absoluto, entonces el mayor error que se puede cometer al utilizar el excedente marshalliano en lugar de la variación compensada es del 5%. Un resultado equivalente surge al derivar una aproximación para la variación equivalente.

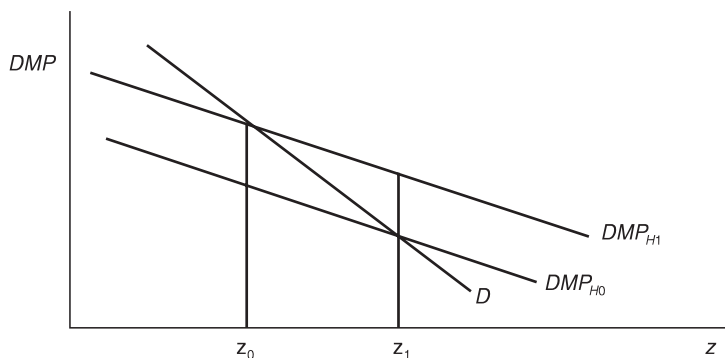
Hemos obtenido que la medida del excedente ordinario sólo coincide con las medidas hicksianas si la función de utilidad es cuasi-lineal, es decir, si la utilidad marginal de la renta es constante (y positiva). Para los cambios en la calidad ambiental z , si ésta es un bien normal, entonces $EC < S < EE$. La disposición marginal a pagar por unidades adicionales de z es una función creciente de la renta,

$$\frac{\partial \left(\frac{V_z}{\lambda} \right)}{\partial y} > 0 \quad (4.25)$$

Las tres medidas se ilustran en la Figura 4.9 para el caso de un bien ambiental normal. La curva DMP_M representa la disposición marginal a pagar por cambios en la calidad ambiental susceptible de ser observada. Las curvas DMP_{H0} y DMP_{H1} son las curvas de disposición marginal a pagar por cambios en la calidad ambiental cuando mantenemos el nivel de utilidad del individuo en la situación inicial y final de calidad ambiental, respectivamente. D es la curva de demanda marshalliana u ordinaria. Para bienes normales, las curvas de disposición marginal a pagar que se refieren a niveles de utilidad más altos deben estar por encima de las que representan niveles de utilidad más bajos. Por tanto, se obtiene que el excedente ordinario está comprendido entre el excedente compensado y el excedente equivalente, esto es, $EC < S < EE$. Esta propiedad es relevante desde un punto de vista empírico, puesto que como veremos en el próximo capítulo, si evaluamos los excedentes hicksianos mediante la disposición a pagar, debemos obtener una cantidad menor que la obtenida mediante la disposición a aceptar por un cambio equivalente.

Por tanto, para las variaciones de calidad ambiental o restricciones de cantidad, la utilización empírica de las curvas de demanda ordinaria no proporciona una medición exacta del cambio en el bienestar. Randall y Stoll (1980) y Just *et al.* (1982) han derivado bandas de error para la estimación obtenida cuando se emplea el excedente ordinario como aproximación de las variaciones compensada y equivalente. Por otro lado, el análisis efectuado por Randall y Stoll demuestra que para bienes que son indivisibles, de alto valor

Figura 4.9 Comparación de excedentes ordinario y compensado para cambios en calidad ambiental

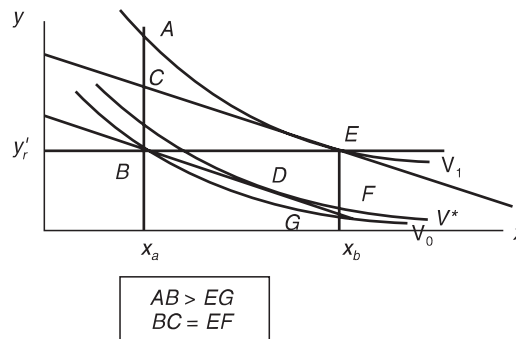


⁸ Esta expresión se convierte en $(VC - S)/S \approx \sigma S/2y$, donde y es una observación de la renta del individuo (o la renta media).

y con una alta flexibilidad del precio con respecto a la renta de signo positivo, resulta que la variación compensada (o disposición a aceptar) es mayor en valor absoluto, que la variación equivalente (o disposición a pagar).

La figura 4.10 ilustra este resultado. El bien x representado en el eje de abscisas es un bien normal que puede ser consumido sólo en dos cantidades x_a y x_b , donde $x_b > x_a$. Se plantea un proyecto que reduciría la cantidad desde el nivel x_b hasta x_a , mientras el individuo se mantiene con su renta monetaria y' . Como resultado del comportamiento del consumidor, éste pasa desde la combinación E hasta la combinación B . Si se tratase de un bien que pudiese ser intercambiado en un mercado sin fricciones, el consumidor podría realizar pequeñas transacciones hasta situarse en el punto D consiguiendo el nivel de utilidad V^* . La variación compensada viene dada por la distancia BC , y coincide con la variación equivalente o distancia EF . Sin embargo, para un bien no divisible se obtiene que la variación compensada o distancia AB , es mayor que la variación equivalente que viene dada por la distancia EG .

Figura 4.10 Diferencias entre excedente compensado y equivalente para bienes ambientales que se consumen en cantidades discretas



La relación entre el excedente ordinario y compensado derivado por Randall y Stoll (1980) para este tipo de restricciones de cantidad adopta la expresión

$$\frac{S - VC}{S} \approx \frac{\eta S}{y} \quad (4.26)$$

donde η es la flexibilidad del precio con respecto a la renta⁹. Por lo tanto, de forma similar a Willig (1976), para valores bajos de este parámetro, y si el excedente del consumidor ordinario no representa una proporción significativa de la renta del individuo, entonces no es posible esperar grandes divergencias entre los excedentes ordinarios y marshallianos.

4.7 Agregación de beneficios (*)

Un procedimiento común en los trabajos empíricos de valoraciones monetarias del medio ambiente es la agregación de las mediciones individuales para el conjunto de la población a considerar. En otras

⁹ La flexibilidad del precio con respecto a la renta se define como la derivada de la función diferencia entre la función inversa de demanda y el precio del bien (o sea el excedente del consumidor unitario) con respecto a la renta del individuo.

ocasiones, no se dispone de datos individuales y el análisis debe realizarse utilizando estimaciones de curvas de demanda de mercado con datos agregados. Por lo tanto, es importante estudiar teóricamente las relaciones entre las mediciones individuales del bienestar y los agregados sociales. La utilización de datos agregados para evaluar los efectos en el bienestar social de medidas de política alternativas sólo puede justificarse si la distribución de la renta es constante, o si la elasticidad renta de la demanda es la misma para todos los individuos. La última condición implica que la utilidad marginal de la renta es constante para todos los individuos considerados en el proceso de agregación. Considerando la siguiente función bergsoniana de bienestar social:

$$W = W[U_1, (x_1), \dots, U_n(x_n)] \quad (4.28)$$

Diferenciando totalmente se obtiene:

$$dW = \sum_{i=1}^n \left[\frac{\partial W}{\partial V_i} \right] dV_i = \sum_{i=1}^n \frac{\partial W}{\partial V_i} \mu_i [-x_i dp_i + dy_i] \quad (4.29)$$

donde $\frac{\partial W}{\partial V_i}$ son las ponderaciones de bienestar correspondiente a cada individuo y los μ_i son las utilidades marginales de la renta individuales. Con el fin de obtener una medida del excedente agregado de los consumidores resultante de una decisión de política, dW debe integrarse entre el vector inicial de precios y/o renta y el vector final. La cuestión a investigar es si la suma de los excedentes individuales resulta proporcional al cambio en el bienestar social. Las condiciones para que esto se cumpla son que tanto las ponderaciones individuales de la renta como las utilidades marginales sean constantes e iguales para todos los individuos. Estas condiciones son menos restrictivas para las mediciones hicksianas del bienestar, en particular, no es preciso que la utilidad marginal de la renta sea constante. Sin embargo, aún así subsiste el problema de la distribución de las ganancias y pérdidas de bienestar. Esto es, la distribución de los beneficios que se esperan de los cambios propuestos puede no ser uniforme si algunos individuos ganan y otros pierden. Boadway (1974) demuestra en el contexto de un modelo de equilibrio general, que aunque la suma de las variaciones compensadas sea positiva, puede darse el caso de que los ganadores no puedan compensar a los perdedores.

4.8 Clases de valor económico ambiental

El excedente del consumidor representa la síntesis del valor económico del medio ambiente recibido por el acto de consumo. La cuestión que nos hacemos en este epígrafe es cómo podemos explicar este valor según las motivaciones subyacentes para expresar las preferencias por un bien ambiental, y/o el grado de certeza del consumidor en el proceso de elección.

En general, podemos decir que el valor económico de los bienes ambientales tiene dos componentes, el valor de uso y el valor de no uso. El valor de uso se deriva del uso que hace la sociedad del medio ambiente. Por ejemplo, los visitantes a los espacios naturales tienen un valor por la experiencia recreativa del día de la visita. Los valores de no uso se derivan de las motivaciones de existencia, herencia y altruismo que pueden tener las personas. Esto es, puede ser que una persona conceda valor a un bien ambiental, como un espacio natural, sin utilizarlo, o sin realizar ninguna visita.

La introducción de incertidumbre conduce a una nueva especificación del problema del consumidor y del excedente. Una novedad adicional en este contexto es la aparición de otros conceptos de bienestar que refinan la definición de excedente esperado del consumidor. Así se obtienen los valores económicos en situación de incertidumbre, bien acerca de las preferencias del consumidor, como el

valor de opción, o bien acerca de la oferta del medio ambiente, como el valor de cuasi-opción. En el caso del valor de opción, éste se deriva de los deseos de los consumidores de asegurar la posibilidad de consumir el bien ambiental en el futuro. Si el consumidor no tiene certeza de que va a consumir en el futuro los servicios proporcionados por un bien medioambiental, entonces puede estar dispuesto a pagar alguna cantidad de dinero para incrementar la probabilidad de que estos servicios estén disponibles en el futuro. Para el valor de cuasi-opción, el valor se obtiene de la información disponible en los bienes ambientales, como los ecosistemas, y que puede destruirse como consecuencia de los procesos de desarrollo.

El valor opcional se corresponde con la diferencia entre lo máximo que se está dispuesto a pagar, por la disponibilidad de esos recursos y el excedente esperado del consumidor. Esto implica que el excedente esperado debe ser incrementado por el valor opcional con el fin de obtener la disposición total a pagar por los servicios futuros que se generen del recurso ambiental. En definitiva, el excedente esperado del consumidor obtenido de un modelo con incertidumbre, infravaloraría *per se* la máxima disposición a pagar. El principal problema del concepto de valor opcional es que puede convertirse en negativo, dependiendo de los supuestos de partida en un modelo con múltiples estados de la naturaleza. Este problema ha llevado a la aparición de otros conceptos, como el valor de opción desde la oferta, o el valor cuasi-opcional, que incorpora el carácter irreversible de las decisiones acerca del uso de los recursos naturales y los beneficios de la información potencial que se podría obtener en el futuro de su preservación.

La idea que subyace en los valores de uso con incertidumbre es que el consumidor no tiene certeza sobre si demandará o no los bienes en el futuro, independientemente de que sea o no un consumidor actual de esos bienes. Por lo tanto, el consumidor estaría dispuesto a pagar alguna cantidad para reducir la incertidumbre, esto es, para tener la seguridad de que puede acceder al consumo de los bienes en el futuro si lo desea.

El valor de opción fue propuesto por Weisbrod (1964) en el contexto del análisis coste-beneficio de una política de reconversión de un parque recreativo con pérdidas para su utilización en la minería y otras actividades productivas. Weisbrod definió el valor de opción como la cantidad de dinero que estaría dispuesto a dar un potencial visitante por asegurar la opción de disponer de una entrada en el futuro. Krutilla (1967) lo definió como la disponibilidad a pagar por la oportunidad de elegir entre alternativas competitivas del uso de un recurso natural. Una condición necesaria para la existencia del valor de opción es la presencia de incertidumbre en la demanda o en la oferta.

La derivación de los valores económicos del medio ambiente en un contexto de incertidumbre parte de la definición de un problema de elección del consumidor. El individuo es considerado como un usuario presente y/o potencial de un bien o recurso ambiental sujeto a determinados estados posibles. En este contexto, el sujeto no poseerá certeza acerca de los posibles estados del bien ambiental, por lo que se deben definir las correspondientes probabilidades asociadas. Las medidas de bienestar derivados de los posibles estados se obtienen del posible intercambio entre los diferentes niveles de riesgo ambiental y la renta del sujeto. Esto es, el individuo puede estar dispuesto a pagar una cantidad de dinero por reducir el riesgo de la reducción de un recurso natural, o por asegurar la calidad ambiental.

4.8.1 Excedente del consumidor esperado y valor de opción (*)

En principio, el modelo de elección con incertidumbre o riesgo difiere del modelo utilizado para un mundo cierto, en que se contempla la posibilidad de ordenar las preferencias individuales sobre las distribuciones de probabilidad de la calidad ambiental. Si $u(x, z)$ es la función de utilidad directa ordinal con un componente de riesgo, y considerando que el estado de la calidad ambiental z es incierto, con probabilidades π_i asociadas con cada z_i , lo relevante no será tanto el valor esperado del coste o beneficio considerado, esto es $z^E = \sum_i \pi_i z_i$, sino la utilidad que el individuo asociaría a ese resultado, o sea, la función de utilidad esperada, propuesta por von Neumann y Morgenstern (1944), que se puede escribir como:

$$E(U) = E[u(x, z)] = \sum_i \pi_i U(z_i) \quad (4.30)$$

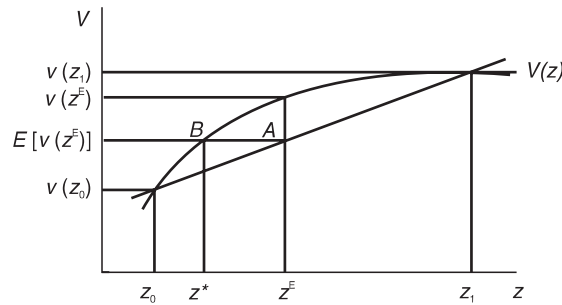
Considerando la función de utilidad indirecta cardinal $V(p, y, z_i)$, con $\partial V(\cdot)/\partial z = V_z > 0$ (creciente en z), si tomamos las segundas derivadas parciales con respecto del estado de calidad ambiental de esta función de utilidad indirecta, tenemos:

$$\partial^2 V(\cdot)/\partial z^2 = V_{zz} \quad (4.31)$$

Se dice que un individuo posee aversión al riesgo si $V_{zz} < 0$ (función estrictamente cóncava hacia el origen), amante del riesgo si $V_{zz} > 0$ (función estrictamente convexa) y neutral frente al riesgo si $V_{zz} = 0$ (función lineal).

Suponiendo sólo dos posibles estados de calidad ambiental, z_0 y z_1 , con probabilidades asociadas π_0 y π_1 , en la Figura 4.11 (Friedman-Savage (1948)) se ilustra la situación de aversión al riesgo, es decir, aquella en la cual la utilidad es una función estrictamente cóncava respecto del estado del medio ambiente, suponiendo precios y renta constantes.

Figura 4.11 Función de utilidad esperada y excedente esperado del consumidor



En este caso, el estado esperado de calidad ambiental será:

$$z^E = \pi_0 z_0 + \pi_1 z_1 \quad (4.32)$$

y la utilidad derivada de este estado cierto $V(z^E)$ resulta mayor que la utilidad derivada de este estado como valor esperado de una situación de riesgo $E[V(z)]$, esto es,

$$V(z^E) > E[V(z)] = \pi_0 V(z_0) + \pi_1 V(z_1) \quad (4.33)$$

Así, podemos calcular el coste de asumir el riesgo de que z_0 ó z_1 ocurran con determinada probabilidad (riesgo) comparado con el coste de obtener el mismo resultado con certeza. Este coste vendrá dado por la distancia $c = z^E - z^*$, donde z^* es el equivalente cierto de la elección con riesgo. El individuo será indiferente entre tener la calidad ambiental z^* con certeza, y participar en un juego cuyo estado de calidad ambiental esperado es z^E . La cantidad c se denomina habitualmente *premio al riesgo*, puesto que es lo mínimo que está dispuesto a aceptar el individuo como compensación para aceptar el juego.

De modo más general, consideremos un individuo que consume un vector de bienes privados $x = (x_1, \dots, x_n)$, además de un nivel de calidad ambiental z , que puede adoptar diferentes valores. Sea p el vector de precios asociado con el vector de bienes x , con y como la renta (fija) y z_i el i -ésimo estado de calidad ambiental. Supongamos que existe una distribución de probabilidad que asigna probabilidades (que pueden ser subjetivas), $\pi_0, \dots, \pi_f$ a los estados $z_0, \dots, z_f$ con $\pi_i \geq 0$ para $i = 0, \dots, f$, y $\sum_i \pi_i = 1$.

Por tanto, la utilidad esperada del individuo viene dada por la media ponderada de la utilidad derivada de los posibles niveles de calidad ambiental z_i , utilizando las probabilidades como ponderaciones,

$$E[V(.)] = \sum_i \pi_i V(p, y, z_i) \quad (4.34)$$

Consideremos ahora una política ambiental que cambia la distribución de probabilidad, aumentando las probabilidades de alcanzar los mejores estados y disminuyendo las probabilidades de alcanzar los estados malos. Así, la medida cambiará la probabilidad de mostrar el estado de calidad ambiental z_i de π_i^0 a π_i^1 , con $\pi_i^0 > \pi_i^1$ si z_i es bajo, y $\pi_i^0 < \pi_i^1$ si z_i es alto.

La utilidad esperada con la medida será,

$$E_1[V(.)] = \sum_i \pi_i^1 V(p, y, z_i) \quad (4.35)$$

Y sin la medida:

$$E_0[V(.)] = \sum_i \pi_i^0 V(p, y, z_i) \quad (4.36)$$

Por tanto, el cambio en la utilidad esperada debido a la medida será,

$$\begin{aligned} \Delta E(V) &= E_1[V(p, y, z)] - E_0[V(p, y, z)] = \\ &= \sum_i \pi_i^1 V(p, y, z_i) - \sum_i \pi_i^0 V(p, y, z_i) = \sum_i \Delta \pi_i V(p, y, z_i) \end{aligned} \quad (4.37)$$

con $\Delta \pi_i$ como el cambio en la probabilidad de que ocurra el estado i , $\sum_i \Delta \pi_i = 0$ ¹⁰.

La derivación de las medidas de bienestar en un contexto de riesgo o incertidumbre ha de considerar la posibilidad de que el consumidor esté dispuesto a pagar una cantidad de dinero independientemente del estado de calidad ambiental que ocurra como consecuencia de la política propuesta.

El valor de opción es una medida de bienestar que surge de la comparación entre el excedente esperado del consumidor (o disposición a pagar) dependiendo del estado de calidad ambiental, y el precio de opción, que se corresponde con la disposición a pagar independientemente del estado de calidad ambiental.

Si la disposición a pagar depende del estado de calidad ambiental que resulte después del cambio en la probabilidad de los estados, entonces, el excedente compensado (EC_i) para el estado i se define¹¹:

$$\pi_i^1 V(p, y - EC_i, z_i) = \pi_i^0 V(p, y, z_i) \quad \forall i \quad (4.38)$$

Por tanto, el excedente compensado esperado es,

$$EC^E = E(EC_i) = \sum_i \pi_i^1 EC_i \quad (4.39)$$

El precio de opción surge en el caso de que el individuo esté dispuesto a pagar una cantidad independientemente del estado de calidad ambiental final. Como para otras medidas de bienestar, se puede definir bien como el excedente compensado o el excedente equivalente, dependiendo de si consideramos

¹⁰ Observemos que el caso de ausencia de riesgo no es más que un caso particular del aquí descrito, cuando el estado de calidad ambiental, z_i , cambia de un nivel a otro con probabilidades asociadas $\pi_i^0 = 1$ y $\pi_i^1 = 1$.

¹¹ Análogamente podemos definir el excedente equivalente si tomamos como base la utilidad después del cambio.



al individuo con la misma utilidad antes y después de la política ambiental respectivamente. Para el excedente compensado, el precio de opción (PO) es:

$$E_1[V(p, y - PO, z)] = E_0[V(p, y, z)] \quad (4.40)$$

Mientras PO mantiene el signo del cambio en la utilidad, incluso si se modifican los precios y la renta, este no es el caso para EC^E . El excedente compensado esperado no mantiene el signo del cambio en la utilidad esperada porque la utilidad marginal de la renta, que se utiliza para transformar medidas monetarias en cambios de utilidad, depende del estado de la calidad ambiental, excepto en el caso de utilidad marginal de la renta constante, e.g. función cuasilineal. Por tanto, puede ocurrir que aunque PO indique correctamente que la política ambiental aumenta la utilidad esperada, EC^E indique lo contrario. Sin embargo, EC^E presenta una ventaja para el análisis coste-beneficio, pues si su valor excede los costes de la política de calidad ambiental, lo hará independientemente del estado de la naturaleza que finalmente se presente.

El excedente compensado esperado recoge sólo el valor esperado de los posibles estados de calidad ambiental, y no la cantidad extra que el individuo estaría dispuesto a pagar por asegurarse la disponibilidad de un nuevo estado de calidad ambiental en el futuro. El precio de opción recoge ambas dimensiones, y ha de comprender por tanto, la suma del valor de opción y el excedente del consumidor esperado. La diferencia entre el precio de opción y el valor del excedente compensado esperado, será el *valor de opción* o valor de conservar oportunidades para el futuro, esto es,

$$VO = PO - EC^E = PO - E(EC_i) = PO - \sum_i \pi_i^1 EC_i \quad (4.41)$$

El signo del valor de opción fue considerado positivo, en las primeras investigaciones, como así lo propuso Weisbrod, y lo revelaron formalmente Cicchetti y Freeman (1971). Sin embargo, este resultado dependía de supuestos restrictivos de las preferencias de los individuos, como demostró Schmalensee (1972). Incluso para individuos con aversión al riesgo y preferencias inciertas, el precio de opción puede ser mayor o menor que el excedente esperado del consumidor, de modo que el signo del valor de opción no se puede determinar. Las repercusiones prácticas de un valor de opción negativo son evidentes, pues implicaría que el valor futuro del bien ambiental implicado en el análisis coste-beneficio se habría de reducir por la incertidumbre sobre sus preferencias. Esto es, el precio de opción coincidiría con el excedente esperado del consumidor, menos el valor de opción.

En la larga discusión académica sobre el signo del valor de opción, Bishop (1982) realiza una aportación teórica introduciendo el concepto de valor opcional desde la oferta. La idea es que el consumidor puede tener incertidumbre sobre la provisión de un bien o servicio medioambiental en el futuro. Dada la incertidumbre acerca de la disponibilidad del bien o recurso, se trata de calcular el beneficio que se derivaría de estabilizar la cantidad disponible contra la alternativa de no tener el recurso disponible para su uso. Por ejemplo, en el caso de la amenaza de contaminación de un río que es utilizado para la pesca recreativa, los pescadores podrían estar dispuestos a pagar alguna cantidad monetaria para asegurar la preservación de la calidad del río. En este tipo de casos, el argumento es que bajo ciertos supuestos, se puede sostener que los beneficios esperados de los usuarios son inferiores a lo que éstos estarían dispuestos a pagar para evitar el daño producido por la contaminación. Sin embargo, este resultado no es robusto, de acuerdo a las investigaciones posteriores, pues el valor de opción desde la oferta puede adoptar cualquier signo si existe incertidumbre en las preferencias que son inciertas, o si la política propuesta no elimina el riesgo de daño ambiental¹².

¹² El balance final de las investigaciones sobre el signo del valor de opción, demuestra la dificultad para su separación de otras medidas de bienestar, así como su ambigüedad desde el punto de vista teórico, y su tamaño no es significativo para situaciones en las que el precio de opción es pequeño en relación a la renta del individuo, éste no es muy averso al riesgo y la política no involucra decisiones irreversibles.

4.8.2 Lugar de disposición a pagar (*)

La definición de las medidas de bienestar con incertidumbre se clarifica sustancialmente con la introducción por Graham (1981) del concepto de lugar de disposición a pagar, que representa la idea de que en un mundo con riesgo hay un número infinito de medidas monetarias que mantienen al individuo en un nivel determinado de utilidad esperada.

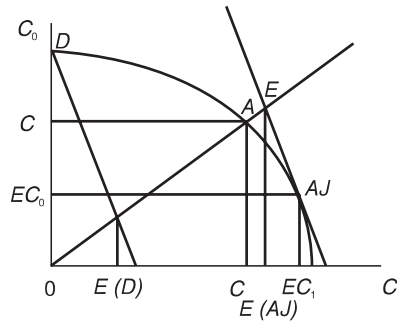
Suponiendo que $(z_1, \dots, z_p)$, viene definido por un espacio probabilístico finito con probabilidades asociadas $(\pi_1, \dots, \pi_p)$, definimos el siguiente conjunto de posibles contratos,

$$E_1[V(p, y - C, z)] = \sum_i \pi_i^1 V(p, y - C_i, z_i) = E_0[V(p, y, z)] \quad (4.42)$$

donde C_i es la cantidad que el individuo pagaría (o recibiría) en el estado i , para mantenerse indiferente entre la situación actual (distribución de probabilidad π^0) y la introducción de la medida (distribución de probabilidad π^1). En principio, hay un infinito número de contratos C_i que satisfacen esta ecuación y constituyen el *lugar de disposición a pagar (LDP)* en el que todos los puntos representan el mismo nivel de utilidad inicial esperado $E_0[V(p, y, z)]$.

En el caso de un pago no contingente (precio de opción), tenemos que $C_i = C = PO$, para todo i . A partir de este punto si reducimos la cantidad pagada en el estado i , pero incrementamos la cantidad pagada en el estado j de forma que se preserve la igualdad, estamos definiendo el lugar de la disposición a pagar. Para el caso de $i = 0, 1$, la situación se representa en la Figura 4.12, para dos estados de calidad ambiental posibles, z_0 y z_1 , con probabilidades asociadas π_0^0 y π_1^0 (distribución de probabilidad π^0), tal que $\pi_0 + \pi_1 = 1$. Introducimos una medida de política ambiental que cambie la distribución de probabilidad de π^0 a π^1 (probabilidades asociadas π_0^1 y π_1^1). Suponemos que la medida introduce una mejora, es decir, $\pi_0^0 > \pi_0^1$ y $\pi_1^0 < \pi_1^1$, aumentando la probabilidad de presentar mejores estados de calidad ambiental.

Figura 4.12 Curva de lugar de disposición a pagar con incertidumbre



En este caso, los dos contratos posibles, C_0 y C_1 , vienen definidos por:

$$E_1[V(p, y - C, z)] = \pi_0^1 V(p, y - C_0, z_0) + \pi_1^1 V(p, y - C_1, z_1) = E_0[V(p, y, z)] \quad (4.43)$$

donde C_0 es el pago (o compensación) si ocurre el estado z_0 y C_1 es el pago (o compensación) si ocurre z_1 , y el conjunto de pares de pagos, C_0 y C_1 , que representan el mismo nivel de utilidad esperado inicial $E_0[V(p, y, z)]$, constituye el lugar de disposición a pagar (LDP).

Calculando la diferencial total de la ecuación anterior e igualando a cero, tenemos la pendiente de la curva LDP ,

$$\frac{dC_0}{dC_1} = - \frac{\pi_1^1}{\pi_0^1} \frac{V_{y1}}{V_{y0}} \quad (4.44)$$

donde V_{y0} es la utilidad marginal de la renta evaluada en el punto $(y - C_0)$, que implica el estado de la naturaleza z_0 ; y V_{y1} la utilidad marginal de la renta evaluada en el punto $(y - C_1)$, que implica el estado de la naturaleza z_1 .

La curva LDP es cóncava hacia el origen —pendiente negativa y decreciente—, por lo que pagar menos en un estado implica pagar más en el otro para permanecer en el nivel de utilidad inicial. La línea de 45° representa las combinaciones de pagos iguales para los posibles estados de la naturaleza. La línea que sale del punto D , que tiene como pendiente $-\pi_1^1/\pi_0^1$, representa las combinaciones, C_0, C_1 , de pagos con el mismo valor esperado. El conjunto de estas líneas se denomina “líneas de isopagos esperados” y representan mayores pagos esperados cuanto más alejadas del origen.

Se pueden considerar tres puntos en la Figura 4.12 que son de especial interés para la definición de las medidas de bienestar:

- Punto D . Cantidad máxima que el individuo pagaría para tener z_1 (calidad ambiental alta). El punto donde la línea de iso-pago esperado que sale de D interseca a la línea de 45°, puede proyectarse sobre el eje de abscisas para encontrar el *valor esperado de los daños* derivados del estado z_0 , esto es, $E(D)$, que será el excedente compensado *ex post* (lo que pagaría para evitar la ocurrencia de z_0 con certeza).
- Punto A (punto de intersección entre la curva de LDP y la línea de 45°). Representa el excedente compensado (EC) no contingente o *precio de opción* (independiente del estado). El pago asociado es el mismo para los dos estados posibles, $C = PO$, y como vemos, en este caso es mayor que $E(D)$, el valor esperado de los daños¹³.
- Punto AJ (“apuesta justa”) o punto de *pagos óptimos equitativos*, o medida dependiente del estado. Punto en el cual una línea de iso-pago es tangente a LDP . En el punto AJ se cumple que $V_{y0} = V_{y1}$ (las utilidades marginales de la renta se igualan para ambos estados de la naturaleza, ya que se igualan las pendientes), que es la condición que debe cumplirse para obtener el precio de equilibrio. AJ nos permite obtener el punto de solución al problema de maximización del valor esperado de los pagos individuales $E(AJ)$.

Graham (1981) sugiere que se debe buscar siempre el máximo pago agregado con certeza sujeto al lugar de disposición a pagar. Si esta cantidad excede los costes ciertos de la medida, esta debe ser introducida, independientemente del estado de la naturaleza que finalmente ocurra. En un mundo con un solo individuo o con múltiples individuos similares (todos experimentan el mismo nivel de calidad ambiental z), este máximo pago independiente del estado equivale al precio de opción.

4.8.3 Valor de cuasi-opción

El término cuasi-opción referido al valor económico, apareció por primera vez en Arrow y Fisher (1974) para referirse al carácter irreversible de los proyectos de desarrollo que utilizan cantidades

¹³ $E(D)$ es una medida *ex post* y C es una medida *ex ante*. Bajo otras posiciones de la línea de isopagos se puede obtener que el excedente del consumidor esperado excede al precio de opción, por lo que el valor de opción puede ser negativo.

considerables de recursos naturales. La idea parte de considerar la información como un beneficio substancial que se puede derivar de la preservación de los activos naturales. Por ejemplo, la preservación puede favorecer el mantenimiento de información genética incorporada en plantas y animales. Esta información puede ser de interés para la mejora del bienestar humano una vez que el avance científico encuentre maneras de utilizarla fructuosamente. De igual forma, la eliminación de algunas especies puede causar problemas en el sistema ecológico de regeneración y sostenimiento. Por lo tanto, las decisiones sobre proyectos de desarrollo deben tener en cuenta la información que podría aparecer a medida que pasa el tiempo y se van expoliando los recursos naturales. Esta información podría tener un papel crucial en la determinación de uso más adecuado del medioambiente.

Esta idea se puede formalizar suponiendo que la utilización o no de un paraje natural para un proyecto de desarrollo es una variable binaria (Hanemann (1989)). Por lo tanto, la decisión consiste en utilizar o no el paraje natural con consecuencias irreversibles. Se consideran dos periodos, el presente y el futuro, que es incierto. Los beneficios del desarrollo se miden por medio de una función de beneficios intertemporales que se supone aditivamente separable. Esto es,

$$V = B_1(d_1) + B_2(d, d_2; \phi) \quad (4.45)$$

donde $d_t \geq 0$, $t = 1, 2$, representa la decisión irreversible del desarrollo en cada periodo, $d = d_1 + d_2 \leq 1$, ϕ es una variable aleatoria que representa la información susceptible de aparecer en el segundo periodo, y B_i son funciones que representan los beneficios en cada periodo (descontados para $t = 2$). El tipo de descuento ha sido omitido para simplificar la notación.

Si no se dispone de información acerca de ϕ a medida que pasa el tiempo, y por tanto, no es conocida *ex ante* en ninguno de los periodos, entonces el problema de obtener una decisión optimizadora consiste en maximizar la función de beneficios esperados,

$$V_n(d_1) = B_1(d_1) + \max(d_2)E[B_2(d, d_2; \phi)] \quad (4.46)$$

donde $E[.]$ indica el valor esperado con respecto a la información disponible al principio del primer periodo. Por inducción hacia atrás, el problema se convierte en elegir d_1 en los dos periodos. Esto es, en el periodo 2 el planificador elige d_2 ($d_2 = 0$ ó $d_2 = 1$) con el fin de maximizar los beneficios esperados a través de ϕ sujeta a $d_1 = 0$ ó $d_1 = 1$, y a $d \leq 1$. A continuación d_1 es elegido. El planificador compara $V_n(1)$ con $V_n(0)$ para determinar si le conviene o no el proyecto de desarrollo.

Considerando el caso alternativo en que la información aparezca a través de un proceso de aprendizaje, entonces se puede suponer que el valor de ϕ sea conocido al principio del segundo periodo. La decisión en este caso en que el valor de ϕ no es conocido en el primer periodo, consiste en maximizar la siguiente función de beneficios esperados en él

$$V_s(d_1) = B_1(d_1) + E[\max(d_2)B_2(d, d_2; \phi)] \quad (4.47)$$

La información que puede aparecer en el segundo periodo se recoge en la decisión del primer periodo, de forma independiente a la elección de d_1 , esto es, la información aparece meramente por el paso del tiempo. La implicación es que la decisión acerca de d_2 se realiza después que la incertidumbre desaparece, es decir, d_2 se elige maximizando la utilidad en el segundo periodo dado el valor de ϕ tal que $d_1 = 1$ y $d_1 = 0$ respectivamente. A continuación la decisión consiste en elegir d_1 ($d_1 = 0$ ó $d_1 = 1$) dado que d_2 ha sido elegido óptimamente en el segundo periodo. Esto es, una vez que d_2 ha sido decidido en el segundo periodo bajo la condición de cada valor alternativo de d_1 , entonces d_1 se elige en el periodo primero. El valor cuasi-opcional se define como

$$VQ = [V_s(0) - V_s(1)] - [V_n(0) - V_n(1)] = V_s(0) - V_n(0) \quad (4.48)$$

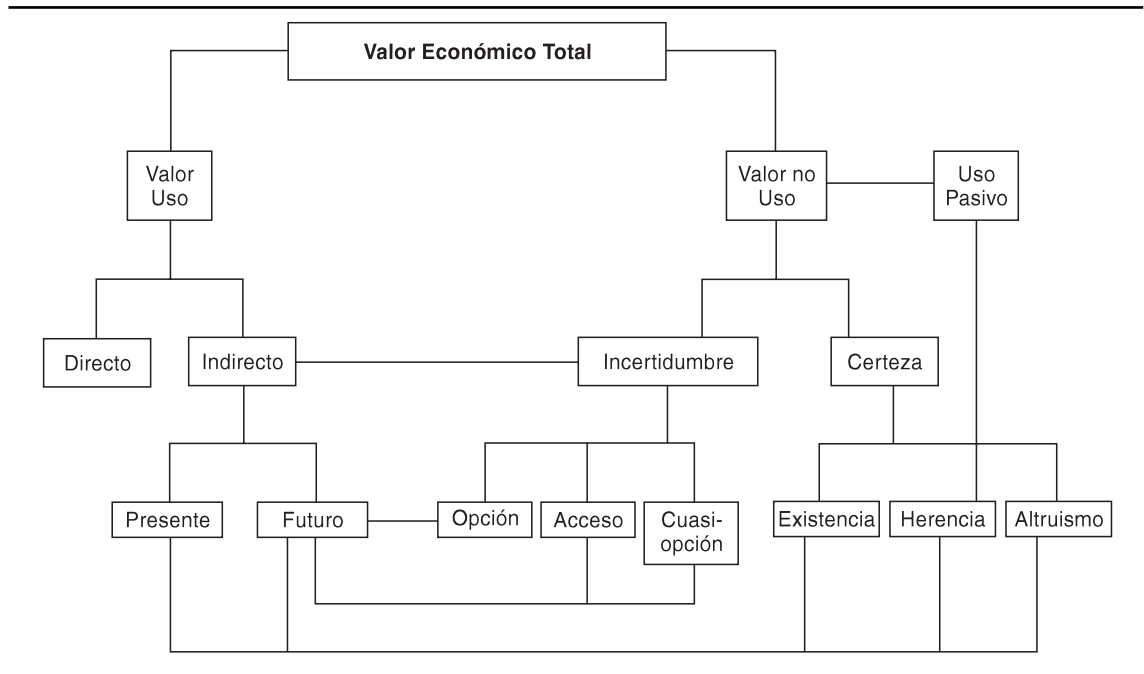
debido a que la restricción de irreversibilidad ($d_t = 0, 1$, $t = 1, 2$) implica $V_s(1) = V_n(1)$. Por lo tanto, el valor cuasi-opcional se corresponde con los beneficios derivados de la información acumulada en la ausencia de proyecto de desarrollo realizado en el periodo primero. En definitiva, este valor coincide con el valor esperado de la información que podría aparecer posponiendo una decisión de desarrollo con características irreversibles sobre el medio ambiente. Esta información contribuye a un proceso de aprendizaje que conduce a la resolución de la incertidumbre en el segundo periodo. Hey (1981) ha demostrado el signo positivo del valor cuasi-opcional. Sin embargo, si al iniciar el proyecto de desarrollo, resulta que se descubre información sobre sus consecuencias irreversibles, entonces el valor cuasi-opcional puede ser negativo (Freeman (1984)). Este puede ser el caso si existe incertidumbre acerca de los ingresos brutos del desarrollo y esta incertidumbre puede reducirse por medio de iniciar moderadamente el proyecto. Como resultado, el valor esperado de la información que puede generarse acometiendo algún desarrollo puede ser mayor que el valor esperado de la información que se deriva si no se realiza ningún desarrollo. Esto es, el signo del valor cuasi-opcional depende de la naturaleza de la incertidumbre y de las posibilidades de reducirla con la generación de información en las primeras etapas del proyecto de desarrollos. El valor cuasi-opcional será menor cuanto mayor sean los beneficios que se generarían si el desarrollo se convierte en una actividad generadora de información.

4.8.4 El valor de no uso

Los valores económicos del medio ambiente comprenden el valor de uso y el valor de no uso. El valor de uso se deriva del uso que realizan los individuos de los bienes ambientales, y el valor de no uso se corresponde con el deseo que tienen las personas de la sociedad de preservar el medio ambiente, aunque no realicen un uso directo de sus servicios o funciones. La taxonomía de los valores económicos es diversa (ver Tabla 4.3), y en cierto modo arbitraria. Generalmente está basada en las motivaciones que pueden tener los sujetos para expresar la disposición a pagar por un cambio en la calidad o cantidad de un bien ambiental. De forma habitual se acepta la distinción entre valor de uso y no uso como el marco general al cual se pueden vincular el resto de valores económicos, como los valores con incertidumbre derivados en las secciones anteriores. Así, el valor de opción o de cuasi-opción se atribuyó en un principio a un tipo de valor de no uso, pues no implica un uso directo; sin embargo, también puede considerarse como un valor de uso con incertidumbre.

El valor de no uso puede tener diversas motivaciones. Por definición, los no usuarios de los recursos ambientales presentan sólo este tipo de valor, mientras que los usuarios pueden presentar todo tipo de valores, tanto de uso como de no uso. La discusión sobre los motivos subyacentes al valor de no uso ha estado basada en los argumentos de existencia, herencia y altruismo. El motivo de existencia indica que el valor del bien ambiental se puede explicar porque los individuos piensan que el bien o recurso tiene derecho a la existencia, independientemente de su consumo presente o futuro. Se trata de un derecho intrínseco del bien natural, que por tanto, no tiene una explicación basado en el disfrute por la sociedad humana. Este tipo de valor se aproxima a los argumentos ecologistas de defensa de la naturaleza, y ha sido cuestionado por algunos autores como un valor económico propiamente dicho. Sin embargo, la evidencia empírica revela que este valor intrínseco de existencia existe y tiene un valor positivo, al mostrarse presente en individuos que no tienen ninguna intención de realizar consumos tanto directos o indirectos, como presentes o futuros del bien en cuestión.

El motivo de herencia implica que los individuos pueden valorar un bien ambiental porque quieran dejarlo en sucesión para el disfrute de las generaciones futuras. Se trata de un tipo de consumo indirecto del bien, pero que en cualquier caso no es un consumo atribuible de forma exclusiva al sujeto en el momento presente. El motivo de altruismo constituye una preocupación por el bienestar de otras personas de la sociedad, tanto en el presente como en el futuro, las cuales se pueden beneficiar del consumo del bien ambiental. De nuevo, se trata de un tipo de consumo indirecto, no motivado por el uso directo del bien ambiental por el sujeto, que experimenta un incremento de utilidad por su preservación.

Tabla 4.3 *Taxonomía del valor económico del medio ambiente*

Debido a los diferentes matices que puede adquirir el valor de no uso, que en definitiva conducen a un cierto tipo de uso indirecto de los bienes ambientales, —entre el cual se ha incluido también el valor de opción por algunos autores— la terminología actual tiende a agrupar los valores de no uso bajo el epígrafe genérico de valores de uso pasivo. Se trata, por tanto, de un uso que se realiza de forma indirecta o no activa, en el sentido de que el sujeto en cuestión no participa activamente del consumo del bien ambiental. De este modo, lo que define la frontera entre el valor de uso y los valores de no uso, es justamente el consumo directo de un bien ambiental por un individuo. En la medida que este consumo no se realice, estamos hablando de valores de no uso o valores de uso pasivo, entre los que cabría incluir los valores de existencia, herencia y altruismo.

La separación del uso indirecto del no uso es realmente el aspecto más difícil, pues habría que definir en qué consiste la utilización del bien. Se podría argumentar que el bien ambiental está siendo usado de alguna forma en la medida en que se toma conciencia del mismo. De hecho, se puede aducir que la visualización de fotografías y películas constituye justamente un uso indirecto del bien ambiental, y por tanto no debería responder a un valor de no uso. La conclusión es que el valor de uso pasivo no se puede separar de algún contenido de información que define el conocimiento del bien ambiental. Sin embargo, podría existir un valor económico positivo para los bienes ambientales aún desconocidos, o cuya información aún no ha salido a la luz, como se ha visto anteriormente con el valor de cuasi-opción. Por tanto, la denominación de valor de no uso es aún más genérica que la denominación de uso pasivo, al abarcar también los bienes para los cuales no existe información.

Para distinguir entre el valor de uso y los valores de no uso, Freeman (1995) considera un bien ambiental al que se le puede atribuir un precio p por su consumo, y que presenta una cantidad mínima z_m , por debajo de la cual su consumo no es posible debido a un deterioro que impide el funcionamiento de sus funciones naturales. Considerando el caso más general de una reducción del nivel del recurso desde z_1 hasta z_2 , con $z_2 < z_m < z_1$, el excedente compensado EC se define como

$$EC = e(p_1^0, z_1, U_0) - e(p_1^0, z_2, U_0) \quad (4.49)$$

donde p_1^0 es el precio corriente del bien ambiental y U_0 el nivel de máximo de utilidad obtenido, dado el precio p_1^0 y el nivel del recurso z_1 . El valor total se puede descomponer en la suma del valor de uso, no uso y existencia,

$$\begin{aligned}
 EC &= VU + VNU + VE = \\
 &[e(p_1^0, z_1, U_0) - e(p_1^*, z_1, U_0)] \\
 &+ [e(p_1^*, z_1, U_0) - e(p_1^*, z_m, U_0)] \\
 &+ [e(p_1^*, z_m, U_0) - e(p_1^0, z_2, U_0)]
 \end{aligned} \tag{4.50}$$

donde p_1^* es el precio que hace que la demanda del consumidor sea cero, o sea el precio de corte de la curva de demanda con el eje de abscisas. El primer componente entre corchetes de la suma (VU) hace referencia al valor de uso que se pierde por la reducción del recurso hasta un nivel en que éste no pueda ser utilizado. El segundo componente (VNU) coincide con el valor de no uso que pierde el consumidor cuando se reduce el recurso natural hasta z_m , o sea, hasta el nivel mínimo en el cual el uso comienza a ser posible. El tercer componente (VE) define el valor de existencia puro asociado con la reducción del recurso hasta un nivel por debajo del mínimo necesario para su uso y disfrute.

4.9 Sumario

El medio ambiente y sus funciones proporcionan bienestar económico a los individuos, cuya medición se debe expresar en unidades monetarias, ya que de esta forma se puede comparar con el bienestar derivado de otros bienes de mercado. El concepto utilizado para la medición de los beneficios experimentados por los consumidores es el excedente del consumidor, que se define como la cantidad máxima de dinero que estaría dispuesto a pagar un individuo por un bien ambiental, por encima de lo que ya paga.

Las definiciones de las medidas del bienestar pueden considerar tanto variaciones de precios como variaciones de calidad ambiental. Para algunos bienes ambientales, existen precios de mercado a partir de los cuales se puede aproximar el valor económico, mientras que para otros bienes (o parámetros de calidad ambiental), no existen mercados, ni directos ni relacionados.

El excedente del consumidor ordinario (o marshalliano) se deriva directamente de la demanda de mercado observada, y no constituye una medida exacta del bienestar económico generado por variaciones de precios y/o calidad ambiental, debido a que depende de la utilidad marginal de la renta, y por tanto, no es independiente del orden de los cambios en los parámetros. Los conceptos de excedente hicksiano pueden obtener una correspondencia entre el índice de utilidad y las variaciones de renta monetaria derivada de un cambio en los parámetros de precios y/o calidad ambiental, y mantienen la propiedad de la independencia con respecto al orden.

El valor económico del medio ambiente comprende los valores de uso y de no uso, que a su vez se pueden definir en contextos de certeza o de incertidumbre. Los valores económicos en un contexto de incertidumbre dan lugar a los conceptos de valor de opción y valor de cuasi-opción. El valor de opción se define como la cantidad que estarían dispuestos a pagar los individuos para asegurarse la posibilidad de consumir un bien ambiental en el futuro, mientras que el valor de cuasi-opción coincide con el valor de la información atesorada en el medio ambiente y que puede ser destruida por un proyecto de desarrollo. El valor de opción puede ser tanto positivo como negativo.

Preguntas para la reflexión

- ¿Cuáles son las propiedades del excedente del consumidor ordinario (o marshalliano) para medir el bienestar del consumidor?
 - ¿Por qué es el excedente del consumidor compensado (o hickisano) una medida más exacta del bienestar experimentado en el consumo que el excedente ordinario (o marshalliano)?
 - ¿En qué se diferencian las medidas de calidad ambiental para los bienes ambientales de las medidas de bienestar para los bienes de mercado?
 - ¿Qué factores hay que tener en cuenta para la agregación de los beneficios individuales de los bienes ambientales?
 - ¿Cuál es el error que se comete al estimar el bienestar económico de los bienes ambientales utilizando el excedente del consumidor ordinario (o marshalliano), y de qué depende?
 - ¿Es el valor de no uso del medio ambiente un valor económico?
-

Lecturas complementarias

La medición de los beneficios de los bienes ambientales a partir de la medición de los excedentes de consumidores y productores se encuentra referenciada con profundidad en las obras de Freeman (1993) y Joahasson (1987), contándose también con excelentes ejemplos en la lengua castellana en las obras de Azqueta (1994) y Ferreiro Chao *et al.* (1992). Sobre las divergencias entre los excedentes ordinarios (marshallianos) y compensados (hicksianos), o entre la disposición a pagar y disposición a aceptar, como medidas del excedente del consumidor, conviene consultar los trabajos seminales de Willig (1976), Small y Rosen (1981) y Hanemann (1991). En relación a los conceptos del valor económico del medio ambiente, resulta de utilidad la lectura de los trabajos de Weisbrod (1964) y Krutilla (1967).

Referencias bibliográficas

- ARROW, K. J. y FISHER, A. C. (1974): «Environmental Preservation, Uncertainty and Irreversibility», *Quarterly Journal of Economics*, 88, págs. 312-19.
- AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- BISHOP, R. C. (1982): «Option Value: An Exposition and Extension», *Land Economics*, 58, págs. 1-15.
- BOADWAY, R. W. (1974): «The Welfare Foundations of Cost-Benefit Analysis», *Economic Journal*, 84, págs. 936-39.
- CHIPMAN, J. S. y MOORE, J. C. (1980): «Compensating Variation, Consumer's Surplus and Welfare», *American Economic Review*, 70, págs. 933-47.
- CICCHETTI, C. J. y FREEMAN, A. M. (1971): «Option Demand and Consumer Surplus: Further Comment», *Quarterly Journal of Economics*, 85, págs. 528-39.
- FERREIRO, A., AZQUETA, D., FREEMAN III, A. M., GARCÍA FERRER, A., y JOHANSSON, P-O (1992): *Evaluación Económica de Costes y Beneficios Ambientales*, Monografías de Economía y Medio Ambiente, N.º 4, Junta de Andalucía, Consejo de Cultura y Medio Ambiente.
- FREEMAN III, A. M (1993): *The measurement of Environmental and Resource Values*, Resources for the Future, Washington.
- FREEMAN, A. M. III (1984): «The quasi-option value of irreversible development», *Journal of Environmental Economics and Management*, 11, págs. 292-295.

- FREEMAN, A. M. III (1985): «Methods for Assessing the Benefits of Environmental Programs» in Kneese, A.V. y Sweeney J. L. (eds.). *Handbook of Natural Resource and Energy Economics*, vol. 1, Elsevier Science Publishers, Amsterdam.
- FRIEDMAN, M., y L. J. SAVAGE (1948): «The utility analysis of choices involving risk», *Journal of Political Economy*, 4, págs. 279-304.
- HANEMANN, W. M. (1989): «Information and the concept of option value», *Journal of Environmental Economics and Management*, 16, págs. 23-37.
- HANEMANN, W. M. (1991): «Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ?», *American Economic Review*, 81, págs. 635-647.
- HEY, J. D. (1981): *Economics in Disequilibrium*. Martin Robertson, Washington D. C.
- JOHANSSON, P-O (1987): *The Economic Theory and Measurement of Environmental Benefits*, Cambridge University Press, Cambridge.
- JOHANSSON, P-O (1991): *An Introduction to Modern Welfare Economics*, Cambridge University Press, Cambridge.
- JOHANSSON, P-O, KRISTON, B. y MATTSON, L. (1988): «How is the Willingness to Pay for Moose Hunting Affected by the Stock of Moose?», *Journal of Environmental Management*, 26, págs. 163-171.
- JUST, R. E. HUETH, D.C. y SMITH, A. (1982): *Applied Welfare Economics and Public Policy*, Prentice Hall Englewood Cliffs, N.J.
- KRUTILLA, J. V. (1967): «Conservation Reconsidered», *American Economic Review*, 57, págs. 777-786.
- NG, Y.-K. (1983): *Welfare Economics. Introduction and Development of Basic Concepts*, Macmillan, London.
- PATINKIN, D. (1963): «Demand Curves and Consumer's Surplus», in Christ, C.F. et al. (eds). *Measurement in Economics, Studies in Mathematical Economics and Econometrics in Memory of Yehda Grunfeld*, Stanford University Press, Stanford.
- RANDALL, A. y STOLL, J. R. (1980): «Consumer's Surplus in Commodity Space», *American Economic Review*, 70, págs. 449-55.
- SAMUELSON, P. (1942): «Constancy of the Marginal Utility of Income» in Lange, O., McIntyre, F. and Yantema, T.O. (eds.), *Studies in Mathematical Economics and Econometrics in Memory of Henry Schultz*, University of Chicago Press, Chicago.
- SCHMALENSEE, R. (1972): «Option Demand and Consumer's Surplus: Valuing Price Changes under Uncertainty», *American Economic Review*, 62, págs. 813-824.
- SMALL, K. A., y ROSEN, H. S. (1981): «Applied Welfare Economics with Discrete Choice Models», *Econometrica*, 49, págs. 105-130.
- VON NEWMAN, J. y MORGENSTERN, O. (1944): *Theory of games and economic behavior*, Princeton University Press, Princeton.
- WILLIG, R. (1976): «Consumer Surplus without Apology», *American Economic Review*, 54, págs. 19-26.
- WEISBROD, B.A. (1964): «Collective-Consumption Services of Individual-Consumption Goods», *Quarterly Journal of Economics*, 78, págs. 471-477.
-

CAPÍTULO 5

MÉTODOS PARA ESTIMAR EL VALOR ECONÓMICO DEL MEDIO AMBIENTE

Objetivos

- Conocer los métodos susceptibles de ser utilizados para valorar económicamente el medio ambiente, distinguiendo entre métodos directos de mercado, indirectos de no mercado y directos de no mercado.
 - Comprender la relación entre los fundamentos teóricos de la medición del bienestar económico y su aplicación en los métodos del coste del desplazamiento, los precios hedónicos, y de preferencias declaradas.
 - Conocer las debilidades y problemas teóricos y empíricos de los métodos indirectos y directos de no mercado, así como las diferencias sustanciales entre los mismos, en lo que se refiere a los supuestos de partida y las posibilidades de aplicación.
 - Comprender el nexo común de los métodos de valoración de no mercado (coste del desplazamiento, precios hedónicos y preferencias declaradas).
-

5.1 Introducción

El valor económico del medio ambiente constituye un marco de análisis susceptible de ser utilizado con finalidad empírica, como se ha visto desde la conceptualización teórica realizada en el capítulo anterior. Sin embargo, desde el punto de vista empírico, es preciso cuantificar y demostrar que estos conceptos son medibles a partir de las observaciones de la realidad. De esta forma, los valores económicos, una vez cuantificados, pueden ser utilizados en la adopción de decisiones de política ambiental y en las asignaciones de recursos económicos que impliquen costes ambientales.

El desarrollo de métodos de medición empírica del valor económico para los bienes públicos y ambientales ha supuesto un reto para las ciencias económicas, pues en un principio se pensaba que los valores ambientales no eran susceptibles de medición empírica, y por tanto, representaban tan sólo un concepto teórico. Por un lado, no existen mercados para este tipo de bienes, con lo que no es posible observar precios y cantidades a partir de las cuales inferir los excedentes de los agentes económicos. Por otra parte, se suele tratar de bienes colectivos o públicos, lo cual plantea un problema de revelación

de preferencias, como se comentó en el Capítulo 3. Pero en las últimas décadas los investigadores han venido dando respuesta a este reto, hasta el punto de que hoy en día se cuenta con una panoplia de métodos de valoración del medio ambiente que permite obtener valores monetarios de un número amplio de características y recursos ambientales.

De esta forma, a través de los métodos de valoración económica se puede obtener una cuantificación del excedente del consumidor derivado de variaciones en la calidad de los bienes ambientales, cuyo valor se puede contraponer al coste marginal, para determinar el nivel socialmente óptimo de la calidad ambiental. Por tanto, la dificultad derivada de la ausencia de mercado para los bienes ambientales, ha podido ser superada a través del desarrollo de métodos específicos para este tipo de bienes.

Estos métodos se pueden separar en tres grandes grupos. Por un lado tenemos los métodos directos de mercado, que se basan en la utilización de precios y cantidades observadas en los mercados, y que estiman los impactos ambientales a través de los impactos físicos en estas magnitudes. En segundo lugar, están los métodos indirectos de mercado, que también utilizan precios de mercado, pero de forma indirecta, o sea, a través de un bien de mercado que esté relacionado con el bien ambiental que se quiere estudiar. Los métodos más importantes en este grupo son los métodos del coste del desplazamiento y de los precios hedónicos, que se tratan en los epígrafes 5.3 y 5.4 respectivamente. En tercer lugar, tenemos los métodos directos de no mercado, que se basan en la construcción de mercados específicos para los bienes ambientales o políticas relacionadas con los mismos. Estos métodos se pueden agregar bajo la denominación común de preferencias declaradas, y se tratan en el epígrafe 5.5.

5.2 Aproximaciones directas de mercado

Dentro de este grupo se encuentran métodos que utilizan gastos y/o costes actuales y potenciales relacionados con los impactos de los proyectos. Son métodos relativamente fáciles de utilizar dado que se basan en información disponible a partir de datos de mercado. El instrumento de partida suele ser la construcción de una función de daños o de dosis-respuesta que relaciona el nivel de actividad causante del daño, por ejemplo, la concentración de un contaminante, y el impacto físico que ocasiona en alguna variable económica como la productividad, o bien en algún activo como la salud de las personas. Entre estos métodos se encuentran: *i)* el cambio de productividad, *ii)* el coste de la enfermedad, *iii)* el coste de oportunidad, *iv)* el coste-efectividad, y *v)* los costes de recuperación o de restauración.

Por ejemplo, el método del cambio de la productividad consiste en observar, en otras actividades económicas, posibles variaciones de producción como consecuencia de los efectos externos del proyecto. Estas variaciones de producción física son valoradas a precios de mercado de cara a obtener los costes externos. En el método del coste de recuperación se estiman los costes monetarios que serían necesarios para restablecer el activo natural deteriorado, y se comparan con los costes de evitar el deterioro. El diferencial de costes obtenido se toma como una estimación de los beneficios de las medidas necesarias para prevenir posibles daños ambientales. El método de los costes de oportunidad se basa en estimar lo que se tiene que sacrificar por no realizar el proyecto invirtiendo en la mejor alternativa.

Si este coste de oportunidad es relativamente bajo, puede ser que el analista considere conveniente la preservación de activos ecológicos y naturales de alto interés relativo.

Los problemas principales de estos métodos tienen su origen en los siguientes aspectos: *i)* la necesidad de realizar supuestos acerca de los precios utilizados en la estimación, por ejemplo que estos precios son fijos y no varían por la realización del proyecto, y *ii)* la estimación se basa fundamentalmente

en los costes, por lo que se tiende a generar un límite inferior de los beneficios potenciales de la preservación de los bienes ambientales.

5.3 El método del coste del desplazamiento

El método del coste del desplazamiento está basado en la idea de que el número de visitas realizadas por un individuo a un espacio natural depende de la distancia a que se encuentre. La hipótesis es que a mayor distancia, menos visitas realizará el individuo en un periodo determinado, debido a que se incurriría en unos mayores costes de desplazamiento. Estos costes se expresan en términos monetarios, e incluyen el coste del viaje o del transporte, y el coste del tiempo empleado en el viaje. De este modo, se puede trazar una función de demanda en la que en número de viajes se relaciona inversamente con el coste del desplazamiento, que puede servir para estimar el excedente que el consumidor obtiene de los viajes.

La idea del método fue propuesta originariamente por Hotelling (1947) en una carta escrita como respuesta a una solicitud del servicio de Parques Nacionales de los Estados Unidos para medir el beneficio económico de estos bienes naturales. La primera aplicación empírica se debe a Clawson (1959). La mayoría de los trabajos se centran en la valoración económica de espacios naturales que son objeto de visitas humanas por diversos motivos, como la recreación, el esparcimiento, pasar el día, el camping, la caminata, etc. Más recientemente, se pueden encontrar aplicaciones a los bienes culturales, la salud, y los centros de ocio. En el método se utiliza el coste del desplazamiento (suma del coste del transporte y el coste del tiempo) como variable aproximada del coste de consumir los espacios naturales, por lo que la curva de demanda estimada debe tomarse como una aproximación a la curva de demanda de los espacios.

El método está basado en un modelo de elección del consumidor en el que se persigue el objetivo de maximizar la utilidad sujeto a una o varias restricciones. Se pueden tener diversas versiones del modelo dependiendo de las restricciones y variables consideradas en el proceso de elección (por ejemplo, producción de los consumidores, coste hedónico, parámetro variable, elección discreta), pero el elemento común es la consideración del coste del desplazamiento como una variable que permite aproximar el coste de visitar los espacios naturales. El objetivo es medir el excedente del consumidor resultante de cambios cuantitativos o cualitativos en las variables ambientales, referidas a lugares que son objeto de visitas recreativas.

En general, la estimación de los beneficios agregados de un espacio natural se realiza a partir de la agregación de los excedentes de los consumidores que lo visitan desde diversos lugares. Para ello, se parte de la división del área en torno al espacio natural en k regiones, que difieren en cuanto al coste del desplazamiento (o distancia) y la población. Para cada región i , se estima una función de demanda o de generación de viajes $v_i = f(c_i, s_i)$, donde s_i es un vector de variables exógenas y c_i es el coste del desplazamiento. En este coste se puede incluir el coste de la entrada en el espacio natural. Los beneficios agregados B para el conjunto de visitantes n_i a través de todas las áreas posibles del entorno del espacio natural, se expresan del siguiente modo,

$$B = \sum_{i=1}^k n_i \int_{c_i'}^{c_i^*} f(c_i, s_i) dc_i \quad (5.1)$$

donde c_i^* es el coste que haría que no se realizase ningún viaje desde el origen o la región i (precio de corte de la curva de demanda con el eje de ordenadas), y c_i' es el coste medio del desplazamiento desde la región i .

Aunque la estimación de los beneficios a partir de la integración de curvas de demanda de viajes parezca un ejercicio sencillo, desde un punto de vista empírico se plantean una serie de decisiones

acerca de la especificación y estimación del modelo, que tienen implicaciones para la integración del excedente¹.

De un modo general, consideremos un individuo que se enfrenta a la decisión acerca del número de viajes a realizar a una serie de destinos potenciales. Supongamos que todos los viajes tienen la misma duración, dado que los viajes de distinta duración se pueden considerar bienes diferentes. El sujeto no tiene que consumir una cantidad positiva de todos los destinos, por lo que puede haber destinos con un consumo cero de viajes. Considerando que los precios, la renta, las preferencias y los atributos de los bienes de mercado y de no mercado se conocen con certeza, la función de utilidad se define como:

$$U(x, v, l; z) \quad (5.2)$$

donde x , v , l y z son vectores de bienes de mercado, viajes recreativos a diferentes lugares, el tiempo gastado en otras actividades de ocio y las calidades de los lugares recreativos. Cada elemento de z está asociado a un elemento de v , esto es, los atributos de calidad son específicos para cada destino recreativo. Supongamos que el individuo puede intercambiar el tiempo dedicado a las actividades recreativas, el ocio, el consumo y el trabajo, a una tasa de salario constante. Por tanto, el sujeto maximiza la utilidad debido a una restricción de tiempo y otra de renta, esto es,

$$\begin{aligned} t_w + t_l + t_x + t_v &= t \\ px + cv &\leq y(t_w) \end{aligned} \quad (5.3)$$

donde t es el tiempo total disponible, y los subíndices w , l , x y v se refieren al tiempo empleado en el trabajo, el consumo de otras actividades de ocio, el consumo de bienes de mercado, y el consumo de las actividades recreativas. El tiempo empleado en las actividades recreativas es igual al número de viajes realizados multiplicado por el tiempo medio de los viajes, que se supone constante; y es la renta total disponible, que depende del tiempo empleado en el trabajo; p y c son vectores de precios y costes del viaje a los lugares recreativos o culturales, incluyendo tanto el desplazamiento como el precio de entrada. La solución de este problema de optimización conduce a las siguientes funciones de demanda para los bienes de mercado y el número de viajes a los lugares recreativos,

$$\begin{aligned} x^*(p, c, z, y, \bar{t}, t) \\ v^*(p, c, z, y, \bar{t}, t) \end{aligned} \quad (5.4)$$

donde $\bar{t}$ representa un vector de unidades de tiempo empleado en el consumo de bienes de mercado, actividades de ocio, y lugares recreativos.

Estas funciones de demanda ordinarias o marshallianas dependen de los precios de los bienes de mercado, de los costes del viaje a todos los lugares recreativos, la renta disponible y el horizonte temporal para efectuar el gasto. Si tenemos una muestra transversal de individuos, p es constante, por lo que se puede eliminar de la estimación de la función de demanda.

Desde el punto de vista de la evaluación de costes o beneficios, podemos considerar dos medidas de bienestar relevantes en este contexto. La primera es la pérdida de bienestar derivada de la eliminación

¹ Las primeras aplicaciones del método del coste del desplazamiento utilizaban datos agregados de individuos por zonas (método del coste del desplazamiento zonal). La relación entre las visitas *per capita* y el coste del desplazamiento desde las zonas permite estimar una curva de demanda de visitas agregadas, a partir de la cual se obtiene el excedente ordinario del consumidor. El método zonal es poco utilizado debido a que adolece de los problemas propios de la agregación de los datos, que pueden conducir a estimaciones ineficientes y a resultados que no representen las preferencias individuales. La alternativa seguida es la utilización de datos individuales, que recojan el número de visitas, los lugares visitados y los costes del desplazamiento incurridos por cada individuo de una muestra representativa de la población relevante.

de un lugar recreativo como consecuencia de algún programa de desarrollo que destruya el entorno natural en el cual se ubica. La segunda medida consiste en el efecto en el bienestar ocasionado por los cambios en las características en la calidad de los atributos del lugar recreativo o de su entorno natural.

La derivación de estas medidas de bienestar se puede realizar a través de la función de gasto, como la variación en el mínimo gasto para obtener un nivel de utilidad determinado ante situaciones alternativas en cuanto a la disponibilidad del recurso y de sus características. La función de gasto resulta por tanto de obtener el mínimo gasto en los bienes de mercado y en los viajes a los lugares recreativos dadas las restricciones de tiempo y de un nivel de utilidad determinado. Esto es,

$$\begin{aligned} e(p, c, z, \bar{t}, t, U) &= \min [px + cv] / \\ U(x, v, l; z) &= U^*; t_w + t_1 + t_x + t_v = \bar{t} \end{aligned} \quad (5.5)$$

donde U^* es un nivel de utilidad determinado. La derivada de la función de gasto con respecto a c_i da lugar a las funciones de demanda compensadas o hicksianas para cada destino i ,

$$\frac{\partial e(p, c, z, \bar{t}, t, U)}{\partial c_i} = v_{ci}(p, c, z, \bar{t}, t, U) \quad (5.6)$$

El valor que el sujeto concede a los espacios naturales donde se realizan actividades recreativas, se obtiene considerando un vector de costes del viaje c^* para los que no se realizarían viajes a los lugares recreativos —o precios de corte con el eje de ordenadas de las funciones de demanda respectivas—, y c^0 el vector de costes de viaje corriente. Entonces, utilizando la función de gasto, tenemos la siguiente medida de bienestar:

$$B_1 = e(p, c^*, z, \bar{t}, t, U) - e(p, c^0, z, \bar{t}, t, U) \quad (5.7)$$

Esta medida nos da el valor de todos los lugares recreativos en caso de que éstos no estén más disponibles, esto es, si existe un proyecto que elimina totalmente las funciones recreativas. Esta expresión se convierte en las variaciones compensada o equivalente por medio de la especificación de los niveles de utilidad inicial o final respectivamente, y tiene una interpretación en términos de las funciones de demanda hicksianas. Para un destino concreto i tenemos,

$$\int_{c_i^0}^{c_i^*} \frac{\partial e}{\partial c_i} dc_i = \int_{c_i^0}^{c_i^*} v_{ci} dc_i \quad (5.8)$$

Para que esta medida sea finita, es necesario que el bien recreativo v_i sea no esencial. Esto significa que existen combinaciones de otros bienes que pueden compensar por la ausencia del lugar recreativo. Esto es,

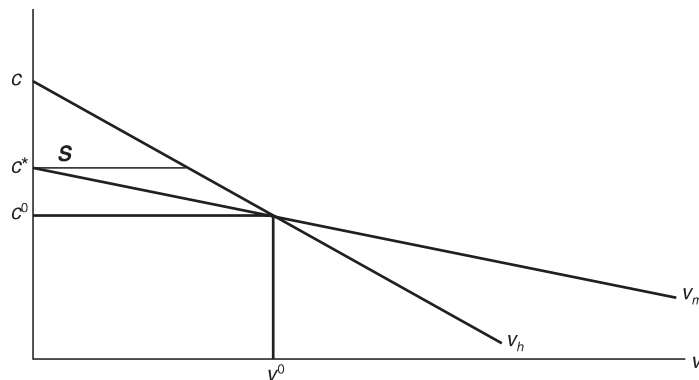
$$U(x^0, v_1^0, \dots, v_i^0, \dots, v_n^0, l^0, z^0) = U(x^1, v_1^1, \dots, 0, \dots, v_n^1, l^1, z^1) \quad (5.9)$$

donde el superíndice 0 indica la elección óptima de los bienes respectivos, y el superíndice 1 se refiere a otra combinación que compensa al individuo por la ausencia de viajes al destino i . Esta condición es equivalente a la condición de que el límite de la función de gasto es finito a medida que el coste c_i tiende a infinito.

De otro modo, la no esencialidad quiere decir que el sujeto puede ser compensado por la pérdida del lugar recreativo i . Si éste es un bien no inferior y no esencial, entonces la curva de demanda ordinaria está siempre por debajo de la curva de demanda hicksiana, a medida que el coste del viaje se

incrementa, y por tanto el uso del excedente ordinario del consumidor generará una medida finita. Sin embargo, la aproximación de la medida hicksiana por la marshalliana será inexacta debido a que los precios de corte con el eje de ordenadas de ambas curvas de demanda no coinciden, como se representa en la Figura 5.1. La utilización de las bandas de error de Willig (1976) podría aproximar el cambio en el bienestar desde el nivel de coste c^0 hasta c^* , pero esto dejaría fuera el área S debajo de la curva de demanda hicksiana, que se encuentra comprendida entre los dos puntos de corte de las respectivas curvas con el eje de ordenadas.

Figura 5.1 Error en la utilización del excedente ordinario en el coste del desplazamiento



Si consideramos un cambio en el nivel de los atributos de calidad ambiental de los lugares recreativos potencialmente visitados por el sujeto, entonces tenemos la siguiente definición de la variación de bienestar,

$$B_2 = e(p, c, z, \bar{t}, t, U) - e(p, c, z^*, \bar{t}, t, U) \quad (5.10)$$

donde z^* es un vector que incluye el nuevo nivel de calidad para al menos uno de los lugares recreativos. De nuevo, esta definición puede ser tanto excedente como variación compensada dependiendo del nivel de utilidad escogido. Si el cambio en la calidad es un bien, esto es, genera un aumento en el bienestar, entonces B_2 tiene el mismo signo que el cambio en el bienestar. El gasto mínimo necesario para alcanzar un nivel de utilidad determinado se reduce a media que el nivel de calidad se incrementa, con lo que B_2 es positivo.

El área debajo de las curvas de demanda compensadas derivadas del cambio en la calidad ambiental es una medida igual a B_2 sólo si se satisface la complementariedad débil. Así, suponiendo que conocemos las curvas de demanda hicksianas, tenemos la expresión:

$$\int_{c_i^0}^{c_i^*} [v_{ci}(p, c, z^*, \bar{t}, t, U) - v_{ci}(p, c_i, z, \bar{t}, t, U)] dc_i = \quad (5.11)$$

$$e(p, c^*, z^*, \bar{t}, t, U) - e(p, c^0, z^*, \bar{t}, t, U) - e(p, c^*, z, \bar{t}, t, U) + e(p, c^0, z, \bar{t}, t, U)$$

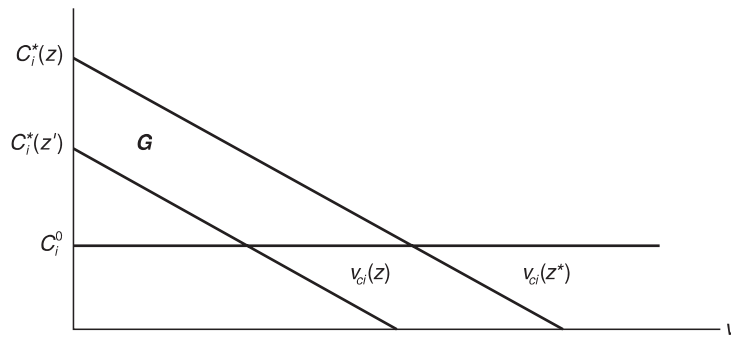
En la Figura 5.2, esta medida se representa por el área G . La complementariedad débil implica que el mínimo gasto no cambia con la calidad ambiental si el precio o coste del viaje es tan alto que

la demanda recreativa es cero (precio de corte con el eje de ordenada o precio de choque). Por tanto, sólo si se cumple $e(p, c^*, z^*, \bar{t}, t, U) = e(p, c^*, z, \bar{t}, t, U)$ (complementariedad débil), entonces la integral entre curvas de demanda hicksianas es igual a B_2 . Otra forma de expresar la complementariedad débil es a través de la función de utilidad. Esto es, si los cambios en la calidad de los atributos no afectan a la utilidad cuando la demanda del bien relacionado con el atributo es cero, entonces la utilidad marginal es cero. Para el lugar recreativo i , la complementariedad débil implica:

$$\frac{\partial U(x, v_1, \dots, 0, \dots, v_n, l; z)}{\partial z_i} = 0 \quad (5.12)$$

En general, la complementariedad débil entre un bien privado y un bien público ocurre si la utilidad marginal o la disposición marginal a pagar por el bien público es nula cuando la demanda del bien privado es cero. En el contexto de la recreación, esto implica que el individuo valora la calidad de los servicios generados por el lugar recreativo sólo si realiza algún viaje a este lugar.

Figura 5.2 Variación del excedente con el método del coste del desplazamiento ante un cambio en la calidad ambiental



La utilización de la función de demanda marshalliana conduce a errores en la estimación de la medida de bienestar exacta resultante de un cambio en la calidad, con respecto a la medida que se obtendría utilizando las curvas hicksianas bajo el supuesto de complementariedad débil. Este error es en general no negativo, siendo cero sólo en los casos en que el efecto renta sea nulo y que la calidad ambiental no tenga ningún efecto en el mínimo gasto para un nivel de utilidad determinado.

5.3.1 Estimación y fuentes de error (*)

Desde un punto de vista empírico, la estimación del excedente a partir de la función de demanda marshalliana puede ilustrarse por medio de una especificación lineal en la que el número de viajes dependa sólo del coste del desplazamiento c y del nivel de renta y ,

$$v(c, y) = \beta_0 + \beta_1 c + \beta_2 y + \mu \quad (5.13)$$

donde μ es el error aleatorio, que indica la participación de factores no deterministas en la explicación de la demanda de viajes al lugar recreativo. La hipótesis de partida es que $\beta_1 < 0$, esto es, a mayor cos-

te menor será el número de viajes realizado por el sujeto. Una vez estimados los parámetros β 's de esta función por métodos econométricos, el cálculo del excedente del consumidor se obtiene por integración hasta el precio de choque,

$$S = \int_0^{v^0} c(v, y) dv - c^0 v^0 = \int_{c^0}^{c^*} v(c, y) dc = -\frac{v^2}{2\beta_1} \quad (5.14)$$

$$= \frac{1}{2} \left[\left(-\frac{\gamma}{\beta_1} - c^0 \right) \left(\gamma + \beta_1 c^0 \right) \right] = \frac{(c^* - c^0)v_0}{2} ; \gamma = \beta_0 + \beta_2 y + \mu$$

El método del coste del desplazamiento requiere, por tanto, recabar datos de la población de visitantes, entre los que son imprescindibles conocer el número de visitas de cada individuo y el coste incurrido desde su lugar de residencia habitual. La Tabla 5.1 presenta las fórmulas del excedente del consumidor ordinario para otras especificaciones de la función de demanda de viajes al lugar recreativo. En cada caso, el cómputo del excedente se convierte en una fórmula en la que han de insertarse los valores estimados de los parámetros que definen la función de demanda. Tanto la variable dependiente del número de viajes como la variable explicativa del coste del desplazamiento, cuando fueran necesarias en las fórmulas, se pueden definir a partir del correspondiente valor medio muestral.

Tabla 5.1 Excedente ordinario en el método del coste del desplazamiento

Función de demanda	Excedente ordinario (S)
Lineal $v = \beta_0 + \beta_1 \ln c + \beta_2 \ln y + \mu$	$\alpha = \beta_0 = \beta_2 \ln y + \mu; c^1 = e^{-\frac{\alpha}{\beta_1}}$ $S = [\alpha c_1 + \beta_1 (\ln^1 - c^1)] - [\alpha C^0 + \beta_1 C^0 (\ln c^0 - c^0)]$
Log-log $\ln v = \beta_0 + \beta_1 \ln c + \beta_2 \ln y + \mu$	$S = -\frac{e^\alpha}{\beta_1 + 1} [C^{1(\beta_1+1)} - C^{0(\beta_1+1)}]$ $= -v^0 \left(\frac{1}{\beta_1} + 1 \right) \left(\frac{1}{e^{\frac{\alpha}{\beta_1} (\beta_1 + 1)}} \right) = -\frac{v^0 c^0}{\beta_1 + 1}$
Semi-log $\ln v = \beta_0 + \beta_1 c + \beta_2 y + \mu$	$S = -\frac{e^{\gamma + \beta_1 c^0}}{\beta_1} = -\frac{v}{\beta_1}$

El excedente del consumidor estimado a partir del método del coste del desplazamiento es una variable aleatoria dado que depende de parámetros estimados a partir de una muestra de datos de la población de visitantes. Dado que el investigador sólo puede observar la parte sistemática de la función demanda, y no la parte aleatoria, el excedente sólo se puede definir en términos probabilísticos. La estimación del excedente estará sesgada en la medida en que los parámetros estén también sesgados, y deberá estar condicionada a un error muestral y de especificación de los modelos de demanda de viajes. Así, es posible que los individuos tengan preferencias aleatorias, y que el valor observado de V difiera del valor verdadero. Por tanto, no existe certeza de que los individuos elegirán el mismo número de viajes predicho por el modelo en todas las circunstancias posibles, o cada vez que encuentren los mismos precios y condiciones socioeconómicas.

Las fuentes de error en el método del coste del viaje son diversas, y se deben sobre todo a errores en la especificación del modelo empírico. A continuación nos ocupamos de las más relevantes.

a) *Omisión de destinos sustitutivos y/o complementarios*

La especificación tradicional de la función de demanda de viajes se concreta para un destino concreto, con la intención de estimar el parámetro del coste del viaje. Sin embargo, la demanda se ve influenciada por los costes relativos de los destinos potenciales, y es posible que estos destinos tengan relaciones de sustitución o complementariedad entre ellos. En este caso, la estimación con base sólo en el coste del desplazamiento al destino en cuestión producirá resultados sesgados. Supongamos que la verdadera función de demanda de viajes al destino i depende de los costes del desplazamiento hasta el destino i y hasta el destino j ,

$$v_h = \beta_0 + \beta_i c_i + \beta_j c_j + \mu \quad (5.15)$$

donde β_i y β_j son parámetros y μ es una perturbación aleatoria que incorpora todos los factores que explicarían la demanda, pero que son distintos de los costes a los dos destinos. La omisión del destino h implica que se estima la siguiente función:

$$v = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_i c_i + e \quad (5.16)$$

donde e representa el error en la regresión. Se puede demostrar que el estimador del parámetro del coste del desplazamiento tiene por valor esperado,

$$E[\hat{\beta}_i] = \beta_i + \beta_j \frac{m(c_i, c_j)}{m(c_i, c_i)} \quad (5.17)$$

donde $m(c_i, c_j)$ es la covarianza entre c_i y c_j . Dado que el parámetro del coste del desplazamiento debe ser negativo $\beta_i < 0$, entonces tenemos que si ambos destinos son sustitutivos, esto es $\beta_j > 0$, y si sus costes de desplazamiento están positivamente (negativamente) correlacionados, entonces el parámetro estimado tendrá un sesgo positivo (negativo), o sea, será mayor (menor) que el que se obtendría incorporando el destino alternativo. Por tanto, la conclusión es que el excedente del consumidor ordinario estará sobre (infra) valorado cuando se estima una ecuación que omite el destino alternativo. Los efectos serían de signo contrario si ambos destinos fuesen complementarios.

Los destinos alternativos sólo tienen relevancia en la estimación del excedente del consumidor si existe suficiente variabilidad en el coste del desplazamiento. Por ejemplo, alguna actividad cultural, como el cine o el teatro, puede ser sustitutiva de la visita a un espacio natural, pero si el coste del desplazamiento hasta la actividad cultural no varía entre los posibles visitantes, entonces el numerador de la ecuación (5.17) tiende a cero y el sesgo no sería relevante. Por tanto, la inclusión de destinos sustitutivos es más importante cuanto mayor sea la distancia a la que se encuentre la población relevante. Por otra parte, el signo de la correlación entre los costes de los destinos depende de la ubicación espacial y de la dispersión de la residencia habitual de los visitantes. En resumen, tanto la distancia como la ubicación espacial de los destinos recreativos tendrán influencia en el sesgo obtenido con la omisión de los destinos alternativos.

b) *Los límites espaciales*

El método está sujeto a posibles límites espaciales derivados del incremento de la distancia a la que se encuentra el lugar recreativo desde los potenciales puntos donde la frecuencia de visitantes es positiva. Smith y Koop (1980) proponen un test para determinar la distancia de las zonas que pueden ser

incluidas en la muestra de datos para la estimación del modelo. Los parámetros del modelo se muestran inestables cuando se incluyen datos de visitantes a partir de una distancia determinada al lugar recreativo. Por debajo de esta distancia límite, los resultados del modelo son robustos a la exclusión de datos, pero a partir de esta distancia, el modelo puede considerarse inestable, y por tanto, sujeto a posibles errores en los resultados de la estimación del excedente del consumidor. Esta distancia límite no es homogénea para todos los lugares recreativos, sino que depende de los costes incurridos en el desplazamiento, y de la afluencia de visitantes.

c) *Separabilidad espacial y temporal*

El método está basado en el supuesto de que la función de utilidad del individuo es separable en el consumo de viajes recreativos y el resto de bienes que conforman el conjunto de elección del consumidor. Este supuesto de separabilidad débil permite estimar la función de demanda de forma independiente del resto de las demandas que el sujeto considera en su proceso de elección entre bienes de consumo. La separabilidad débil implica que la función de utilidad se puede escribir como:

$$U(x, v, l; z) = (U_1(x), U_2(v), U_3(l); z) \quad (5.18)$$

$$U_2(v) = (U_{21}(v_1), U_{22}(v_2), U_{23}(v_3); z) \quad (5.19)$$

donde U_j son funciones de utilidad definidas para cada grupo de elementos que proporcionan utilidad, y U_{ij} son las funciones de utilidad correspondientes a uno o varios desplazamientos hasta espacios naturales. Bajo este supuesto, la demanda de viajes a un destino en particular se puede tratar de forma independiente de otros bienes adquiridos por el consumidor, incluso de los viajes realizados a otros destinos. En caso contrario, sería necesario formular un sistema de ecuaciones simultáneas para todos los bienes y servicios implicados en el proceso de elección y de asignación de gasto de consumo.

Por otra parte, la separabilidad también tiene connotaciones espaciales y temporales. Esto es, se supone que la demanda de servicios recreativos está influida esencialmente por la cercanía al destino, de modo que los flujos de demanda proceden de las zonas cercanas a lugar de destino, y esta demanda es separable de la demanda a otros destinos posibles. Además, desde un punto de vista temporal, la separabilidad implica que la demanda de viajes en un momento concreto no se vea influida por la demanda en un momento posterior o anterior en el tiempo, esto es, cada viaje se planea por el consumidor de forma separada y específica.

El principal problema a que da lugar el incumplimiento del supuesto de separabilidad es el sesgo de simultaneidad, debido a la omisión de otros factores que inciden en el número de viajes elegido por el sujeto. La solución a este problema pasa por considerar modelos de ecuaciones simultáneas, que incorporen las relaciones entre los diferentes bienes que pueden ser objeto de elección por el consumidor.

d) *Errores de medición del coste de desplazamiento*

Los errores de medición pueden extenderse a todas las variables que se incorporan en el modelo, pero es especialmente crítico en el caso de la medición del coste del desplazamiento. En el caso de esta variable, se suelen incorporar los costes del transporte modal, incluyendo el combustible y la amortización del vehículo, o bien, los costes del transporte público. Sin embargo, la decisión de qué costes incluir en el desplazamiento tiene carácter arbitrario, pues se pueden también incorporar otro tipo de consumos durante el viaje. Se puede demostrar que una sobreestimación del coste del desplazamiento en un determinado porcentaje conducirá a un efecto similar en el excedente del consumidor estimado, y viceversa.

Por otra parte, el error de especificación en el coste del desplazamiento se puede deber a la omisión o el error en la definición del coste de oportunidad del tiempo. El tiempo usado en las actividades

recreativas es una parte importante del coste del viaje, y tiene un coste de oportunidad que está correlacionado con el coste del viaje y la distancia del lugar. Si este coste del tiempo es omitido tenemos un parámetro de coste del viaje que estará sesgado hacia arriba, conduciendo a una infravaloración del excedente del consumidor. Un efecto similar se obtendría si el coste del tiempo no se define con exactitud y contiene errores de medición. Consideremos que el sujeto elige entre un destino recreativo y el trabajo a una tasa de salario w , maximizando la función de utilidad:

$$U(x, v; z) \quad (5.20)$$

sujeta a las restricciones presupuestaria y de tiempo,

$$\begin{aligned} px + cv &= y \\ t &= t_w + vt_v \end{aligned} \quad (5.21)$$

donde x, v, z, p, c y t_w se definen como antes, pero referidos ahora a escalares; t_v es el tiempo en la actividad recreativa, que incorpora el tiempo de viaje más el tiempo de estancia en el lugar, y y es la renta disponible, que es igual a wt_w , donde w es el salario por unidad de tiempo. La solución a este problema conduce a las siguientes funciones de demanda de viajes,

$$v = g(p, c^*, y^*, z) \quad (5.22)$$

donde $c^* = c + wt$ es el coste del desplazamiento aumentado por el coste de oportunidad del tiempo valorado a un salario constante, e $y^* = wt$ es la renta completa.

Si la función de demanda se especifica lineal en los parámetros, entonces la definición verdadera se corresponde con:

$$v = \beta_0 + \beta_1(c + wt_v) + \mu \quad (5.23)$$

mientras que la omisión del coste del tiempo conduce a la siguiente estimación econométrica,

$$v = \hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 c + error \quad (5.24)$$

con lo que el valor esperado de parámetro del coste del desplazamiento es:

$$E[\hat{\beta}_1] = \beta_1 \frac{m(c, c) + w m(c, t_v)}{m(c, c)} \quad (5.25)$$

por lo que si existe correlación positiva entre el coste del desplazamiento y el tiempo del viaje ($m(c, t_v) > 0$) entonces el parámetro estará sesgado al alza, con la correspondiente infravaloración del excedente del consumidor. De igual forma, la sobreestimación del coste de oportunidad del tiempo conduce a una sobrevaloración del excedente.

Por otra parte, se puede cuestionar si el coste de oportunidad del tiempo es constante e igual a la tasa salarial. Cesario (1976) imputó al coste del tiempo un tercio del salario, debido a que es razonable que el sujeto otorgue costes diferentes al trabajo y al ocio. Sin embargo, el valor del tiempo puede variar para los distintos destinos o actividades recreativas, y puede diferir dependiendo del momento del año o del día de la semana.

Todo esto conduce a que el coste del tiempo no puede suponerse constante, pues viene determinado por un conjunto de factores institucionales, sociales y económicos, variando entre individuos y situaciones específicas. Es conocido que los sujetos presentan distintas situaciones en el mercado de

trabajo, donde la existencia de conjuntos presupuestarios no convexos pueden conducir a soluciones esquina, dependiendo de las preferencias individuales. La conclusión es que para algunos individuos la tasa salarial puede ser diferente de la relación marginal de sustitución entre el trabajo y el ocio. Bockstael *et al.* (1987) formulan un problema de maximización de la utilidad del consumidor que permite la obtención de soluciones esquina e interiores en el mercado de trabajo. El modelo se aplica a una muestra de pescadores deportivos, derivando el excedente del consumidor para los sujetos que optimizan en una solución interior como los que optimizan en una solución esquina. Se obtiene que los individuos que presentan soluciones esquina, esto es, que trabajan un número de horas fijas, valoran el tiempo mucho más alto que los individuos que eligen una solución interior, para los cuales el coste de oportunidad del tiempo coincide con la tasa salarial.

Una forma sencilla de estimar el coste de oportunidad del tiempo es la propuesta por McConnell y Strand (1981). Suponiendo que la función de demanda se especifique como lineal,

$$v = \beta_0 + \beta_1 c + \beta_2 wt_v + \mu \quad (5.26)$$

Esta función se puede escribir también como:

$$v = \beta_0 + \beta_1 [c + \lambda wt_v] + \mu \quad (5.27)$$

donde $\lambda = \beta_2 / \beta_1$ es el coste de oportunidad del tiempo. La estimación empírica revela que $\lambda < 1$, por lo que el coste del tiempo resulta menor que la tasa salarial.

e) Utilización de datos agregados (coste del viaje zonal)

La mayoría de las aplicaciones del coste del desplazamiento se realiza utilizando datos del número de viajes realizados por una muestra de individuos, desde sus residencias habituales, en un periodo de tiempo de terminado. Estos datos es posible obtenerlos bien en el hogar de los sujetos o en el lugar recreativo o espacio natural. Sin embargo, las primeras aplicaciones del método, que surgieron de la idea original de Hotelling (1947) se basan en la utilización de datos zonales o agregados por zonas de distancia o coste de desplazamiento equivalente. Los pasos a seguir en este tipo de estimación se presentan en la Tabla 5.2.

Tabla 5.2 Coste del desplazamiento zonal

1. Definir zonas de origen i con costes de desplazamiento c_i relativamente homogéneo.
2. Obtener el número de visitantes totales V_i de cada zona i por periodo de tiempo, así como la población de cada zona P_i .
3. Obtener las visitas *per capita* de cada zona, $v_i = V_i/P_i$.
4. Estimar los parámetros de una función de generación de visitas $v_i = f(c_i) + \varepsilon$, donde ε es un componente de error, y $f(c_i)$ es una forma funcional, que puede ser lineal, i.e. $v_i = \alpha + \beta c_i + \varepsilon$, donde ε es un error aleatorio.
5. Generar una función de demanda subrogada, a partir de la relación estimada en el punto anterior, $\hat{v}_i = \hat{\alpha} + \hat{\beta} c_i$, donde $\hat{\alpha}$ y $\hat{\beta}$ son los parámetros estimados, simulando las visitas agregadas de todas las zonas para distintos valores del coste del desplazamiento, $V = \sum \hat{v}_i = \sum P_i \hat{v}_i$.
6. Integrar numéricamente la relación $V = h(C)$, donde C es el coste del desplazamiento simulado.

En este procedimiento, las visitas de los individuos se agregan por zonas, de modo que la regresión se realiza utilizando como variable dependiente el número de visitas per cápita de cada zona y como variable independiente el coste medio del desplazamiento desde la zona al lugar visitado. También se pueden incorporar variables socioeconómicas de la zona como la renta media de los individuos. Este

procedimiento genera estimadores más ineficientes que la utilización de datos individuales, incrementando a su vez la multicolinealidad.

Además, es más posible la presencia de heteroscedasticidad en los datos, sobre todo si la zonas de origen no tiene la misma población, dando lugar a estimadores que serán por tanto ineficientes. Por otra parte, se presenta un problema de correspondencia de las preferencias individuales y de la maximización de la utilidad del consumidor con los datos agregados, cuya solución requiere invocar supuestos restrictivos, como la homoteticidad o las funciones de gasto lineales. No obstante, Brown et al. (1983) sugieren que la utilización de datos agregados medios de las poblaciones por zonas podría reducir los sesgos potenciales derivados de los errores de medición en la variable del coste del desplazamiento.

5.4 Métodos hedónicos

El método de los precios hedónicos es otra aproximación indirecta al beneficio de los bienes ambientales, que al igual que el método del coste del viaje, también está basado en el supuesto de complementariedad débil entre los bienes de mercado y sus características. Los bienes de mercado difieren entre ellos debido a sus características, entre las que se incluyen el precio y otros atributos cualitativos como los parámetros ambientales. El precio es una variable que refleja las características incorporadas en los bienes, y de ahí su calificación de hedónico, pues son las propias características que dan placer a los individuos las que explican el precio de mercado. De este modo, el método tiene una clara conexión con las ideas originarias de Becker (1965) y Lancaster (1966), que proponían que la fuente de la utilidad de las personas no son las cantidades consumidas de los bienes, sino las características de los mismos, y que tienen su expresión en el método de producción de los consumidores, anteriormente presentado.

La demanda de las características se puede inferir a partir de la demanda de los productos diferenciados. Las primeras aplicaciones de los métodos hedónicos consistían en la estimación empírica de una relación entre el precio de un bien y sus atributos cualitativos Anderson y Brooker (1971), Hock y Drake (1974)). De este modo se obtiene el impacto que tiene una variación en la característica del bien en el precio. Para la aplicación del método a la valoración de externalidades se requiere contar con algún bien de mercado que esté relacionado con un bien ambiental. El bien más representativo de esta asociación, y que ha acaparado la mayoría de los estudios empíricos, es la vivienda y la propiedad del suelo en general. La localización de las viviendas determina los niveles asociados de contaminación, ruido y zonas verdes que disfrutarán los compradores de las mismas, que se verán reflejadas en el precio final de mercado.

El método hedónico, que comenzó siendo una mera relación estadística entre precios y características, encontró su fundamento teórico en los mercados de productos diferenciados, como formalizó por primera vez Rosen (1974). La hipótesis de que los atributos de los bienes están relacionados con su precio debe estar basada en los supuestos fundamentales acerca del funcionamiento de los mercados:

- Es necesario que el mercado sea competitivo y esté en equilibrio a largo plazo.
- No deben existir costes de transacción entre los bienes diferenciados por sus atributos.
- Los individuos maximizan la utilidad, y por tanto, todos los ajustes hasta la elección óptima que han sido realizados.
- Existe información perfecta sobre los precios de los productos diferenciados por sus características.

Mientras en el método de la producción de los consumidores, éstos realizan una actividad productiva para generar las características que les proporcionan utilidad, en el método de los precios hedónicos se supone que existe un mercado donde los productores producen y ofrecen productos diferenciados por

sus características. Por tanto, la relación hedónica entre el precio de los bienes y sus características resulta de la interacción entre demandantes y oferentes que tienen sus preferencias y planes de producción respectivos.

Existe por tanto un mercado competitivo con muchos productos diferenciados, agentes consumidores y agentes productores. Los productos se diferencian por la cantidad de características que contienen, y pueden ser descritos por un conjunto específico de características objetivables y medibles. En equilibrio, los precios se determinan por la interacción entre los agentes en un mercado competitivo, de modo que la cantidad de cada característica demandada ha de igualar la cantidad ofrecida por los productores. Los consumidores maximizan la utilidad del consumo de cada característica, mientras que los productores incurren en los costes correspondientes de su producción.

5.4.1 Mercado de productos diferenciados (*)

Siguiendo el planteamiento de Rosen (1974), supongamos que cada variedad de un producto diferenciado se puede representar por un vector de n atributos o características $z = (z_1, \dots, z_n)$, que son objetivamente mensurables, y todos los individuos perciben de la misma forma. Para que el mercado funcione correctamente, es necesario que la variedad de productos diferenciados sea muy amplia, con lo que z se puede tomar como una variable continua. La función de precios hedónicos es el resultado del funcionamiento de un mercado competitivo de oferentes y demandantes de bienes con características diferenciadas, y toma la siguiente expresión,

$$p(z) = p(z_1, \dots, z_n) \quad (5.28)$$

que es creciente en todos sus argumentos, debido a que la producción de bienes con más cantidad de las características requiere mayores recursos productivos, y por tanto, sus costes sólo se cubrirían con un mayor precio de mercado. Por otra parte, los consumidores tendrían diferentes valores subjetivos de las características, dependiendo de sus gustos y de otras variables socioeconómicas, y comprarían por el menor precio de mercado para un nivel dado de características.

Por el lado de la demanda, consideremos que el consumidor representativo compra una cantidad unitaria de un producto diferenciado por sus características. La función de utilidad se puede expresar como:

$$U(x, z_1, \dots, z_n, \alpha) \quad (5.29)$$

donde x es un bien compuesto de precio unitario, y α es un parámetro que indica las preferencias y características socioeconómicas del individuo. La restricción presupuestaria es:

$$y = x + p(z) \quad (5.30)$$

donde y es la renta monetaria y $p(z)$ es la función de precios hedónicos. El consumidor maximiza la utilidad por medio de la elección del conjunto de características que le proporciona la máxima satisfacción. Las condiciones de primer orden del problema de maximización de la función de utilidad (5.29) sujeta a la restricción presupuestaria (5.30) incluyen las ecuaciones,

$$P_i = \frac{\partial p}{\partial p_i} = \frac{U_{zi}}{U_x} \quad (5.31)$$

para $i = 1, \dots, n$ características. La implicación es en la elección óptima, la relación marginal de sustitución entre cada característica y el bien compuesto ha de ser igual al precio marginal de la

característica. Esto es, lo que el individuo estaría dispuesto a dar en términos de otros bienes de mercado x , por obtener una unidad adicional de una característica z_i , ha de ser igual al precio marginal de esta característica, o sea, a lo que tendría que pagar en el mercado por una cantidad unitaria adicional de la misma. Evidentemente, el sujeto es precio aceptante, es decir, no puede influir en el precio, y por tanto, elige el conjunto de características, dados los precios marginales o implícitos de las mismas.

El comportamiento del consumidor se puede representar por una función de valor que muestra la disposición máxima a pagar por unos productos de características determinadas, dada su renta y su utilidad. Esta función de valor se deriva a partir de la siguiente relación de indiferencia,

$$V(y - \theta, z_1, \dots, z_n; \alpha) = u \quad (5.32)$$

donde V es la función indirecta de utilidad que depende de la renta, las características de los bienes y el parámetro de preferencias y condiciones socioeconómicas del consumidor; θ es la cantidad máxima que estaría dispuesto a pagar el sujeto o función de valor, que toma la expresión:

$$\theta(z_1, \dots, z_n; u, y) \quad (5.33)$$

Se trata, por tanto, de una familia de curvas de indiferencia definidas por combinaciones de características y disposición a pagar que dejarían al sujeto indiferente para un nivel de utilidad determinado. La diferenciación de esta función permite probar que es creciente y cóncava en las características, y decreciente en el nivel de utilidad,

$$\theta_{zi} > 0; \theta_{zizi} < 0; \theta_u < 0 \quad (5.34)$$

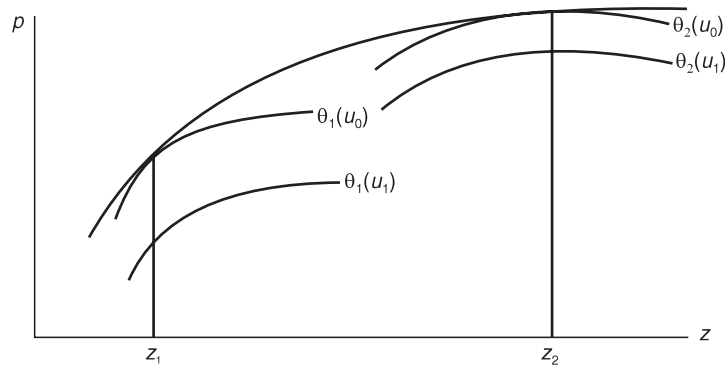
La derivada de la función de valor con respecto a una característica i , θ_{zi} , coincide con la relación marginal de sustitución entre la característica z_i y el bien compuesto (o renta),

$$\theta_{zi} = \frac{U_{zi}}{U_x} \quad (5.35)$$

Por tanto, θ_{zi} es el precio marginal o implícito que el consumidor concede a una unidad adicional de la característica i , dado un nivel de utilidad y la renta. En equilibrio, θ_{zi} ha de ser igual al precio de mercado de la característica, esto es, la cantidad de dinero que el sujeto estaría dispuesto a pagar por una unidad de característica, ha de ser igual al precio que ha de pagar en el mercado. Consideremos que z^* es la elección óptima de características que maximizan la utilidad en el nivel u^* . Las condiciones de primer orden para una elección óptima son:

$$\begin{aligned} \theta(z^*; u^*, y) &= p(z^*) \\ \theta_{zi}(z^*; u^*, y) &= p_i(z^*) \end{aligned} \quad (5.36)$$

para $i = 1, \dots, n$. Por tanto, las superficies $p(z)$ y $\theta(z_1, \dots, z_n; u, y)$ son tangentes en equilibrio, como se representa en la Figura 5.3, para una característica i cualquiera, y manteniendo el resto de características constantes. Existe una familia de curvas de indiferencia definidas por la expresión $\theta(z_1, z_2^*, \dots, z_n^*; u^*, y)$. Cada individuo presenta unas preferencias por el atributo en cuestión, así como unas características socioeconómicas específicas, por lo que elige la cantidad del atributo de acuerdo a su valoración marginal. Como el mercado ofrece diferentes niveles del atributo a precios diferentes, todos los consumidores encuentran el producto que desean. En la Figura 5.3 se aprecia que el individuo con la función de valor θ_1 elige una cantidad de característica menor que el individuo con función de valor θ_2 . De

Figura 5.3 Equilibrio de consumidores en un mercado de precios hedónicos

igual forma, el nivel de utilidad máxima alcanzado por el individuo 1 no tiene que ser la misma que la conseguida por el individuo 2.

En el lado de la oferta del mercado, se supone que existe un número alto de empresas que aceptan los precios, que ofrecen productos diferenciados. El problema para cada empresa, es determinar el número de unidades producidas q y la cantidad de características. Se trata, por tanto de maximizar la siguiente función de beneficios:

$$\pi = qp(z) - c(q, z_1, \dots, z_n, \beta) \quad (5.37)$$

donde $c(\cdot)$ es la función de costes de la empresa, que es creciente con m y con z —costes marginales positivos ($c_q > 0$, $c_{z_i} > 0$)—, y convexa, esto es, el coste marginal es positivo y no decreciente ($c_{qq} > 0$) y $c(0, z) < 0$; y β es un vector de precios y parámetros de la función de producción, o tecnológicos.

Las condiciones de primer orden son:

$$\begin{aligned} \frac{\partial \pi}{\partial z_i} = 0 &\Rightarrow p_i(z) = C_{zi}(q, z_1, \dots, z_n, \beta)/q \\ \frac{\partial \pi}{\partial q} = 0 &\Rightarrow p(z) = C_m(q, z_1, \dots, z_n, \beta) \end{aligned} \quad (5.38)$$

Por tanto, en la elección óptima, el ingreso marginal de cada característica i debe ser igual al coste marginal de incrementar dicha característica. El nivel de producción q se determina por la igualdad entre el precio —o ingreso medio $p(z)$ —, y el coste marginal de producción. Al igual que en el estudio del consumidor, es posible derivar una función de oferta para las unidades de producción, que refleje el precio de reserva ϕ que los oferentes estarían dispuestos a aceptar, como mínimo, para producir un producto con diversas cantidades de características. Para unos beneficios constantes en un nivel π_0 , la función de oferta $\phi(z_1, \dots, z_n, \beta)$ se deriva de eliminar q del siguiente sistema:

$$\begin{aligned} \pi_0 &= q\phi - c(q, z_1, \dots, z_n, \beta) \\ c_m(q, z_1, \dots, z_n, \beta) &= \phi \end{aligned} \quad (5.39)$$

Diferenciando, se puede obtener que $\phi_{z_i} = c_{zi}/q > 0$ y $\phi_\pi = 1/q$, por lo que el precio de reserva marginal es creciente con cada atributo y el equilibrio del productor se caracteriza por la tangencia entre la

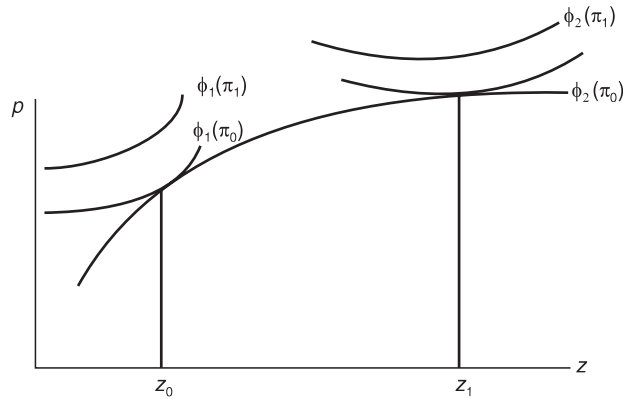
función de oferta y la función de precios implícitos de mercado. La maximización del beneficio se consigue cuando se cumple la condición

$$\begin{aligned} p_i(z^*) &= \phi_{zi}(z_1^*, \dots, z_n^*; \pi^*, \beta) \\ p(z^*) &= \phi(z_1^*, \dots, z_n^*; \pi^*, \beta) \end{aligned} \quad (5.40)$$

para cada característica i , y donde z^* es el nivel óptimo de características. Dado que $p(z)$ es el precio máximo que la empresa puede obtener de un conjunto de características z , la maximización del beneficio es equivalente a la maximización del precio de oferta sujeto a $p = \phi$.

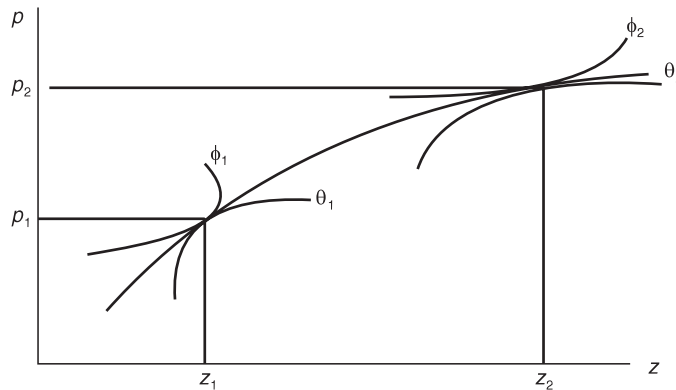
La Figura 5.4 representa la condición de tangencia para una característica cualquiera i manteniendo constante la elección óptima del resto de características. La función $\phi(z_1, \dots, z_n, n; \pi, \phi)$ define una familia de curvas de isobeneficio a partir de combinaciones de la característica z_1 y del precio de oferta ϕ , que dan el mismo beneficio para la empresa.

Figura 5.4 Equilibrio de productores en un mercado de precios hedónicos



Las curvas ϕ_1 y ϕ_2 corresponden a dos unidades productivas distintas que difieren en sus condiciones de costes y de producción, haciéndolas más adecuadas para producir productos con características diferentes. Si existe una amplia variedad de plantas de producción, se puede suponer que existe una continuidad en la oferta de características, de modo que para cada combinación de las mismas, sería posible encontrar una empresa capaz de satisfacer la demanda del mercado, con unas condiciones de costes y una tecnología β específicas. Por tanto, la función de precios hedónicos es la envolvente de las funciones de oferta individual en la elección óptima de características.

El equilibrio del mercado resulta de la interacción entre los demandantes y oferentes de productos diferenciados por sus características. Los consumidores intentarán obtener el precio más bajo posible para conseguir mayor utilidad, mientras que los empresarios, en la búsqueda de mayores beneficios, perseguirán el precio más alto. Como se puede ver en la Figura 5.5, para una característica z_i —manteniendo constante el resto—, el equilibrio se caracteriza por la tangencia entre las funciones de valor de los consumidores y las funciones de oferta de los productores para cada nivel z_i . O lo que es lo mismo, la disposición a pagar de cada consumidor por un cambio marginal de la característica, es igual a precio de reserva marginal al cual los productores estarían dispuestos a vender el producto con ese nivel de características.

Figura 5.5 Equilibrio de consumidores y productores en el método de precios hedónicos

En definitiva, la función de precios hedónicos $p(z)$ es el conjunto de precios de equilibrio de consumidores y productores en un mercado de productos diferenciados por sus características, que coincide con la envolvente de las funciones de valor y de oferta respectivas de los agentes. En este equilibrio, los productores no pueden obtener un nivel de beneficio mayor eligiendo otra combinación de niveles de características, ni los consumidores pueden incrementar su utilidad eligiendo otro producto. Para cada nivel de cada característica, la oferta es igual a la demanda, o sea, el mercado se vacía, y los planes de los consumidores coinciden con los de los productores.

Por tanto, la función de precios hedónicos refleja las decisiones óptimas de los agentes económicos. Si las empresas no difieren en cuanto a sus condiciones de producción y costes, esto es, β igual para todas, entonces la función de precios hedónicos se convierte en una única función de oferta.

De forma análoga, si los consumidores tienen las mismas preferencias, entonces la función de valor es única y coincide con la función de precios hedónicos. Las características ambientales no son producidas por las empresas, sino que están determinadas por la localización espacial. En este caso, las características son exógenas a la producción, por lo que el precio de oferta sólo depende de los beneficios susceptibles de ser obtenidos. Dado que el precio de equilibrio se determinaría sólo por la demanda para la cantidad ofrecida de forma exógena, muchos mercados ambientales pueden ser analizados considerando sólo la parte de la demanda del mercado y la función de precios de equilibrio.

5.4.2 Derivación del modelo empírico

El procedimiento para estimar la demanda de una característica consiste en dos etapas. En la primera, se estima la función de precios hedónicos para obtener el precio implícito marginal de la característica. En la segunda, se estima la función de demanda de la característica, que relaciona el precio implícito estimado en la primera etapa con las características socioeconómicas y el nivel de característica adquirido por los consumidores. Por ejemplo, para el caso de los atributos ambientales incorporados a la propiedad inmobiliaria, o a las viviendas, se puede considerar la hipótesis de que la función de precios hedónicos toma la siguiente expresión:

$$p = p(r_k, b_n, z_j) \quad (5.41)$$

donde p es el precio de la vivienda, r_k ($k = 1, \dots, K$) es un vector de sus atributos estructurales, como el tamaño, el número de baños y la calidad de los materiales, b_n ($n = 1, \dots, N$) es un vector de características

del barrio donde se ubica, como la accesibilidad, y la calidad de los servicios educativos y sanitarios, y z_j ($j = 1, \dots, J$) es un vector de características ambientales, como el ruido y la calidad del aire o del agua. Esta función se estima con datos procedentes de una muestra de viviendas en un área geográfica concreta, definiendo y midiendo previamente las variables.

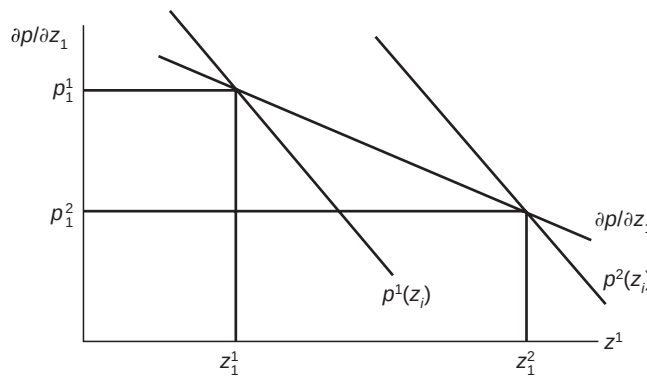
El precio implícito marginal de una característica se define como la cantidad adicional que tendría que pagar el consumidor para conseguir una cantidad adicional de característica, y se obtiene como la derivada de la función de precios hedónicos con respecto a esta característica. Por ejemplo, para la característica i , el precio implícito es

$$\frac{\partial p}{\partial z_i} = p_i(z_i) \quad (5.42)$$

Esta relación no tiene por qué ser lineal. Si la función de precios hedónicos fuese lineal, entonces el precio implícito sería constante para cualquier nivel de la característica. Por ello, en las aplicaciones empíricas se suele utilizar una forma no lineal —polinómica o logarítmica— para la función de precios hedónicos, que además puede presentar un mejor ajuste a los datos.

La función de precio implícito proporciona el precio que ha pagado cada consumidor por un producto con unas características diferenciadas específicas. En la Figura 5.6 se muestra la relación entre el precio implícito y la función del valor marginal del consumidor. El equilibrio se caracteriza por la igualdad entre el precio implícito y la disposición marginal a pagar. Si consideramos una amplia variedad en las preferencias de los consumidores, la función de precios implícitos es el lugar de máxima disposición marginal a pagar por los productos diferenciados, por valores marginales de la característica. Por cada punto de esta curva, pasa una curva de disposición marginal a pagar de consumidores con preferencias diferentes.

Figura 5.6 Función de precios hedónicos y funciones de demanda individuales



Por ejemplo, las curvas $p^1(z_i)$ y $p^2(z_i)$ representan curvas de disposición marginal a pagar —o función inversa de demanda—, por z_i para los individuos 1 y 2 respectivamente. Los puntos A y B representan los equilibrios de estos consumidores. Para cantidades de la característica superiores a la óptimamente elegida por cada consumidor, la disposición a pagar sería inferior al precio implícito de mercado, lo cual les forzaría a reducir su demanda hasta el punto de equilibrio. Para cantidades inferiores a la óptima ocurriría lo contrario, el individuo buscaría en el mercado productos con mayor cantidad de la característica.

Dado que el precio implícito proporciona el beneficio marginal para el consumidor de un cambio marginal en una característica ambiental, la segunda etapa en la estimación empírica consiste en utilizar el precio implícito para derivar una curva inversa de demanda de mercado, que tenga en cuenta todos los consumidores y sus preferencias por distintos niveles de características. Por tanto, la disposición marginal a pagar es una función del nivel de característica consumida, el ingreso monetario y otras características socioeconómicas del individuo, esto es,

$$p_i = p(z_i, y, S) \quad (5.43)$$

donde p_i es el precio implícito marginal o disposición marginal a pagar, y es la renta monetaria y S es un vector de características socioeconómicas del individuo. Esta es una curva de demanda marshalliana a partir de la cual se puede estimar el excedente del consumidor por un cambio en la calidad ambiental o característica z_i . La integración de la curva de demanda hasta un nivel de calidad concreta da lugar al beneficio individual total, mientras que el valor monetario de cambios no marginales en las características se obtiene por la evaluación de los cambios en las áreas debajo de la curva de demanda.

5.4.3 Fuentes de error

El método de los precios hedónicos permite medir el valor de los cambios en los atributos de bienes ambientales que están asociados con bienes de mercado. La mayoría de las aplicaciones se centran en los mercados de propiedad o de la vivienda. Se pueden plantear diversas críticas a la formulación general del modelo, basadas en el incumplimiento de los supuestos de partida, que podría dar lugar a resultados inexactos o sesgados del valor económico de los bienes ambientales o externalidades. Estos problemas se pueden encuadrar en los siguientes aspectos generales:

- El cuestionamiento de las condiciones que permiten suponer que los precios implícitos marginales reflejan la disposición a pagar por las características. Aquí se incluyen las implicaciones derivadas del supuesto de mercados en equilibrio de oferta y demanda, el número de productos diferenciados, la medición de las percepciones ambientales de los consumidores y la segmentación de los mercados.
- El problema de la agregación consistente de las disposiciones a pagar marginales de los individuos en una función inversa de demanda de mercado. Este problema tiene relación con la identificación de la función de demanda y la exactitud de la estimación agregada de los beneficios de las características ambientales.

A continuación se discuten de modo específico los factores que pueden incidir en estos dos problemas fundamentales.

a) *El supuesto de equilibrio del mercado*

El modelo se basa en el supuesto de que no existen obstáculos para conseguir el equilibrio del mercado a través de la compatibilización de los planes de la demanda y de la oferta. La implicación es que la función de precios hedónicos refleja el comportamiento optimizador de consumidores y productores, sin que ninguno de ellos pueda mejorar su situación con alguna transacción potencial o de contingencia. Esto puede ser poco realista, sobre todo en los mercados de la vivienda, donde pueden existir importantes costes de búsqueda, de transacción y de movilidad. Por tanto, el supuesto de equilibrio en cada punto del tiempo debería estar basado en la especificación de las restricciones que presentan los mercados de la propiedad, o de las viviendas, como las derivadas de factores institucionales y de infor-

mación. Si estas restricciones no se consideran en la estimación de la función de precios hedónicos, entonces los valores estimados no responden a puntos de equilibrio, sino a situaciones de desequilibrio en proceso de ajuste hasta un equilibrio de más largo plazo.

La consecuencia más relevante de los mercados en desequilibrio es que si los precios cambian muy deprisa y los individuos no ajustan sus elecciones rápidamente, entonces se obtendrán valoraciones marginales sesgadas de las características. El ajuste lento de los individuos conduce a que el valor subjetivo del producto (vivienda) no esté relacionado con el precio. Esto es, un incremento del precio puede no afectar el valor marginal de los atributos debido a las restricciones para modificar el comportamiento. En consecuencia, la disposición marginal a pagar será diferente del precio marginal implícito estimado en condiciones de ajuste lento de los consumidores. Si los precios crecen continuamente, el precio marginal implícito de las características sobreestimarán la disposición marginal a pagar.

b) *El número de productos diferenciados*

Para que la función de precios hedónicos sea continua en sus argumentos o características, se requiere que exista un número alto de productos diferenciados. Si existe sólo un número discreto de alternativas, entonces la función de precios hedónicos estimada no es una aproximación correcta de la valoración marginal de los consumidores. La implicación es que el problema de la maximización de la utilidad de los consumidores resulta en soluciones esquina, con un mercado agregado separado en grupos de consumidores, restringidos a adquirir un conjunto específico de características. La no continuidad de la función de precios implícitos, implica que las condiciones de primer orden del problema de maximización de la utilidad no se podrán satisfacer con igualdad.

c) *Las percepciones ambientales*

Los precios implícitos marginales sólo reflejarán el valor subjetivo de las características si éstas son correctamente medidas y percibidas por los consumidores. La cuestión es hasta qué punto las medidas objetivas de las variables ambientales se pueden considerar como aproximaciones fiables de las percepciones de los individuos. Si los sujetos perciben las características de forma diferente a como están especificadas en la función de precios hedónicos, entonces el modelo contiene errores de medición en las variables y los precios implícitos estimados serán sesgados e inconsistentes.

d) *Los límites geográficos*

Los datos utilizados para la estimación de los beneficios ambientales con el método de precios hedónicos han de referirse a un área geográfica concreta, lo cual plantea cuestiones acerca de los límites espaciales del método. Los mercados de la propiedad o de la vivienda suelen estar fuertemente segmentados, con importantes barreras a la movilidad entre los mismos, tanto desde el punto de vista de la demanda como de la oferta. Si el mercado está segmentado en diferentes áreas, pero se utilizan datos agregados, las estimaciones de los precios implícitos marginales y las valoraciones marginales de los consumidores, estarán sesgadas con respecto a los correspondientes valores que se obtendrían de forma segmentada. La solución es utilizar funciones de precios hedónicos diferentes para cada segmento de mercado. La dificultad principal consiste, por tanto, en la determinación de los límites del mercado y hasta qué punto los parámetros estructurales de la relación de precios hedónicos se ven afectados por la variación en las fronteras físicas del análisis.

e) *Identificación de la función de demanda*

La práctica de utilizar un análisis basado sólo en la demanda, conduce a la posible no identificación de la función de demanda y a unos resultados sesgados de los parámetros y valores monetarios. La iden-



tificación de la demanda no es posible si a) la función de precios hedónicos es lineal —precio implícito marginal constante—, o bien b) si todos los consumidores tienen la misma renta y función de utilidad. En este último caso, la función de precios hedónicos coincide con la función inversa de demanda, y todos los sujetos elegirían la misma combinación de precios implícito marginal y nivel de característica, dado que todos tienen la misma disposición a pagar.

En general, la identificación requiere la consideración de un sistema de ecuaciones de oferta y demanda, que refleje la igualdad entre los valores marginales de oferentes y demandantes a lo largo de la función de precios hedónicos. Sin embargo, desde el punto de vista teórico existen algunas condiciones que garantizarían la identificación de la demanda: i) Si la oferta de productos diferenciados es infinitamente elástica a los precios observados, entonces la función de precio implícito puede ser considerada exógena a los consumidores; ii) La identificación también surge si la cantidad suministrada de cada producto diferenciado es fija. En esta circunstancia la oferta también se puede considerar exógena, con lo que los consumidores pujarían por unas cantidades de bienes diferenciados con las características deseadas; iii) La utilización de datos desagregados bajo el supuesto de que los consumidores se comportan como precio aceptantes con respecto al precio implícito marginal; iv) La caracterización del mercado por un ajuste lento de la oferta a los cambios en los precios.

f) *La exactitud de la estimación agregada*

La función inversa de demanda estimada en la segunda etapa del método puede representar inadecuadamente la demanda agregada debido a que existe un número alto de individuos diferentes que están representados a lo largo de la función de precios hedónicos. La implicación es que el precio implícito marginal no tiene por qué revelar el cambio en las características que demandaría el consumidor si cambia el precio del producto. Cada consumidor es diferente y tiene unas preferencias diferentes, lo cual plantea un problema de agregación. La función de demanda estimada refleja las elecciones óptimas de estos consumidores en cada mercado diferenciado. La función de demanda agregada sólo puede ser una representación exacta de las preferencias de los consumidores si éstos tienen las mismas preferencias, reflejadas en la misma función de utilidad. En estas circunstancias, los individuos tendrían la misma relación marginal de sustitución o disposición a pagar por un cambio en las características de los productos.

5.5 Preferencias declaradas

Los métodos de no mercado, o de preferencias declaradas, consisten en la construcción de un mercado específico para los bienes ambientales. Esto se hace a través de un cuestionario específicamente diseñado y distribuido aleatoriamente en la población objetivo. El cuestionario debe, por tanto, reflejar los aspectos definitorios de la oferta del bien ambiental, de modo que el consumidor manifieste sus preferencias a través de sus respuestas. El análisis de los datos permite inferir el excedente del consumidor por el bien ambiental, por una externalidad o por una política que afecte al medio ambiente. Estos métodos se han denominado métodos directos, porque no utilizan datos de mercado para la inferencia del valor económico de los bienes ambientales.

En relación a los métodos indirectos, basados en la utilización de precios de mercado, los métodos directos presentan algunas ventajas. En primer lugar, debido a que el mercado se construye como una transacción potencial con base en un cuestionario, permiten estimar directamente el excedente hicksiano del consumidor, a través de una adecuada definición de las preguntas de valoración monetaria. En segundo lugar, los métodos directos pueden medir todas las clases de valores económicos, y no sólo el valor de uso. Por tanto, es posible obtener el valor de opción o el valor de existencia, mediante una formulación adecuada de las preguntas, o investigando a grupos de individuos que sólo tengan estos valores. Finalmente,

estos métodos presentan una mayor flexibilidad para aplicarse a una mayor cantidad de bienes ambientales. Mientras los métodos indirectos se centran en bienes ambientales relacionados con el desplazamiento a lugares de interés natural —coste del desplazamiento—, o con los mercados de la vivienda y de trabajo —precios hedónicos—, los métodos directos pueden abordar otro tipo de bienes públicos y ambientales.

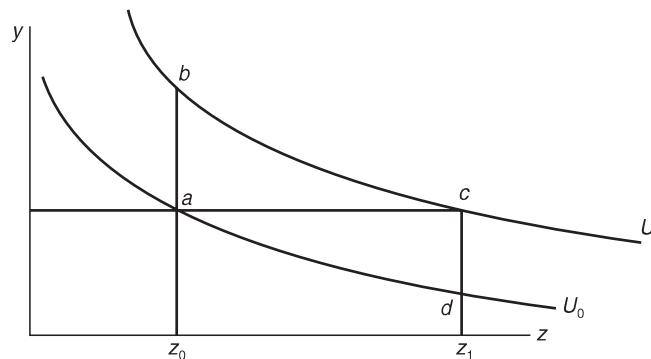
Se encuentran diversas variantes de estos métodos. El método más tradicional, que primero fue aplicado en la valoración económica del medio ambiente, fue la valoración contingente. En un principio, este método pretendía obtener el excedente del consumidor por un bien ambiental correctamente definido, o por una política que lo afectase, a través de una pregunta directa de disposición a pagar o a aceptar, expresada en términos monetarios. Otros métodos directos relacionados con la valoración contingente son los experimentos de elección, en los cuales se les presenta a los individuos distintas alternativas de calidad o política ambiental, con su correspondiente precio, de modo que el sujeto sólo ha de elegir entre las mismas. El modo de elección entre las alternativas puede variar, pudiéndose plantear como una simple elección, una ordenación o un índice de preferencia. La característica común a los métodos directos es que plantean una situación hipotética basada en un cuestionario dirigido a la población relevante, y se formulan preguntas de disposición a pagar por la variación en la calidad ambiental o una política que afecte al medio ambiente. Las respuestas obtenidas para el conjunto de la muestra permiten estimar la valoración monetaria por el bien presentado en el mercado construido. Generalmente, se utilizan técnicas econométricas para la estimación de los momentos (media y mediana) de la distribución estadística de los beneficios ambientales. En la Tabla 5.3 se describen los pasos principales a seguir en la aplicación de estos métodos.

Tabla 5.3 *Guía de aplicación de los métodos directos*

Etapas	Descripción
Definición del bien y de la población	El bien ambiental debe definirse con precisión y por medio de elementos de comunicación adecuados.
Tipo de encuesta	El tipo de encuesta (personal, telefónica o por correo) depende de la aplicación.
Selección de la información	La información debe ser neutral, adecuada y asimilable por el individuo.
Medio de pago	El medio de pago (p. ej. precios, impuestos, contribuciones) debe adecuarse a la aplicación, y ser aceptado por los individuos.
Selección y diseño del formato	El formato, o método de licitación (p. ej. abierto, cerrado, elección), es la forma en la que se obtienen las respuestas sobre las preferencias individuales.
Pre-test y diseño del cuestionario final	El cuestionario debe probarse con encuestas piloto y grupos focales, incorporando todas las decisiones anteriores, con una parte dedicada a la descripción del escenario y ejercicio de valoración.
Muestreo	Cada individuo de la población debe tener una probabilidad positiva de ser escogido en la muestra.
Análisis de los datos	Se utilizan técnicas econométricas para la obtención del excedente del consumidor individual y su explicación a partir de variables socioeconómicas (función de valor).
Agregación	Extrapolación de los resultados para el conjunto de la población, utilizando los estadísticos de media y mediana.

Aunque estos métodos son susceptibles de presentar diversos problemas de medición, se pueden obtener resultados fiables si los encuestados entienden la situación planteada y tienen confianza en su credibilidad. Consideremos un consumidor que tiene una función de preferencias por la cual ordena combinaciones de bienes alternativas según sea el bienestar recibido con estas combinaciones. Para el consumidor, el problema consiste en maximizar la utilidad o satisfacción, sujeta a la restricción presupuestaria disponible para el consumo. En la Figura 5.7, el eje horizontal representa la calidad del medio ambiente, y el eje vertical la cantidad de otro bien x que puede considerarse como una cesta del resto de los bienes que el consumidor enfrenta. La recta yc es la restricción presupuestaria, suponiendo que el precio de x es la unidad y el precio del bien ambiental es cero. U_0 y U_1 son curvas de nivel o de indiferencia que representan distintos niveles de satisfacción, $U_0 > U_1$. Si z_0 es el nivel de calidad de medio ambiente, entonces U_0 es el máximo nivel de utilidad que el consumidor puede obtener. Si esta calidad se reduce hasta z_1 , la cuestión es cuál es la cantidad de dinero que el individuo estaría dispuesto/a a pagar para evitar que esto ocurra. La respuesta viene dada el excedente equivalente o distancia ab . Esta cantidad es el excedente equivalente. Por el contrario, se puede hacer la pregunta a la inversa, esto es, cuál sería la cantidad de dinero mínima que el individuo estaría dispuesto a aceptar para permitir que el cambio ocurra. La respuesta es excedente compensado o distancia cd .

Figura 5.7 Disposición a pagar y disposición a ser compensado en los métodos directos



Formalmente, como se apuntaba en el Capítulo 4, la solución del problema de maximización de la utilidad puede representarse por la función indirecta de utilidad, la cual se define como el nivel de utilidad máximo que un individuo puede adquirir dado el vector de precios y la renta monetaria disponible. Sea la función indirecta de utilidad $V = V(p, y; z, S)$, donde p es el precio de un bien compuesto, y es la renta monetaria, z es la calidad del bien medioambiental, y S un vector de características sociológicas del individuo. Supongamos que el consumidor se encuentra ante una situación hipotética de reducción de la calidad de un bien ambiental. El excedente equivalente EE se define como la cantidad de dinero que el individuo estaría dispuesto a pagar para evitar la reducción de la calidad,

$$V(p, y - EE; z^0, S) = V(p, y; z^1, S) \quad z^1 < z^0 \quad (5.43)$$

El concepto teórico se define como el excedente compensado si medimos monetariamente el cambio de bienestar en la situación final, esto es, después de la reducción de la calidad ambiental. Por lo tanto,

el excedente compensado EC es la cantidad de dinero mínima que el individuo estaría dispuesto a aceptar para permitir que la reducción de calidad ocurra, esto es,

$$V(p, y + EC; z^1, S) = V(p, y; z^0, S) \quad z^1 < z^0 \quad (5.44)$$

Si se plantea un aumento de la calidad ambiental, esto es $z^1 > z^0$, entonces la disposición a pagar será el excedente compensando (EC) y la disposición a aceptar el excedente equivalente (EE).

Desde el punto de vista de la aplicación de los métodos directos, es importante recordar que la diferencia entre el excedente compensado y el excedente equivalente, es que el primero sitúa al individuo en el nivel final de calidad en el momento de hacer el pago o exigir la compensación para cambios positivos o negativos de calidad respectivamente. De otra forma, en el excedente compensado, el individuo ha ajustado su comportamiento ante el cambio del bien ambiental. Por el contrario, el excedente equivalente se obtiene simplemente situando al individuo en la situación de calidad inicial al hacer la transacción monetaria, es decir, antes de ajustar su comportamiento. Para cambios de la calidad en la misma dirección, se puede obtener que el excedente compensado coincide con el equivalente si la función de utilidad es cuasi-lineal.

Estos conceptos de bienestar también se pueden obtener empleando la función de gasto, que define la cantidad mínima de renta que el individuo ha de gastar para adquirir un determinado nivel de calidad a un nivel de utilidad concreto. El excedente compensado se define:

$$VC = m(p, z^0, U_0, S) - m(p, z^1, U_0, S) \quad (5.45)$$

donde $m(\cdot)$ representa la función de gasto, y U_0 es el nivel inicial de utilidad implicado por z^0 . Análogamente, el excedente equivalente es:

$$VE = m(p, z^0, U_1, S) - m(p, z^1, U_1, S) \quad (5.46)$$

donde U_1 es el nivel final de utilidad correspondiente a z^1 . Puede comprobarse que el excedente compensado es positivo si z^1 es mayor que z^0 , es decir, para una mejora de la calidad. Por el contrario, se convierte en negativo si z^1 es menor que z^0 . Igualmente, el excedente equivalente es negativo para cambios favorables de la calidad y positivo para cambios que empeoran la calidad.

Despejando la variación monetaria de las definiciones de las ecuaciones anteriores, se obtienen ecuaciones que relacionan la disposición a pagar o a aceptar con los argumentos implícitos en la definición del excedente del consumidor. Esta función también se conoce como función de valor, y su estimación empírica constituye uno de los objetivos de los métodos directos. Si se deriva de las definiciones que utiliza la función indirecta de utilidad, se obtiene que la valoración monetaria está relacionada con la renta del individuo, mientras que si se deriva de la definición basada en la función de gasto, se obtiene que la función de valor depende del nivel de utilidad. Para la variación compensada de cambios positivos en la calidad ambiental, la función de valor se conoce como la función de disposición a pagar (DAP), esto es,

$$DAP = G(p, z^0, z^1, y, S) \quad (5.47)$$

Esta función también se ha denominado función de compensación de renta, y tiene las propiedades de una función de gasto. En particular, la derivada de esta función con respecto a z da lugar a la función inversa de demanda compensada. Igualmente, esta función puede interpretarse como una curva de indiferencia entre la disposición a pagar y el nivel de calidad del bien medioambiental. La pendiente de esta función es la relación marginal de sustitución entre la calidad y otros bienes, o la renta. Se puede interpretar como la cantidad adicional de dinero que el individuo está dispuesto a sacrificar por una unidad adicional de calidad.

Desde el punto de vista práctico de las decisiones sobre la provisión eficiente de bienes ambientales, la función de valor dependiente del desnivel de calidad ambiental, permite derivar la cantidad agregada que los individuos estarían dispuestos a pagar por una mejora adicional de la calidad, con el coste de proporcionar esta mejora. Esto es, como se presentó en el Capítulo 3, la condición de optimalidad requiere que la suma de las relaciones marginales de sustitución sea igual al coste marginal agregado. La función agregada de disposición a pagar se puede obtener de la suma de funciones individuales, y la derivada de esta función es la disposición marginal a pagar o función de demanda compensada. El nivel socialmente óptimo de calidad ambiental, se determina igualando la disposición marginal agregada con la derivada de la función de coste total o coste marginal.

5.5.1 Disposición a pagar y disposición a ser compensado

Para bienes de mercado, el excedente compensado (disposición a pagar por una mejora de la calidad ambiental) no debería divergir del excedente equivalente (disposición a aceptar por renunciar a una mejora de la calidad ambiental). De acuerdo con las bandas de confianza derivadas por Willig (1976) (ver Capítulo 4), la desviación del excedente del consumidor ordinario o marshalliano con respecto a la variación equivalente o compensada, no debe ser muy alta si la elasticidad de renta se sitúa en niveles bajos². Para una elasticidad de renta de 0,4 y si el cociente entre el excedente ordinario y la renta es del 10%, los excedentes compensado y equivalente no deberían diferir en más de un 2% del excedente ordinario del consumidor. Para bienes indivisibles y que se obtienen en cantidades discretas, como los bienes públicos y ambientales, los errores derivados por Randall y Stoll (1980) son de similar magnitud, si se reemplaza la elasticidad de renta por el concepto de flexibilidad del precio con respecto a la renta.

No obstante, en los estudios de valoración continente y de preferencias declaradas en general, se han obtenido altas divergencias entre la disposición a pagar (excedente compensado) y disposición a aceptar (excedente equivalente), lo que ha llevado a cuestionar la validez de los métodos directos de no mercado para estimar los beneficios económicos de los bienes ambientales y públicos. La evidencia empírica en torno a esta divergencia revela que la disposición a aceptar puede ser hasta catorce veces mayor que la disposición a pagar por un mismo cambio del bien ambiental.

Sin embargo, esta divergencia es posible para los bienes ambientales de acuerdo a las explicaciones que se han suscitado desde los ámbitos empíricos y teóricos. En primer lugar, es posible que los individuos rechacen el escenario de la disposición a aceptar debido a una asignación incorrecta de los derechos de propiedad en la construcción del mercado. Tanto la formulación de la pregunta de la disposición a pagar como de la disposición a aceptar, tiene que ser coherente con la asignación del derecho de propiedad en relación al bien ambiental planteado. Si se plantean preguntas que tergiversan el derecho de propiedad existente —por ejemplo, a través de una pregunta de disposición a aceptar por no entrar en un espacio natural, cuando el derecho otorgado es a la entrada—, se pueden obtener respuestas poco realistas que explicarían la divergencia entre la formulación de ambas preguntas.

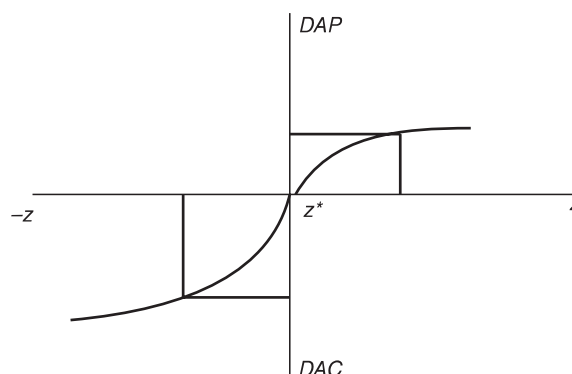
En relación con la relevancia de los derechos de propiedad en la formulación de la pregunta de valoración monetaria, la divergencia entre la disposición a pagar y la disposición aceptar también se puede explicar por argumentos psicológicos, como han sugerido Kahneman y Tversky (1979). Así, los individuos pueden valorar de forma diferente una pérdida que una ganancia, demandando una cantidad mayor para desprenderse de un bien ambiental (o un derecho) que para adquirirlo³. En otras palabras,

² El excedente ordinario del consumidor para los bienes ambientales se puede obtener por medio de los métodos indirectos, como el coste del desplazamiento o los precios hedónicos.

³ Esto es lo que se ha denominado la teoría prospectiva, que basa la explicación de las discrepancias entre *DAP* y *DAC* en que los individuos son amantes del riesgo para una reducción de la dotación de un bien concreto y aversos al riesgo para un aumento de dicha dotación

los individuos pueden mostrar una aversión a las pérdidas y ser más proclives a las ganancias, como se muestra en la Figura 5.8. En el eje vertical se representa la disposición a pagar o a aceptar, y el eje horizontal el aumento o disminución de un bien ambiental desde un nivel de dotación inicial z^* . Un aumento de z produce una valoración monetaria menor que una reducción de z ($DAP < DAC$). En definitiva, la dotación inicial del bien ambiental (o del derecho de propiedad) puede condicionar la valoración monetaria (efecto dotación).

Figura 5.8 Aversión a las pérdidas



Una tercera explicación de las diferencias entre DAP y DAC , ha sido la aportada por Hanemann (1991) al revisar las bandas de confianza de Randall y Stoll, y encontrar que la flexibilidad del precio con respecto a la renta η es en realidad el cociente entre la elasticidad renta σ y la elasticidad de sustitución entre el bien ambiental en cuestión y el resto de los bienes ω , esto es $\eta = \sigma/\omega$. Por lo tanto, se obtiene que para bienes públicos que tienen muchos sustitutivos, el excedente compensado de un cambio favorable tenderá a aproximarse al excedente equivalente. Sin embargo, si el bien presenta pocos sustitutivos, entonces la disparidad entre ambos conceptos aparece, pudiendo ser infinita para bienes perfectamente complementarios. En definitiva, el análisis teórico demuestra una relación inversa entre la elasticidad de sustitución y el cociente entre la disposición a aceptar y disposición a pagar. Esta relación se cumple para los bienes que son únicos e irremplazables, como muchos bienes ambientales.

En la práctica, los métodos directos, como la valoración contingente, consisten en formular un mercado para la calidad del bien ambiental, de tal forma que los individuos declaren, a partir de sus respuestas, la valoración monetaria por el cambio propuesto. El concepto teórico de bienestar que se persigue con la respuesta depende de la naturaleza del cambio, esto es, si implica un beneficio o un perjuicio para el individuo. Si el cambio conlleva una mejora para el individuo entonces la respuesta a la pregunta de la disposición a pagar es la variación compensada. Si el cambio conlleva un empeoramiento, entonces la respuesta a esta pregunta dará el concepto teórico de variación equivalente.

La utilización de la disposición a pagar o a aceptar depende generalmente del derecho de propiedad acerca del bien ambiental en cuestión⁴. Por ejemplo, los beneficios de la caza de especies en extinción se pueden obtener preguntando a los cazadores que ostentan el derecho a cazar cuál sería la cantidad que estarían dispuestos a aceptar por abandonar esta práctica. Como el individuo se sitúa en

⁴ Puede haber situaciones en las que el derecho de propiedad pertenezca a los individuos para los que la disposición a pagar es la pregunta adecuada. Por ejemplo, en la contaminación atmosférica los individuos tienen el derecho al aire puro, pero estarían dispuestos a pagar mayores precios a través de impuestos para que mejore la calidad del aire.

la situación final al hacer la transacción monetaria y el cambio conlleva un empeoramiento para su bienestar individual, entonces la disposición a aceptar es la variación compensada. Por el contrario, si el individuo no tiene derecho a ejercer la caza, entonces se podría obtener la variación equivalente a partir de su disposición a pagar por una licencia.

5.5.2 Validez metodológica y fuentes de error

La construcción de un mercado para los bienes ambientales presenta una serie de problemas que han sido considerados fuente de error o sesgo en las estimaciones obtenidas. Los aspectos más importantes son el posible comportamiento estratégico de los individuos, el carácter hipotético del mercado, y la definición de los parámetros que definen el diseño del mercado tales como el medio de pago, el método de licitación, y el conjunto de información.

La cuestión es la relevancia de los métodos directos para proporcionar una valoración exacta de todos los bienes públicos y ambientales que no pasan por el mercado. La exactitud se mide en referencia a la valoración que se obtendría si estos bienes fuesen intercambiados en el mercado, y por lo tanto, formasen parte de la restricción presupuestaria de los individuos. En la mayoría de los casos no es posible probar el método en la práctica, pues se trata de bienes que carecen de mercado. Ello no impide discutir la validez de las estimaciones obtenidas estudiando su variabilidad ante cambios de las características del mercado construido. En general, la estrategia para obtener una valoración correcta consiste en diseñar un mercado que minimice la aparición de sesgos significativos.

Se pueden considerar tres aspectos generales para evaluar la validez metodológica de los métodos directos:

- *Validez del contenido:* Se trata de evaluar si el cuestionario, como instrumento fundamental para obtener la valoración monetaria de los individuos, así como todos los constituyentes del trabajo de campo, reúnen las condiciones necesarias para la obtención de una respuesta coherente con la que se obtendría en un mercado real, y que por tanto minimicen los posibles sesgos y desviaciones del comportamiento individual.
- *Validez del criterio:* Se trata de probar los resultados de los mercados simulados con base en cuestionarios con los que se obtienen de experiencias del funcionamiento de mercados reales.
- *Validez constructiva:* Se cuestiona la convergencia de las estimaciones obtenidas con los métodos directos y otros métodos de valoración de no mercado, como el método de los precios hedónicos o del coste del desplazamiento. También se considera la coherencia con los preceptos establecidos desde la teoría económica, incluida elección apropiada de la *DAP* o *DAC*, a observancia de los derechos de propiedad, el decrecimiento de la valoración marginal, y la relación de la valoración monetaria con las características socioeconómicas y la renta de los individuos.

Estos tres aspectos engloban un conjunto de elementos técnicos sobre los que es posible juzgar la validez de los mercados construidos a partir de cuestionarios, como instrumentos para medir los beneficios económicos de los bienes ambientales. En la Tabla 5.4 se sintetizan las fuentes de sesgo más relevantes en los métodos directos, y a continuación presentamos una breve discusión sobre su relevancia práctica y los mecanismos susceptibles de ser utilizados para evitarlos.

a) *El comportamiento estratégico*

El posible comportamiento estratégico de los individuos en un mercado construido tiene su origen en el carácter de bien público de los bienes ambientales, como se comentó en el Capítulo 3. La reacción del individuo ante un bien de interés colectivo depende de si éste le proporciona satisfacción, y de la

probabilidad percibida de que éste sea proporcionado. Con el comportamiento estratégico, el individuo pretende alterar esta probabilidad en función de sus preferencias por el bien ambiental. Si se trata de un bien que le proporciona satisfacción, la tendencia será a sobrevalorar el bien si la probabilidad de proporción es baja, mientras que si la probabilidad de proporción percibida es alta, la tendencia será a la infravaloración.

Tabla 5.4 *Fuentes de error en los métodos directos*

Fuente	Descripción
Comportamiento estratégico	Posibilidad de que el entrevistado influya con su respuesta en la provisión del bien ambiental o público, infravalorando o sobrevalorando su respuesta.
Comportamiento hipotético	Respuesta hipotética ante el excesivo carácter irreal del escenario.
Efecto inclusión	El valor de un bien agregado es distinto del valor de la suma de las partes, o escasa sensibilidad a las dimensiones y atributos del bien ambiental.
Efecto de la información	Sensibilidad a la manipulación de la información sobre el bien ambiental y sobre los parámetros del mercado construido.
Efecto de anclaje	Obtención de respuestas basadas en puntos de referencia debidos al cuestionario, o en información de otros mercados.
Efecto dotación	Dependencia de la respuesta de los derechos de propiedad con respecto a la asignación del bien ambiental.
Encuestadores	Sensibilidad a la influencia de los encuestadores
Relaciones con otros bienes	Sensibilidad al orden de la presentación de varios bienes, y a la consideración de bienes no incluidos en el cuestionario.
Sesgo muestral	Inadecuada representatividad de la muestra.

Como en los bienes públicos, los individuos pueden realizar un comportamiento denominado de «polizón», revelando un menor interés por el consumo que el que realmente tienen, bajo el supuesto de que los otros individuos pagarán por el bien. La tendencia será a la sobrevaloración si el individuo supone que puede esconderse del pago por el bien, y que éste sólo será proporcionado dependiendo de su valoración. Por lo tanto, el individuo tratará de maximizar la posibilidad de que el bien sea proporcionado, dando una valoración por encima de su valoración verdadera. Sin embargo, si el individuo cree que tendrá que pagar, entonces minimizará su valoración sujeta al efecto de su repuesta sobre la posibilidad de que el bien sea proporcionado. El resultado será una infravaloración, siendo esta máxima si el individuo piensa que el bien será proporcionado independientemente de su respuesta.

El posible comportamiento estratégico no ha sido un inconveniente para la expansión de los métodos directos, pues la evidencia, tanto teórica como empírica, revela que es marginal y no representativo del comportamiento individual. Desde el punto de vista teórico, se puede demostrar que el comportamiento no cooperativo es una estrategia subóptima y no racional en un contexto dinámico, si los agentes no tienen un alto tipo de descuento. Por otra parte, la estrategia óptima en el juego del dilema del prisionero con un número estocástico de jugadas, es la estrategia cooperativa. Akerlof (1983) llega a una conclusión similar al obtener que los comportamientos cooperativo y honesto resultan beneficios a largo

plazo, pero que pueden ser reducidos por las acciones de tipo beligerante. La evidencia empírica permite descartar el comportamiento estratégico como una fuente de error sistemático en los estudios de valoración contingente.

El procedimiento para evitar el sesgo estratégico consiste en diseñar un cuestionario que genere incentivos para que los individuos no revelen una respuesta de valoración interesada. Por ejemplo, se recomienda utilizar la disposición a pagar en lugar de la disposición a aceptar, advertir que todo el mundo tendrá que pagar (obligación de pago), no revelar las valoraciones de otros individuos y dejar la provisión del bien condicional en el resultado de la valoración agregada. Por tanto, el sesgo estratégico se puede minimizar a través de la especificación de los parámetros que configuran el diseño del mercado. El control de este tipo de reacción tiene relación con la implementación de mecanismos de incentivos para la revelación de las preferencias de los bienes públicos, que inducen a las personas entrevistadas a considerar la revelación de su verdadera valoración, como estrategia que maximiza su interés individual.

b) *Carácter hipotético del mercado*

Otra fuente de error en los métodos directos se deriva del carácter hipotético de la situación que se les plantea a los individuos. La cuestión es si la valoración expresada en un mercado hipotético puede considerarse una estimación acertada de la que ocurriría en un mercado real, la cual tiene relación con la validez del criterio. En los mercados de bienes públicos construidos en base a un cuestionario, el individuo no tiene normalmente experiencia previa de compra o valoración. Por lo tanto, se carece de un proceso de aprendizaje de las preferencias. Además, no existe la posibilidad de adquirir información o de aprender de la experiencia de otros individuos.

Una prueba robusta de la irrelevancia práctica de las respuestas, requeriría entrevistar a los individuos antes y después del cambio en la calidad del bien ambiental, pero esto no es posible debido a los factores incontrolables que pueden aparecer en el tiempo. En general, la contrastación de la importancia del sesgo hipotético se ha realizado a través de experimentos que comparan los métodos basados en cuestionarios con un mercado simulado con pagos reales. La evidencia es diversa, con algunos experimentos se genera una menor participación en los mercados reales que en los hipotéticos y también depende de las circunstancias particulares en las que se apliquen los métodos directos.

El sesgo hipotético puede ser reducido si los entrevistados entienden completamente la situación planteada y se les presenta un escenario creíble y preciso. Para ello, es conveniente que el bien medioambiental sea definido puntualmente y que no dé lugar a ambigüedades o generalizaciones. Se debe tratar de un problema medioambiental para el que los individuos estén motivados por responder y conozcan en alguna medida. El individuo debe ser incitado a participar en la valoración y recibir una descripción exacta del bien medioambiental, pudiéndose utilizar fotografías para este fin. Igualmente, en algunos casos la utilización de encuestas por correo puede ayudar a que los individuos tengan tiempo de pensar y discutir con otros miembros de la familia acerca de la pregunta de valoración monetaria.

c) *El efecto inclusión*

Otro problema de los métodos directos es conocido como el sesgo de inclusión o del todo y la parte. Este sesgo se debe a que las personas tienden a confundir un bien medioambiental en concreto, con el grupo de bienes en que está incluido. Por ejemplo, un individuo puede proporcionar su disposición a pagar por todas las especies en extinción cuando se le ha preguntado sólo por un tipo de ballena en particular. La evidencia empírica en torno al sesgo de inclusión es diversa, y en general depende de la forma en la que se contextualice el mercado construido con base en un cuestionario.

El problema de la inclusión de los bienes puede ser reducido a medida que los individuos se van familiarizando con el conjunto de bienes medioambientales y van formando preferencias acerca de los mismos. En cuanto al diseño del mercado, es importante proporcionar la suficiente información a los individuos acerca del conjunto de bienes que pueden valorar y que probablemente desearían adquirir, así como invocar la limitación de su restricción presupuestaria para estos fines.

d) *El conjunto de información*

Otro aspecto que ha suscitado discusión en los estudios empíricos es la magnitud o las características del conjunto de información que los individuos manejan al hacer las valoraciones. La ausencia de información relevante o la existencia de información sesgada hacia determinados intereses, condicionan la descripción del mercado y da lugar a distorsiones que han sido caracterizadas de sesgos en la valoración. Existen dos tipos de información cuyos efectos han sido objeto de investigación mediante experimentos. En primer lugar, la información acerca de las valoraciones de otros individuos, así como de los costes del proyecto, puede inducir comportamiento estratégico y por ello se ha sugerido su eliminación de los cuestionarios. En segundo lugar, se debe determinar qué información acerca del bien medioambiental, así como de otros bienes relacionados, es la adecuada y está en consonancia con la capacidad de asimilación de los individuos. La evidencia revela que la información es importante en la configuración del mercado, pero las variaciones marginales de información no suelen tener efectos significativos. En este sentido, algunos autores, como Carson (1991), sostienen que los efectos de información no pueden considerarse sesgos sistemáticos, pues los individuos distinguen cuál es el bien que se quiere valorar, quién es el que lo proporciona, y cuáles son los mecanismos implicados en la asignación. La información debería ser veraz, neutral y proporcionar los elementos para que el individuo se enfrente a un escenario creíble y realista.

e) *El efecto de anclaje y los factores de diseño*

Las estimaciones obtenidas con base en cuestionarios pueden verse afectadas por aspectos propios del diseño del mercado, como el medio de pago o los precios implícitos en el formato de la pregunta de valoración. Estos efectos se conocen como efectos de anclaje porque generan un punto de referencia que el entrevistado puede tomar como guía para producir una valoración. El resultado es que la valoración declarada estará relacionada con estos valores de anclaje, y no enteramente con la satisfacción global que el consumidor obtendría del bien. Por ejemplo, el medio de pago elegido para el mercado construido podrá inducir al individuo a buscar como punto de referencia el valor de otros bienes públicos o privados que tienen el mismo medio de pago. Además, el individuo puede tener preferencias dispares por diferentes medios de pago, y valorará los bienes como un paquete donde se incluye la forma de financiación. El medio de pago debería ser neutral, realista y creíble por los individuos, con el fin de no facilitar incentivos para un comportamiento meramente hipotético.

f) *Las relaciones entre los bienes*

Existen otros factores que producen efectos similares al anclaje en los mercados construidos. Por ejemplo, la secuencia de las preguntas en valoraciones múltiples puede inducir al individuo a pensar que los bienes ubicados en primer lugar tienen más valor y son más importantes que los segundos. A su vez, se producen efectos de sustitución y renta. Esto es, los bienes valorados en un mismo ejercicio de valoración pueden resultar sustitutivos o complementarios entre ellos, y los ubicados en primer lugar disminuyen la renta disponible para la valoración de los ubicados en lugares posteriores. Por ello, es conveniente situar al entrevistado ante el conjunto de bienes, advirtiéndole que se le va a preguntar por todos ellos. El problema del orden o de la relación entre los bienes es también

importante en ejercicios que pretenden distinguir entre clases de valores, como valor de uso y de existencia.

La valoración también se puede ver afectada por factores tales como la institución que realiza el estudio y los entrevistadores. Los individuos tienden a manifestar actitudes de simpatía o de rechazo hacia determinadas instituciones que pueden influir positiva o negativamente la valoración. Para minimizar el efecto de los encuestadores se recomienda el empleo de encuestadores profesionales y entrenados en cuestionarios donde se tiene que leer párrafos largos y hacer preguntas complejas. También se sugiere que los encuestadores sigan las palabras del cuestionario, y sólo se desvíen para responder de forma estándar a las preguntas que les puedan formular los individuos.

5.6 Sumario

Los métodos para valorar económicamente el medio ambiente son diversos, y parten de los conceptos teóricos de la estimación de los excedentes de consumidores y/o productores. Las aproximaciones se pueden dividir en tres grandes grupos: *i)* los métodos directos de mercado, que se basan en la utilización de precios y cantidades de bienes de mercado que han sido afectados colateralmente con impactos ambientales, *ii)* los métodos indirectos de no mercado, que se basan en la utilización de precios de mercado de bienes relacionados con los bienes ambientales, y *iii)* los métodos directos de no mercado, que están soportados en la obtención de las preferencias de los individuos a partir de la construcción de mercados en cuestionarios estructurados.

Los métodos indirectos más utilizados son el método del coste del desplazamiento y el método de los precios hedónicos. El primero tiene utilidad para los bienes ambientales que impliquen la realización de un gasto, tanto monetario como en tiempo, ligado a un desplazamiento físico del consumidor, como por ejemplo, en las visitas a los espacios naturales, mientras que el segundo se aplica fundamentalmente para estimar el valor económico de atributos ambientales relacionados con el mercado de la propiedad (viviendas) y/o del trabajo.

Los métodos indirectos obtienen el excedente del consumidor ordinario o marshalliano, y se basan en la complementariedad débil, que implica que el valor marginal del bien ambiental es cero cuando la demanda del bien privado es nula o inexistente. La implicación es que no es posible recoger todos los valores económicos a partir de estos métodos, como el valor de existencia, o los valores de opción. Por otra parte, también presentan algunos problemas teóricos y empíricos (supuesto de eficiencia de los mercados, medición de las variables, sensibilidad a la especificación, agregación de los datos, e identificación de la función de demanda) que pueden inducir arbitrariedad y poca robustez en las estimaciones empíricas.

Los métodos directos permiten obtener el excedente del consumidor compensado o hicksiano, a través de preguntas de disposición a pagar y disposición a ser compensado. Se pueden aplicar a una amplia variedad de bienes ambientales y públicos, en los que sea posible definir con precisión el alcance y contenido de la política en cuestión. Además, pueden medir los valores de no uso y los valores de opción. Estos métodos difieren según sea el formato de la pregunta de valoración, y han evolucionado desde la pregunta abierta hasta los métodos de elección discreta multinomial. Los problemas principales de estos métodos se derivan de los factores que pueden influir en el comportamiento de los individuos en mercados contruados con base en cuestionarios, y cuyo resultado puede diferir del que se obtendría en mercados reales. El control de estos aspectos a través de técnicas de diseño constituye el objetivo fundamental de la aplicación de los métodos directos.

Preguntas para la reflexión

- ¿Cuáles son los inconvenientes principales de los métodos directos de mercado y por qué pueden ser útiles para la aplicación en la evaluación de costes-beneficios?
 - Discuta los problemas teóricos y empíricos de los métodos directos de valoración de no mercado en relación a los métodos indirectos.
 - ¿Con qué métodos se pueden medir los componentes del valor económico del medio ambiente?
 - ¿Es el valor económico obtenido con los métodos directos e indirectos de no mercado una cantidad fija? Discute enunciando las fórmulas del excedente del consumidor derivadas con los distintos métodos.
 - ¿Qué relación existe entre los métodos directos de no mercado y los métodos indirectos, como el coste del desplazamiento y los precios hedónicos? ¿Cómo se pueden comparar sus resultados?
-

Lecturas complementarias

Los métodos de valoración económica del medio ambiente, tanto en su versión de preferencias reveladas como declaradas, tienen un tratamiento profundo en las obras de Freeman (1993), Azqueta (1994) y Bateman y Willis (1999). La profundización en los métodos del coste del desplazamiento debe tener en cuenta los trabajos de Smith y Desvousges (1983), Smith (1988), Morey (1981) y Englen y Mendelsohn (1991). Para los métodos hedónicos, es fundamental el artículo seminal de Rosen (1974), que debe complementarse con las críticas de Smith y Kaoru (1987). El método de la producción de los consumidores aplicado a los bienes ambientales alcanza su pleno desarrollo teórico en Bockstael y McConnell (1981). Para los métodos de preferencias declaradas, o métodos directos, es fundamental la consulta del informe de Arrow *et al.* (1993), a raíz de la controversia surgida en torno a la valoración de los vertidos de petróleo causados por el accidente del Exxon Valdez en Alaska en 1989. Igualmente, para la profundización teórica, conviene la lectura de Hanemann (1984) y de Cameron (1988), así como McFadden (1994) y Louviere *et al.* (2000). Una exposición detallada se puede encontrar en Carson (1991), Hanemann (1994) y Riera (1994). Para una perspectiva crítica del devenir de los métodos de valoración en general, es conveniente la consulta de Smith (1997).

Referencias bibliográficas

- AKERLOF, GEORGE A. (1983): «Loyalty Filters», *American Economic Review*, vol. 73(1), págs. 54-63.
- ANDERSON, R. y CROCKER, T. (1971): «Air Pollution and Residential Property Values», *Urban Studies*, 8, Oct. págs. 171-180.
- ARROW, K., SOLOW, R., P. PORTNEY, E. LEAMER, R. RADNER, y H. SCHUMAN (1993): «Report of the NOAA Panel on Contingent valuation», *Federal Register*, 58 (10), págs. 4602-4614.
- AZQUETA, D. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*, McGraw-Hill, Madrid.
- BATEMAN, I. J., y WILLIS, K. G. (Eds.) (1999): *Valuing Environmental Preferences*, Oxford University Press, Oxford, Reino Unido.
- BECKER, G. S. (1965): «A Theory of Allocation of Time», *Economic Journal*, 75, págs. 493-517.
- BOCKSTAEEL, N. E., y MCCONNELL, K. E. (1981): «Theory and Estimation of the Household Production Function for Wildlife Recreation», *Journal of Environmental Economics and Management*, 8, págs. 199-214.
- BOCKSTAEEL, N. E. y MCCONNELL, K. E. (1983): «Welfare Measurement in the Household Production Framework», *American Economic Review*, 73 (4), págs. 806-814.

- BOCKSTAEL, N. E., STRAND, I. E., y HANEMANN, W. M. (1987): «Time and the Recreational Demand Model», *American Journal of Agricultural Economics*, May, págs. 293-302.
- BROWN, W. G., SORHUS, C., CHOU-YANG, B.-I. y RICHARDS, J. A. (1983): «Using Individual Observations to Estimate Recreation Demand Functions: Caution», *American Journal of Agricultural Economics*, October, págs. 154-157.
- CAMERON, T. A. (1988): «A New Paradigm for Valuing Non-Market Goods Using Referendum Data», *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, págs. 355-379.
- CARSON, R. T. (1991): «Constructed Markets» en J.B. Braden y C.D. Kolstad (ed.): *Measuring the demand for environmental quality*, Elsevier Science Publishers, B.V. North-Holland.
- CESARIO, F. J. (1976): «Value of Time in Recreation Benefit Studies», *Land Economics*, 52, págs. 32-41.
- CLAWSON, M. (1959): *Methods of Measuring Demand and Value of Outdoor Recreation*, Resources for the Future, Washington D.C.
- ENGLIN, J., y MENDELSON, R. (1991): «A Hedonic Travel Cost Analysis for Valuation of Multiple Components of Site Quality: The Recreation Value of Forest Management», *Journal of Environmental Economics and Management* V.21, 275-290.
- FREEMAN III, A. M. (1993): *The measurement of Environmental and Resource Values*, Resources for the Future, Washington.
- GRAHAM, D. A. (1981): «Cost benefit analysis under uncertainty», *American Journal of Agricultural Economics*, 71, 715-725.
- HANEMANN, W. M. (1984a): «Discrete/Continuous Models of Consumer Demand», *Econometrica*, 52, 541-561.
- HANEMANN, W. M. (1984b): «Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses», *American Journal of Agricultural Economics*, Aug, 332-341.
- HANEMANN, W. M. (1991): «Willingness to pay and willingness to accept: How much can they differ?», *American Economic Review*, V.81, págs. 635-647.
- HANEMANN, W. M. (1994): «Valuing the environment through contingent valuation», *Journal of Economic Perspectives*, 8 (4), 19-43.
- HOCH, I. y DRAKE, T. (1974): «Wages, Climate, and the Quality of Life», *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, Dec. 268-295.
- HOTELLING, H. (1947): Letter to the US National Park Service. Kahneman, D. y Knetsch, J. (1992) «Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction», *Journal of Environmental Economics and Management*, 22, 57-70.
- KAHNEMAN, D. y TVERSKY, A. (1979): «Prospect Theory: An analysis of decision under risk», *Econometrica*, 263-291.
- LANCASTER, K. (1976): «The Pure Theory of Impure Public Goods» en Grieson, R. (ed.) *Public Finance and Urban Economics: Essays in Honor of William S. Vickrey*, Boston, D.C: Heath-Lexington.
- LOUVIERE, J. J., HENSHER, D. A., y SWAIT, J. D. (2000): *Stated Choice Methods. Analysis and Application*, Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.
- MCCONNELL, K. E. y STRAND, I. (1981): «Measuring the Cost of Time in Recreation Demand Analysis: An Application to Sportfishing», *American Journal of Agricultural Economics*, 63, Feb, 153-156.
- McFADDEN, D. (1973): Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour, en P. Zarembka (Ed.): *Frontiers in econometrics*, New York, Academic Press.
- McFADDEN, D. (1994): «Contingent valuation and social choice», *American Journal of Agricultural Economics*, V. 76, 689-708.
- MOREY, E. R. (1981): «The demand for site-specific recreational activities: A characteristics approach», *Journal of Environmental Economics and Management*, 8, págs. 345-371.
- RANDALL, A. y STOLL, J. R. (1980): «Consumer's Surplus in Commodity Space», *American Economic Review* 70, 449-55.
- ROSEN, S. (1974): «Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition», *Journal of Political Economy*, 82, 34-55.
- RIERA, P. (1994): *Manual de valoración contingente*, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- SMITH, V. K. (1988): «Selection and recreation demand», *American Journal of Agricultural Economics*, págs. 29-36.
- SMITH, V. K. (1997): «Pricing what is priceless: A status report on no-market valuation of environmental resources». *Yearbook of Environmental and Resource Economics*, 1997/1998, págs. 156-203.
- SMITH, V. K. y DESVOUSGES H. W. (1983): «The generalized travel cost model and water quality benefits: A reconsideration», *Southern Economic Journal*, 52, págs. 371-81.
- SMITH, V. K., y KAORU, Y. (1987): «The Hedonic Travel Cost Model: A View From the Trenches», *Land Economics* V.63 (2), May, 179-192.

APÉNDICE 5.1

EXTENSIONES DEL MÉTODO DEL COSTE DEL DESPLAZAMIENTO (*)

El método del coste del desplazamiento, en su formulación tradicional, está formulado para un destino específico con unas características determinadas. El cambio en estas características puede dar lugar a cambios en el excedente del consumidor, que se ven reflejadas en variaciones del número de visitas realizadas desde las zonas circundantes al lugar recreativo, y por tanto, en un desplazamiento de la curva de demanda. Esta formulación no considera las relaciones entre destinos que tienen lugar por cambios en las características relativas de los mismos y que dan lugar a efectos de sustitución o de complementariedad. En este apéndice se formulan los modelos principales que se han propuesto para el análisis de las relaciones entre destinos, tanto desde el punto de vista de sus precios respectivos (o costes de desplazamiento), como desde sus características.

A 5.1.1 Coste del desplazamiento generalizado

En un contexto de múltiples destinos recreativos, la decisión del consumidor se puede ver influenciada no sólo por el coste del desplazamiento, sino también por las características relativas de los destinos potenciales. El modelo de parámetro variable, también denominado modelo de coste del desplazamiento generalizado, se propone como una alternativa para la consideración de las características de los destinos, y consiste en la especificación de un sistema de demanda de viajes que adopta la siguiente forma:

$$v_{ij} = \beta_{j1} + \beta_{j2} c_{ij} + \beta_{j3} y_{ij} + \mu_{ij} \quad (A\ 5.1.1)$$

$i = 1, \dots, n; j = 1, \dots, k.$

$$\begin{aligned} \beta_{j1} &= \gamma_{01} + \gamma_{11}z_{j1} + \gamma_{21}z_{j2} + \gamma_{31}z_{j3} + \varepsilon_{j1} \\ \beta_{j2} &= \gamma_{02} + \gamma_{12}z_{j2} + \gamma_{22}z_{j2} + \gamma_{32}z_{j3} + \varepsilon_{j2} \\ \beta_{j3} &= \gamma_{03} + \gamma_{13}z_{j3} + \gamma_{23}z_{j2} + \gamma_{33}z_{j3} + \varepsilon_{j3} \end{aligned} \quad (A\ 5.1.2)$$

donde v_{ij} representa el número de visitas desde la zona o individuo i hasta el destino j ; n es el número de zonas (o individuos), k es el número de destinos recreativos o ecuaciones, μ_{ij} , ε_{ji} representan perturbaciones aleatorias. El modelo se estima en dos etapas. En una primera etapa, se obtienen los parámetros beta j para cada destino a partir de la estimación de la ecuación estructural del coste del desplazamiento para cada destino. En la segunda etapa, estos parámetros estructurales de la función de demanda se regresan contra las características de los destinos z_{jd} . De este modo, se obtiene el efecto de las características ambientales en los parámetros estructurales que explican la demanda de viajes a los diferentes destinos. La estimación en dos etapas se puede reducir a una estimación en una sola etapa por medio de la sustitución de las ecuaciones de comportamiento de los parámetros en la ecuación estructural. El resultado es una ecuación que especifica el número de visitas como una función del coste del desplazamiento, la renta y las características de los destinos, que puede estimarse con datos que reflejan el hecho de que un individuo (o zona) pueda visitar varios destinos a lo largo de un periodo de tiempo.

A 5.1.2 Coste del desplazamiento hedónico

El modelo de los precios hedónicos se puede también aplicar al método del coste del viaje para estimar el valor económico de las características de los lugares recreativos que sirven de atracción a los visitantes. Los sujetos, al elegir entre destinos alternativos, revelan sus preferencias por las características ambientales ofrecidas por los mismos, que actúan a su vez de factores de diferenciación y especificidad. Por tanto, los destinos recreativos difieren entre sí tanto en precio o coste del desplazamiento, como en cuanto a sus características específicas. Al igual que se realiza en el método de los precios hedónicos, el coste del desplazamiento a un destino recreativo se puede descomponer en un conjunto de precios implícitos para todas las características, que puede estimarse como una función de precios hedónicos a través de todos los destinos con características diferenciadas.

Consideremos que el valor que los individuos atribuyen a un lugar recreativo, depende de los niveles de las características que pueden medirse objetivamente. El comportamiento del consumidor revela tanto los niveles de calidad de las características que serán consumidas en un viaje como el número de viajes realizados en un periodo. Si todos los destinos tuviesen las mismas características, el individuo elegiría el lugar que estuviese más próximo con el fin de minimizar los costes del desplazamiento y del tiempo.

La función de utilidad del consumidor se puede expresar

$$U(z_{ij}, v_j, x) \quad i = 1, \dots, k; j = 1, \dots, n \quad (\text{A 5.1.3})$$

donde z_{ij} indica la característica i para el viaje de duración j , v_j es el número de viajes de duración j y x es un bien de mercado compuesto. Suponiendo que el acceso a los destinos recreativos no involucra costes de entrada, el coste total del viaje de duración j a un destino con un vector de características z se puede especificar

$$c_j(z) = a + \beta K(z) + \alpha t_v(z)w \quad (\text{A 5.1.4})$$

donde a es el coste fijo de oportunidad, β es el coste del desplazamiento por kilómetro, $K(z)$ es el número de kilómetros viajados, α es la proporción del salario en la que se puede estimar el valor del tiempo, $t_v(z)$ es el tiempo del viaje y w el salario del sujeto.

La restricción presupuestaria es

$$y = px + \sum_{j=1}^{j=n} v_j c_j(z) \quad (\text{A 5.1.5})$$

donde y es la renta, y p es el precio del bien compuesto.

Obteniendo la restricción global de renta, mediante la sustitución de (A5.1.4) en (A5.1.5), y maximizando la función de utilidad sujeta a esta restricción, obtenemos las siguientes condiciones de primer orden que definen la elección óptima de z_{ij} , v_j y x ,

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial z_{ij}} - \lambda v_j P_i(z) &= 0 \\ i = 1, \dots, k \quad j = 1, \dots, n \\ \frac{\partial U}{\partial v_j} - \lambda c_j(z) &= 0 \\ \frac{\partial U}{\partial x} - \lambda p &= 0 \\ y - px - \sum_{j=1}^{j=n} v_j c_j(z) &= 0 \end{aligned} \quad (\text{A 5.1.6})$$



donde:

$$P_i(z) = \frac{\partial C_j(z)}{\partial z_{ij}} = \beta \left(\frac{\partial K}{\partial z_i} \right) + \alpha \left(\frac{\partial t_v}{\partial z_i} \right) w \quad (\text{A 5.1.7})$$

es el precio hedónico marginal o precio implícito de la característica z_{ij} para cada viaje. En total, se tienen $(kn) + n + 2$ ecuaciones. Se supone que el precio hedónico de cada característica es el mismo para viajes de diferente duración, debido a que éste refleja sólo los costes incurridos en el viaje, esto es,

$$\frac{\partial c_1(z)}{\partial z_{i1}} = \frac{\partial c_2(z)}{\partial z_{i2}} = \dots = \frac{\partial c_n(z)}{\partial z_{in}} \quad (\text{A 5.1.8})$$

Agregando el número de viajes de duración j , el coste marginal de una mejora de z_{ij} es $v_j P_i(z)$. Aunque los precios de las características no varían con la duración, la disposición a pagar por un viaje puede diferir dependiendo de la duración del desplazamiento. Por tanto, la función de demanda será diferente para cada especificación de la variable dependiente, esto es, para cada duración del viaje. Las funciones de demanda de características y de número de viajes, resultantes de solucionar el sistema de ecuaciones, son:

$$\begin{aligned} z_{ij} &= g(P_1, \dots, P_i, \dots, P_k, v_1, \dots, v_n, S) \\ v_j &= h[c_j(z), v_r, S] \quad j = 1, \dots, n; r \neq j \end{aligned} \quad (\text{A 5.1.9})$$

donde S es un vector de variables exógenas que desplazan la función de demanda.

Un problema de este método, es que al contrario de lo que ocurre en los mercados de viviendas, las relaciones entre el coste del viaje y las características de los destinos no están determinadas por las fuerzas del mercado, sino que aparecen debido a fenómenos naturales y de localización de la población. De acuerdo a Smith y Kaoru (1987), existen tres aspectos muy importantes en la definición del modelo: i) la definición de las zonas de origen, ii) el tratamiento de los precios implícitos negativos y iii) la definición de las cantidades demandadas y consumidas de características.

A 5.1.3 Producción de los consumidores

En el método de la producción de los consumidores, cuyo origen está en las teorías de Becker (1965), el sujeto obtiene satisfacción de los servicios finales de los bienes consumidos, y no de las cantidades de los mismos. Además, el individuo realiza una actividad productiva, que se modeliza como una función de producción de servicios finales en la que los inputs primarios son los bienes de mercado y el tiempo. El modelo del coste del desplazamiento es un caso especial, en el que la actividad productiva se reduce a la combinación del tiempo y los gastos de viaje para realizar las actividades recreativas.

Seguindo a Bockstael y McConnell (1983), el proceso de decisión del consumidor se puede separar en dos etapas. En una primera, el individuo decide los costes mínimos incurridos en producir los servicios recreativos finales utilizando tiempo, bienes de mercado y calidad ambiental. La solución de este problema inicial conducirá a precios sombra o precios implícitos de cada servicio final, que serán iguales a sus costes marginales de producción respectivos. En la segunda etapa elige la combinación óptima de servicios finales por medio de la maximización de la utilidad sujeta a la restricción de costes eficientes obtenida en la primera etapa.

Por ejemplo, consideremos que la utilidad del individuo depende de la calidad de la experiencia recreativa s , y del consumo de otros bienes x , esto es

$$U = U[s, x] \quad (\text{A 5.1.10})$$

La calidad se puede medir como un índice resultante de los factores que inciden en la experiencia recreativa, como la variedad de especies observada, el acceso a los paisajes, la disponibilidad de infraestructuras de ocio y la congestión. Para obtener satisfacción de la experiencia, el individuo combina bienes de mercado a través de la siguiente función de producción:

$$s = s(x_1, z, S) \quad (\text{A 5.1.11})$$

donde x_1 es un vector de bienes de mercado adquiridos por el consumidor, que participan en la producción de servicios recreativos, como los medios de transporte hasta el lugar recreativo y el equipo para realizar las actividades recreativas, z es el nivel de la calidad ambiental del lugar recreativo visitado, y S es un vector de características socioeconómicas del individuo, como la educación, la edad y la renta. En una primera solución al problema de maximización de la utilidad, el individuo minimiza el coste de producción de la actividad recreativa $p_1 x_1$ sujeto a la función de producción $s = s(x_1, z, S)$. Esto da lugar a funciones de demanda de inputs x_1 que dependen de los precios respectivos p_1 , la calidad de la experiencia recreativa s , el nivel de calidad ambiental z y las características socioeconómicas S . Sustituyendo las funciones de demanda de inputs en la función de costes obtenemos,

$$C_s(s, p_1, z, S) = p_1 x_1(s, p_1, z, S) \quad (\text{A 5.1.12})$$

La segunda etapa consiste en maximizar la función de utilidad (A51.10) sujeta a la restricción presupuestaria global:

$$y = px + C_s(s, p_1, z, S) \quad (\text{A 5.1.13})$$

donde y es la renta monetaria del sujeto, que puede ser gastada en otros bienes de mercado x a un precio p y en los costes incurridos en generar la calidad de la experiencia recreativa. Las condiciones de primer orden de este problema de la segunda etapa son:

$$\begin{aligned} \frac{\partial U}{\partial s} &= \lambda \frac{\partial C_s}{\partial s} \\ \frac{\partial U}{\partial x} &= \lambda p \end{aligned} \quad (\text{A 5.1.14})$$

$$y - px - C_s(s, p_1, z, S) = 0$$

cuya resolución da lugar a soluciones para la calidad de la experiencia recreativa y otros bienes de mercado $s = s(p_1, z, S, p, y)$, $x = x(p_1, z, S, p, y)$ respectivamente. La función de utilidad marginal para s de las condiciones de primer orden se puede interpretar como la función inversa de demanda, que se obtiene como una función del coste marginal e invirtiendo, esto es $p_s = f_s(s, y - px)$.

Por otra parte, el coste marginal se puede interpretar como el precio sombra o implícito de la experiencia recreativa. Si denominamos $\pi_s(p_1, s, z, S)$ a los costes marginales de s , entonces los beneficios globales derivados del consumo óptimo de experiencias recreativas s_0 se puede expresar como la integral:

$$B_0 = \int_{(0)}^{(s^0)} [f_s(s, y^*) - \pi_s(p_1, s, z_0, S)] dq \quad (\text{A 5.1.15})$$

para un nivel de calidad ambiental z_0 , y donde $y^* = y - p_x$. Si tenemos una política ambiental que genere un cambio del nivel de calidad ambiental del lugar recreativo desde z_0 hasta z^* , se generarán ajustes

en los costes y beneficios marginales, de modo que el cambio de los beneficios se puede calcular por la siguiente expresión:

$$\begin{aligned}
 B^* - B_0 = & \int_{(s_0)}^{(s^*)} [f_s(s, y^*) - \pi_s(p_1, s, z^*, S)] dq \\
 & + \int_{(0)}^{(s_0)} [\pi_s(p_1, s, z_0, S) - \pi_s(p_1, s, z^*, S)] dq
 \end{aligned}
 \tag{A 5.1.16}$$

La primera integral muestra los cambios en los beneficios inducidos por el aumento de la calidad de la experiencia recreativa derivado del cambio simultáneo de las funciones de valor y costes marginales. La segunda integral mide los cambios en la función de coste marginal como consecuencia del cambio en la calidad del medio ambiente del lugar recreativo. Si la calidad de la experiencia recreativa fuese una variable exógena —no existiría una función de producción— la función de coste marginal no cambiaría, simplificando el cálculo de la variación de los beneficios. Además, si el coste marginal fuese constante, el modelo se convertiría en el modelo del coste del desplazamiento.

A 5.1.4 Coste del desplazamiento de elección discreta

Una extensión del modelo del coste del desplazamiento, que ha facilitado su estimación econométrica, es su formulación como un proceso de elección discreta, en lugar de plantear un sistema de ecuaciones de demanda de viajes. En los modelos de elección discreta, el individuo elige el destino que le proporciona la mayor satisfacción entre todos los destinos posibles, explicando el proceso de elección a partir de la maximización de la utilidad condicionada. En lugar de enfrentarse a una planificación de todos los viajes a un conjunto de destinos en un periodo de tiempo, el sujeto decide la elección de un destino condicionado a que va a realizar un viaje con una finalidad recreativa.

El razonamiento es diferente a los modelos continuos presentados anteriormente, en los que se derivan las cantidades de viajes realizados a los distintos destinos que forman parte del conjunto de elección. La formulación de elección discreta es especialmente útil cuando el individuo se enfrenta a destinos potencialmente sustitutivos que se diferencian por sus características, y se ha utilizado en muchas aplicaciones para medir los beneficios de los cambios en los atributos ambientales y recreativos. Además, se puede utilizar tanto para medir los cambios en el estado de un lugar recreativo, como para estimar los beneficios de un lugar recreativo nuevo, por medio de la simulación de las características del nuevo espacio.

Debido al carácter discreto de la elección, el modelo se suele centrar en la explicación de una decisión ubicada en una dimensión temporal reducida, abstrayéndose de la restricción de tiempo considerada en los modelos anteriores. De esta forma se limita la continuidad en el consumo o la posibilidad de compras repetidas. Por tanto, la función indirecta de utilidad se define como la utilidad máxima que el individuo obtendría de la elección de las cantidades óptimas de los viajes a los destinos recreativos dada la restricción presupuestaria, esto es,

$$V(p, c, y; z) = \max[U(x, v; z) / px + cv = y] \tag{A 5.1.17}$$

Si el individuo elige un solo destino i entre todos los posibles, la función se puede escribir $V(p, y - c_i; z_i)$. La elección del destino i sobre los otros destinos alternativos se explica porque éste proporciona una mayor utilidad,

$$V(p, c_i, y; z_i) > V(p, c_j, y; z_j) \forall j \neq i \tag{A 5.1.18}$$

Este modelo determinístico se convierte en un modelo de utilidad aleatoria por medio de la introducción de un componente no observado por el investigador, o error aleatorio, que además permite la estimación econométrica. Así, incorporando un error ε_i en la consideración que realiza el sujeto de cada destino i , el destino que proporciona la máxima utilidad viene dado por:

$$V(p, c_i, y; z_i) + \varepsilon_i > V(p, c_j, y; z_j) + \varepsilon_j \quad \forall j \neq i \quad (\text{A 5.1.19})$$

Si suponemos que los errores son independientes e idénticos, siguiendo una distribución de Weibull (o valor extremo tipo I), tenemos el modelo *logit* multinomial:

$$\pi_i = \frac{\exp[V(p, y - c_i; z_i)]}{\sum_{j=1}^{j=n} \exp[V(p, y - c_j; z_j)]} \quad (\text{A 5.1.20})$$

donde π_i es la probabilidad de elegir el destino i . La multiplicación de las probabilidades de elección de los destinos a través de una muestra de los individuos, da lugar a la función de verosimilitud, cuya maximización genera los parámetros explicativos de la elección. El problema principal de este modelo es que el ratio de dos probabilidades de elección de dos alternativas i, j cualesquiera, o sea π_i / π_j , es independiente de las características de otros destinos, lo cual excluye la posibilidad de destinos potencialmente sustitutivos o complementarios, y se conoce como la hipótesis de la independencia de las alternativas irrelevantes. Para superar el carácter irreal de este supuesto, se han propuestos otros modelos probabilísticos, como el modelo de valor extremo generalizado (modelos anidados), o la asunción de una distribución normal.

Una vez estimados los parámetros que explican la parte determinística de la función de utilidad aleatoria, se pueden calcular las medidas de bienestar de cambios en las características de los destinos recreativos, el impacto de la eliminación de un destino, o el excedente que se obtendría de un nuevo destino. Por ejemplo, supongamos que la calidad ambiental del destino i cambia desde q_i hasta q_i^* . La variación compensada VC condicionada a que el individuo elige el destino i después del cambio es:

$$V(p, c_i, y - VC; z_i^*) + \varepsilon_i = V(p, c_i, y; z_i) + \varepsilon_i \quad (\text{A 5.1.21})$$

Si la utilidad marginal de la renta es constante, VC se puede aproximar por la siguiente expresión:

$$VC = -\frac{1}{\gamma} \left\{ \ln \sum \exp[V(p, y - c_i; z_i^*)] - \ln \sum \exp[V(p, y - c_i; z_i)] \right\} \quad (\text{A 5.1.22})$$

donde γ es el parámetro que acompaña a la renta monetaria (o utilidad marginal de la renta), que puede tomarse como el parámetro del coste del desplazamiento debido a que la renta no varía entre alternativas. El numerador de esta expresión coincide con la variación en la utilidad esperada del cambio en las características del destino recreativo, que es convertida a una expresión monetaria al dividirla por la utilidad marginal de la renta.

APÉNDICE 5.2

MODELOS DE ELECCIÓN DISCRETA DE PREFERENCIAS DECLARADAS (*)

Uno de los elementos principales de los métodos directos es el formato de la pregunta de valoración, también conocido como método de licitación. Existen diversas variantes, que han ido evolucionando con la aplicación de estos métodos a la valoración de los bienes ambientales. El primer tipo de formato fue la pregunta abierta, que consiste en una pregunta directa sobre el DAP o DAC. A este formato le siguió el de la subasta de precios y el cartón de pagos, hasta que finalmente en los años ochenta se empezaron a realizar las primeras aplicaciones de los formatos de elección discreta.

El formato de elección discreta consiste en el planteamiento de un precio —junto a un conjunto de características de la política ambiental en cuestión—, ante el cual el individuo sólo ha de responder afirmativamente o negativamente, en función de si acepta o no este precio como DAP o DAC. Este formato tiene la ventaja de que emula el sistema de votación, y por tanto, es fácil de responder y tiene similitud con la forma en que los bienes son adquiridos en el mercado de bienes privados. Satisface también el criterio de compatibilidad con los incentivos debido a que *i)* el individuo percibe que algún criterio social como la regla de la mayoría será utilizado en la decisión sobre el bien, y *ii)* el individuo percibe los precios como exógenos, reduciendo el incentivo para un comportamiento estratégico.

Este formato de elección discreta se puede expandir con la consideración del bien o política ambiental como un conjunto de atributos, incluyendo el precio. Así, si se consideran variaciones en otros atributos aparte del precio se tienen formatos de elección discreta multinomiales, en los que los individuos eligen entre combinaciones (o tarjetas) de posibles opciones de valores particulares de los atributos y el precio. Estos formatos de elección discreta también se conocen como los experimentos de elección, o el análisis conjunto.

A 5.2.1 Método simple o binario

Para el caso en que el precio es el único atributo variable, Hanemann (1984) obtuvo las medidas de bienestar en el contexto de un modelo de utilidad aleatoria basado en McFadden (1973). El individuo conoce sus preferencias y persigue el objetivo de maximizar la utilidad esperada comparando su satisfacción en cada alternativa. La función indirecta de utilidad se especifica $U(j, y; S)$ donde $j = 0$ indica la provisión del bien ambiental, $j = 1$ indica la ausencia de la medida, y es la renta del individuo, y S es un vector de características sociológicas. Por tanto,

$$U(j, y; S) = V(j, y; S) + \varepsilon_j \quad j = 0, 1 \quad (\text{A 5.2.1})$$

donde ε_0 y ε_1 son variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas con media cero, que representan la parte no observada por el investigador. El individuo recibe un precio B , ante el cual responde «sí» o «no»⁵. La condición para que el individuo acepte pagar esta cantidad es:

$$V(0, Y - B; S) + \varepsilon_0 \geq V(1, Y; S) + \varepsilon_1 \quad (\text{A 5.2.2})$$

⁵ En la práctica, cada individuo de la muestra recibe aleatoriamente un precio extraído de un vector previamente determinado. La selección de los precios se puede realizar a partir de información de las respuestas obtenidas a preguntas de formato abierto en encuestas pre-test, y mediante la utilización de técnicas de diseño óptimo que minimicen el error cuadrático medio de la estimación *a posteriori*.

El sujeto conoce si esta relación se cumple, pero el investigador sólo puede suponer que la respuesta es una variable aleatoria cuya función de probabilidad viene dada por:

$$P_0 \equiv \Pr[V(0, Y - B; S) + \varepsilon_0 \geq V(1, Y; S) + \varepsilon_1] = \Pr(\varepsilon_1 - \varepsilon_0 \leq \Delta V) = F_\tau(\Delta V) \quad (\text{A 5.2.3})$$

donde P_0 es la probabilidad de que el individuo esté dispuesto a pagar la cantidad especificada (respuesta afirmativa), $P_1 = 1 - P_0$, ΔV es el diferencial de utilidad, $\tau = \varepsilon_1 - \varepsilon_0$, y $F_\tau(\cong)$ la función de distribución acumulada de τ .

Si el individuo está dispuesto a pagar la cantidad B ($\Delta V \geq \tau$), entonces la disposición a pagar es mayor o igual que B . Por lo tanto, se puede escribir:

$$F_\tau(\Delta V) = \Pr(\Delta V \geq \tau) = \Pr(B \geq B) = 1 - G_{DAP}(B) \quad (\text{A 5.2.4})$$

donde $G_{DAP}(B)$ es la función de distribución acumulada de la disposición a pagar. Este resultado produce una conexión directa entre el modelo empírico de disposición a pagar y el modelo teórico de maximización de la utilidad.

La estimación con datos de método dicotómico se puede realizar por máxima verosimilitud, definiendo $I_i = 1$ si el individuo responde afirmativamente, e $I_i = 0$ si responde negativamente. El logaritmo de la función de verosimilitud es:

$$\log L = \sum_{i=1}^n I_i \log F_\tau(\Delta V_i) + (1 - I_i) \log[1 - F_\tau(\Delta V_i)] \quad (\text{A 5.2.5})$$

A partir de la estimación de los parámetros del modelo se puede evaluar el cambio de bienestar producido por un cambio de la calidad del medio ambiente. Las medidas del bienestar incluyen la media y la mediana de la disposición a pagar.

La medida de bienestar depende de la especificación del modelo empírico de ΔV . En general, para una función de distribución definida en todo R la media de la disposición a pagar se define de la siguiente forma,

$$E[DAP] = \int_{-\infty}^{\infty} B g_{DAP}(B) dB = \int_0^{\infty} [1 - G_{DAP}(B)] dB - \int_{-\infty}^0 G_{DAP}(B) dB \quad (\text{A 5.2.6})$$

donde $g_E(B)$ es la función de densidad de DAP . La media puede calcularse bien por integración numérica de la función estimada, o bien utilizando la fórmula en la cual se insertan los parámetros estimados. Para la especificación lineal $\Delta V = \alpha + \beta B$, la media coincide con la mediana para cualquier función de distribución $F_\tau(\cong)$ definida en todo R , y es igual a α/β .

La mediana se define como el valor de la disposición a pagar para el cual la probabilidad de responder afirmativamente sea 0.5. Formalmente, la mediana B^d se define por la siguiente ecuación $\Pr[U(0, Y - B^d; S) \geq U(1, Y; S)] = 0.5$. Suponiendo una distribución simétrica (normal o logística), esto implica $\Delta V = 0$. En el modelo loglineal, $\gamma - \theta \ln B^d = 0$, por tanto, $B^d = \frac{\gamma}{e\theta}$.

A 5.2.2 Método multinomial

Para el caso en que se consideran más atributos variables aparte del precio, el razonamiento es muy similar, y constituye una extensión del método dicotómico simple. Considerando dimensiones alternativas de los atributos, se les pregunta a los individuos que expresen sus preferencias por una selección de combinaciones posibles⁶. Supongamos que los individuos expresan sus preferencias realizando elecciones entre las alternativas, $j = 1, \dots, J$, del conjunto de elección C . Por tanto,

$$U(s_j, y; S) = V(s_j, y; S) + \varepsilon_j \quad j = 1, \dots, J \quad (\text{A 5.2.7})$$

En cada alternativa del conjunto de elección, la función de utilidad indirecta depende de los niveles que tomen los atributos s de la alternativa j , las características socio-económicas del individuo S y de la renta y .

El individuo preferirá la opción i a cualquiera de las opciones alternativas j en el conjunto de elección C , si la utilidad que esta alternativa le reporta es superior a la utilidad que le ofrece cada una de las opciones alternativas, es decir si $V(i) > V(j)$, $i \neq j$, $i, j \in C$. La probabilidad de elegir la alternativa i será:

$$\begin{aligned} Pr(i/C) &= Pr\{U(s_i, y; S) > U(s_j, y; S)\} \\ &= Pr\{V(s_i, y; S) + \varepsilon_i > V(s_j, y; S) + \varepsilon_j, j \in C, i \neq j\} \\ &= Pr\{(V_i - V_j) \geq (\varepsilon_j - \varepsilon_i), j \in C, i \neq j\} \end{aligned} \quad (\text{A 5.2.8})$$

El componente observable de la utilidad se puede expresar como una función lineal de las variables explicativas, $V_i = \alpha + \beta's_i + \gamma(y - B_i)$, donde α es una constante específica para cada alternativa, β es el vector de coeficientes de utilidad asociado con el vector s de variables explicativas, γ es el coeficiente asociado al precio de la alternativa i , B_i . Para toda alternativa $i \in C$,

$$Pr(i/C) = Pr\{\beta's_i + \gamma(y - B_i) + \varepsilon_i > \beta's_j + \gamma(y - B_j) + \varepsilon_j\} \quad (\text{A 5.2.9})$$

Por tanto, la probabilidad de que un individuo prefiera la opción $i \in C$ equivale a la probabilidad de que la suma de componentes observables y aleatorios de esa opción sea mayor que la misma suma para el resto de las opciones presentadas.

La obtención de medidas de bienestar de los atributos de la política ambiental se realiza a partir de la estimación de los parámetros que definen la función indirecta de utilidad, para lo cual es preciso definir una función de probabilidad. Dependiendo de la distribución se tienen diferentes modelos probabilísticos, como el logit multinomial y el probit multinomial. El logit multinomial surge de considerar que los términos de error se distribuyen idéntica e independientemente de acuerdo a una distribución Gumbel o de Valor Extremo Tipo I. Suponiendo que el parámetro de escala μ se normaliza a la unidad, la probabilidad de elegir la alternativa i es:

$$Pr(i/C) = \frac{e^{V(s_i, y)}}{\sum_{j \in C} e^{V(s_j, y)}} = \frac{e^{[\beta's_i + \gamma(y - B_i)]}}{\sum_{j \in C} e^{[\beta's_j + \gamma(y - B_j)]}} \quad (\text{A 5.2.10})$$

⁶ La selección de las combinaciones requiere de la utilización de métodos como el análisis factorial fraccionado, que intenta minimizar la correlación entre los atributos. El problema es análogo al diseño del vector de precios en el método dictómico simple.

La estimación de los parámetros de preferencia del consumidor (β , γ) se puede realizar mediante el método de máxima verosimilitud⁷.

De forma similar que en el método simple, la medida de cambio en el bienestar se define como

$$E[DAP] = \int_0^{\infty} F_{\epsilon}(\Delta V) dB - \int_{-\infty}^0 [1 - F_{\epsilon}(\Delta V)] dB \quad (\text{A 5.2.11})$$

donde F es la función de distribución acumulada. El valor marginal medio para un individuo de un cambio en el atributo s_z es:

$$DP_z = \frac{\partial v / \partial s_z}{\partial v / \partial B} = \frac{-\beta_z}{\gamma_B} \quad (\text{A 5.2.12})$$

donde γ_B es el coeficiente del atributo precio.

⁷ El problema principal del modelo *logit* multinomial es el supuesto implícito de la independencia de las alternativas irrelevantes (IIA), que quiere decir que el cociente de la probabilidad de elección de dos alternativas cualesquiera, es independiente de cualquier otra alternativa, real o potencial. Este supuesto da lugar a resultados sesgados si no se cumple, pero puede ser superado por modelos más generales, como el modelo *logit* heterodécástico, el modelo *logit* de parámetros aleatorios, o el modelo *probit* multinomial, que introducen supuestos más realistas en la distribución de los errores aleatorios de la elección de las alternativas [ver Louviere et al. (2000)].

CAPÍTULO 6

EXPERIENCIAS DE VALORACIÓN DE BIENES AMBIENTALES

Objetivos

- Conocer la potencialidad de los métodos de valoración de bienes y servicios sin mercado.
 - Presentar ejemplos de aplicaciones de valoración de áreas naturales, de los efectos de la contaminación del aire y del ruido, y de los daños a los recursos naturales.
 - Presentar ejemplos de aplicación de los métodos de coste de viaje, valoración contingente, precios hedónicos y experimentos de elección.
 - Describir las etapas a seguir en el diseño y aplicación de los diferentes métodos de valoración.
 - Describir la transferencia de valores, sus ventajas e inconvenientes así como las alternativas metodológicas disponibles para realizar transferencias.
 - Presentar dos ejemplos de transferencias de beneficios aplicadas a áreas naturales: transferencias basadas en meta-análisis y construcción de funciones de valor, y transferencias mediante modelos Bayesianos.
-

6.1 Introducción

Una vez presentado el fundamento teórico de la valoración económica de bienes y servicios sin mercado y descritos los métodos disponibles, el análisis de un conjunto de aplicaciones puede resultar ilustrativo para entender tanto el proceso de diseño de un ejercicio de valoración, como el amplio espectro de ámbitos en los que estos métodos pueden aplicarse y la utilidad, en términos de gestión pública y privada, de los resultados que los métodos nos proporcionan. En definitiva, este capítulo pretende mostrar la potencialidad de los métodos de valoración económica presentados en el capítulo 5.

Desde la aparición de las diferentes metodologías, en los años sesenta, fundamentalmente asociadas a la valoración de áreas naturales, el número de aplicaciones ha ido aumentando exponencialmente. En las primeras décadas, las experiencias se desarrollaban en países anglosajones y en Europa, pero a partir de los noventa, se pueden encontrar múltiples aplicaciones en todo el mundo. Actualmente, existe ya un conjunto numeroso de aplicaciones de métodos de valoración también en Latinoamérica y no sólo en bienes y servicios ambientales, sino que podemos observar como los métodos inicialmente

ideados para la valoración relacionada con el medio ambiente, se han comenzado a aplicar a todo tipo de bienes y servicios de carácter público (asociados a fallos de mercado). Por ello, no es difícil encontrar aplicaciones al transporte, la educación, la salud, el patrimonio histórico y artístico, etc. En todos los casos, las técnicas de valoración proporcionan información cuantitativa en áreas en las que, como máximo, se disponía de análisis cualitativos que no permitían comparar, priorizar y decidir utilizando argumentos de eficiencia social en el uso de los recursos.

El objetivo de este capítulo es presentar un conjunto de ejemplos para ilustrar el funcionamiento de los métodos de valoración. Para ello, en todos los casos se describe de forma resumida el proceso de diseño y los argumentos que han llevado a los autores a decidirse por una u otra opción de diseño, a la vista del problema y de los objetivos del estudio. Se presentan los resultados obtenidos y se reproducen las principales conclusiones resaltadas por los autores. En todo caso, no se han reproducido íntegramente las aplicaciones, por lo que es recomendable recurrir a los artículos originales para profundizar en los detalles de descripción del problema, análisis de las muestras, modelización y estimación, etc.

El capítulo se estructura de la siguiente forma. En primer lugar, se presentan dos ejemplos de valoración de áreas naturales y paisaje. Comenzamos con la aplicación de Riera *et al.* (1995), que compara la aplicación de coste de viaje y valoración contingente a un área natural de Cataluña. A continuación, la aplicación de González y León (2003) utiliza los métodos de valoración contingente y ordenación contingente para calcular los beneficios recreativos durante y después de la experiencia recreativa de los turistas en la isla de Gran Canaria.

En segundo lugar, se describen tres aplicaciones de valoración de los efectos de la contaminación. La primera de ellas (Vázquez *et al.*, 2002), presenta el diseño y los principales resultados de un ejercicio de valoración contingente para estimar los beneficios de la disminución de contaminación del aire —a través de medidas de control de tráfico— y de sus efectos en la salud de la población de la ciudad de Vigo. La aplicación de Vázquez y León (2004) presenta un experimento de elección realizado en un núcleo residencial afectado por las emisiones de una central termoeléctrica en la isla de Gran Canaria, para valorar medidas de control de emisiones y sus efectos en términos de mejoras en salud. Finalmente, se presenta el estudio de Baranzini y Ramírez (2005) quienes utilizan el método de precios hedónicos para estimar el impacto del ruido y la contaminación del aire en los precios de alquiler de viviendas en la ciudad de Ginebra (Suiza).

En tercer lugar, se describe el uso de métodos de valoración directos en la valoración de daños a los recursos naturales. En concreto, se presenta el diseño y aplicación de un ejercicio de valoración contingente a los daños de las mareas negras en California (Carson *et al.*, 2004). El estudio tenía como objetivo la obtención de la disposición a pagar *ex ante* por un programa de prevención de derrames de petróleo, tanto derivados del tráfico marítimo como de vertidos desde tierra.

Finalmente, se presenta una técnica de valoración alternativa a la realización de estudios *in situ*, la transferencia de valores. Esta técnica utiliza —con diversos ajustes— los resultados de estudios existentes, para realizar una estimación a bajo coste en tiempo y dinero, evitando el diseño y la aplicación de una valoración especialmente diseñada en el lugar objetivo o *policy site*. Aunque existe un intenso debate sobre la validez de estas transferencias, consideramos necesario introducir una breve descripción de la técnica así como dos ejemplos de aplicación. La primera, de Vázquez (2001), utiliza un meta-análisis de estudios de valoración de áreas naturales en España para definir un función de transferencia y comprobar la fiabilidad de la misma a través de sus errores de predicción. El segundo ejemplo, una aplicación de León *et al.* (2002) sobre tres Parques Nacionales en España, utiliza un modelo Bayesiano para realizar una transferencia del valor recreativo medio obtenido en un conjunto de estudios previos en España, combinado con información directamente obtenida a partir de una muestra de los lugares objetivo. Esta aproximación es novedosa y, a pesar de requerir la obtención de algunos datos *in situ*, puede mejorar la fiabilidad del proceso de transferencia.

6.2 Valoración de áreas naturales y paisaje

Las primeras aplicaciones de los métodos del coste de viaje y de la valoración contingente tuvieron como objetivo la valoración de los beneficios sociales proporcionados por las áreas naturales (Clawson, 1959; Davis, 1963). Y éste es quizás el ámbito en el que más aplicaciones se han registrado desde entonces.

Las áreas naturales presentan ciertas peculiaridades que las configuran como un área atractiva para la aplicación de métodos de valoración alternativos. En primer lugar, se caracterizan por su multifuncionalidad, es decir, proporcionan a la sociedad un amplio número de bienes y servicios, gran parte de ellos de carácter público —determinadas materias primas, servicios recreativos y un buen número de funciones de carácter ecológico—. En segundo lugar, son detractoras netas de fondos públicos, porque las inversiones y gastos necesarios para su protección y conservación no poseen una contrapartida monetaria en términos de ingresos. Para justificar, desde el punto de vista de la eficiencia en el gasto público, que se destinen fondos a la conservación de áreas recreativa y ecológicamente valiosas, es imprescindible la estimación de los beneficios sociales de la conservación. En aquellos lugares donde el turismo es un sector crucial, el paisaje se conforma con elementos naturales y se complementa con elementos de carácter construido o antropogénico como las infraestructuras y edificaciones, que pueden y deben integrarse en el paisaje natural.

Se describen dos aplicaciones con cuatro métodos diferentes: coste de viaje (zonal), valoración contingente con formato mixto de pregunta (dicotómico y abierto), valoración contingente con formato de pregunta dicotómico simple y ordenación contingente. Es importante señalar que sólo los métodos de preferencias declaradas son lo suficiente versátiles y flexibles como para proporcionar estimaciones de valores de no uso de las áreas naturales y el paisaje.

6.2.1 Aplicación de coste de viaje y valoración contingente para estimar el valor para los visitantes de un espacio natural (Riera *et al.*, 1995)

a) *Coste de viaje*

La aplicación de Riera *et al.* (1995) tenía como objetivo la aplicación de los métodos de coste de viaje y valoración contingente para obtener una estimación del valor recreativo obtenido por los visitantes a un espacio de interés natural —el Pla de Boavi— de la comarca del Pallars Sobirà, en la zona pirenaica de la provincia de Lleida lindante con Francia y Andorra. El cuestionario se realizó en 1993 a una muestra aleatoria de 300 visitantes. Se utilizó el coste del desplazamiento en su versión zonal porque sólo unos pocos individuos de la muestra habían visitado el lugar con anterioridad en los doce últimos meses de referencia, con lo que la variable carecía de la necesaria variación para obtener resultados fiables.

Se definieron cuatro zonas geográficas concéntricas alrededor del parque, que permitían una estimación fiable representativa de los puntos de la función de demanda. La primera zona se definió con una distancia media de 146 km, en trayecto de ida y vuelta, la segunda de 310 km., la siguiente de 452 y la cuarta de ellas a una distancia media de 614 km. Es decir, con una separación equidistante aproximada de 150 kilómetros de ida y vuelta.

A partir de las encuestas realizadas en el parque, se calculó el número de visitantes para cada una de las zonas definidas y se obtuvo el número de habitantes de cada zona según el censo de 1991. Se utilizaron dos supuestos de costes unitarios de desplazamiento, 10 y 15 pts/km (0,06 y 0,09 €) para determinar algunos puntos de la curva de demanda. La primera cifra se obtiene considerando sólo el coste variable del desplazamiento, es decir, gastos de mantenimiento y gasolina, y un coste de oportunidad del tiempo moderado, equivalente a una cuarta parte del coste salarial. La

segunda cifra se obtiene de considerar un coste de desplazamiento que incluye, además de los costes anteriores, una parte de la amortización del vehículo y un coste de oportunidad del tiempo equivalente a las tres cuartas partes del salario medio. Los resultados para cada función de demanda se recogen en el Tabla 6.1.

Tabla 6.1 Puntos de la función de demanda inicial según coste de desplazamiento por km

Zona	Visitantes/ mil habitantes	Distancia media ponderada (en km.)	Coste del desplazamiento (10 ptas/km)	Coste del desplazamiento (15 ptas/km)
1	0,214086919	146	1.460	2.190
2	0,042113797	310	3.100	4.650
3	0,037874369	452	4.520	6.780
4	0,034166683	614	6.140	9.210

Fuente: Riera *et al.* (1995).

La función de demanda a partir de la cual se calcula el excedente del consumidor, se deriva de la definida mediante los puntos anteriores, suponiendo que los visitantes reaccionaran a un incremento en el precio de entrada, de la misma forma que reaccionan ante un incremento en el coste medio de desplazamiento. Los puntos de la función de demanda transformada se presentan en la Tabla 6.2. Suponiendo un coste de 15 ptas/km y sin entrada, el número de visitas desde las cuatro zonas es de 264, sumando las correspondientes a cada zona calculadas a partir del ratio de visitantes por mil habitantes. Para la siguiente transformación, se supone un aumento del precio en 2.250 pesetas (150 km de distancia media entre zonas concéntricas, a 15 pts/km). En este caso observamos que el número de visitas desde la zona más alejada prácticamente se hace cero. Los visitantes de la zona 3 acudirían al parque en una proporción similar a la originalmente observada en la zona 4, dado que el nuevo coste corresponde al original para la zona 4. Un razonamiento equivalente se aplica a las zonas 2 y 1. Convirtiendo las proporciones de visitantes de cada zona en números de visitantes, se obtienen los 95,63 visitantes totales correspondientes al precio de 2.250 pesetas.

Tabla 6.2 Puntos de la función de demanda transformada

Visitantes	Precio (10 ptas/km)	Precio (15 ptas/km)
264	0	0
95,63	1.500	2.500
15,46	3.000	4.500
2,23	4.500	6.750
0	6.000	9.000

Fuente: Riera *et al.* (1995).

Al ser cero el precio del que se parte para la identificación de los cinco puntos de la función de demanda transformada, el excedente del consumidor equivale directamente al valor del área bajo dicha función. El excedente del consumidor bajo el supuesto de coste igual a 10 pts/km, es de 1.394 pesetas por visita (8,38 €). Con el supuesto de un coste de 15 pts/km, se obtiene un excedente del consumidor de 2.090 pesetas (12,56 €).

b) *Valoración contingente*

La valoración contingente utilizó un formato mixto de pregunta, con una primera pregunta dicotómica o cerrada, en la que se preguntaba si pagaría una determinada cantidad de dinero en concepto de entrada, y una segunda pregunta abierta para obtener la máxima disposición a pagar. Se preguntaba mediante este formato mixto por el valor como visitante y después se realizaba una pregunta abierta para obtener el valor de conservación.

La muestra se dividió en cuatro submuestras. La primera, de 50 personas, tenía un precio de salida de 200 pesetas. La segunda, también de 50 personas, tenía un precio de salida de 3.000 pesetas. La media DAP de la primera submuestra resultó ser de 1.036 pesetas, muy inferior a la media de la segunda, 2.252 pesetas, lo que indica la presencia de un sesgo de anclaje. Las 200 personas restantes de la muestra se dividieron en submuestras de 100 personas, a las que se les aplicó un proceso especialmente diseñado para disminuir el sesgo de anclaje. Así, el precio de salida para cada persona fue el promedio de las tres respuestas anteriores, comenzando por un precio de 200 pesetas en una submuestra y de 3.000 pesetas en la otra. Así, se realizaba un ajuste gradual hacia la valoración promedio de la muestra. En este caso, las valoraciones promedio obtenidas en las dos submuestras fueron similares, 1.094 en la primera y 1.008 en la segunda.

La máxima DAP por visita, a partir de los datos de valoración contingente fue de 1.082 pesetas (sumando valor de uso y valor de conservación), con un intervalo de confianza al 95% entre 875 y 1.279 pesetas. Se excluyeron las respuestas protesta (83).

c) *Comparación entre los dos métodos*

A priori, se suponía que los valores obtenidos mediante la valoración contingente serían superiores a los proporcionados por el coste de viaje, puesto que en el primer método se preguntaba además por la DAP por conservar el espacio. Sin embargo, los valores obtenidos, incluso comparando con el supuesto menor de coste de viaje, no se corresponden con las expectativas. Se obtiene una DAP de 1.082 ptas en valoración contingente y de 1.394 en coste de viaje. El resultado, con una ratio de 0,78 entre valoración contingente y coste de viaje, es similar al obtenido en otros estudios, por ejemplo, en Carson *et al.* (1995), que revisa 83 estudios para los Estados Unidos. Esto sugiere que la valoración contingente con formato mixto es un método más conservador que el coste de viaje.

6.2.2 Aplicación de valoración contingente y ordenación contingente a parques nacionales en Gran Canaria (González y León, 2003)

a) *Contexto y objetivos*

El objetivo de la aplicación era comparar la valoración de diferentes atributos del paisaje por parte de turistas en la isla de Gran Canaria, durante su visita a la isla (en un recorrido turístico en autobús) y en el aeropuerto después de su visita. Se supone que, en el primer caso, los turistas estaban más condicionados por el acto de disfrutar del paisaje, mientras que en el segundo caso habían tenido más tiempo para reflexionar sobre su experiencia.

Se utilizaron dos métodos de valoración: la valoración contingente y la ordenación contingente. Se aplicó un cuestionario con ambos métodos a una muestra de 2.019 turistas, 888 durante su visita y 1.221 después de su visita. El cuestionario se realizó en cinco idiomas diferentes (Holandés, Inglés, Alemán, Español y Sueco). El diseño inicial del cuestionario se perfeccionó con dos grupos de enfoque y dos pre-tests con turistas y guías.

El programa de recuperación del paisaje, que constituyó el bien objeto de valoración, contenía un conjunto amplio de medidas de intervención en el paisaje agrupadas en (A) reforestación y cuidado de

los jardines que bordean las carreteras; (B) rehabilitación de casas antiguas; (C) decoración y pintura de la fachada de las casas; (D) retirada de residuos y basura. El escenario de valoración incluyó un mapa de la isla que mostraba los lugares en los que serían aplicadas estas medidas. Además, se incorporaron dos conjuntos de fotografías, manipuladas convenientemente con *software* especializado —uno para cada programa o grupo de medidas— para ilustrar cómo estaba el paisaje antes y después del programa.

Los cuatro programas dieron lugar a un diseño factorial completo de 16 combinaciones (15 excluyendo la situación actual o de no aplicación del programa). Como es complejo para cada individuo contestar 15 diferentes preguntas de valoración, se configuraron cinco grupos de cuatro alternativas que fueron distribuidos aleatoriamente a la muestra. Cada grupo incluía una alternativa que representaba la combinación de todos los programas.

Cada individuo tenía que contestar a cuatro preguntas de valoración dicotómicas y, posteriormente, realizar un *ranking* u ordenación de los cuatro programas propuestos, al que se le añadía una alternativa a coste cero y ningún programa (el *statu quo*). Se trataba, por tanto, de una ordenación de cinco programas. Los precios de partida utilizados, obtenidos en la frase de pre-test mediante una pregunta abierta de valoración contingente, fueron 750, 1.500, 2.250 y 4.000 pesetas, convertidas en cada caso a la moneda del país de origen de cada turista.

b) Resultados

Para los datos de valoración contingente, se utilizó un modelo logístico para la componente aleatoria de la función de utilidad indirecta. Se observa en la Tabla 6.3 que, sin interacciones, los estimadores de los parámetros son ligeramente superiores en la submuestra de la excursión comparados con los de la submuestra del aeropuerto. Las diferencias son estadísticamente significativas según el test de la razón de verosimilitud. Las diferencias entre ambas muestras se acentúan más en el método de la ordenación contingente. Además, con este método, los programas B y D no son significativos.

En general, los parámetros obtenidos mediante valoración contingente son superiores que los obtenidos mediante la ordenación, siendo esta diferencia más evidente en la muestra de excursionistas. El parámetro de coste también es sustancialmente inferior —en términos absolutos— en el formato de ordenación. Por tanto, este modelo resulta de una utilidad marginal del dinero menor que la valoración contingente. El test de razón de verosimilitud confirma que ambos modelos son estadísticamente diferentes, lo que resulta en diferentes estimaciones de la DAP media.

La Tabla 6.4 muestra la estimación de la DAP y su intervalo de confianza (calculado mediante el procedimiento de Krinsky y Robb (1986)) para los diferentes programas.

Los resultados del formato de ordenación muestran que el valor para todos los programas es menor en la submuestra del aeropuerto. Para el modelo de valoración contingente, los resultados son muy similares para ambos lugares del proceso de consumo, con sólo una ligera diferencia para el programa C. Se observa, por tanto, que a pesar de que los modelos son significativamente diferentes entre las submuestras, las estimaciones de DAP no muestran diferencias significativas.

Respecto a los métodos de valoración, la ordenación parece conducir a resultados superiores que la valoración contingente en todos los programas. Los valores relativos entre programas dependen del método de valoración y de la submuestra de que se trate. Por ejemplo, para la valoración contingente, el programa A es el más valorado, seguido del D. Para la ordenación, son los programas C y A los más valorados. Por tanto, ambos métodos no proporcionan la misma valoración relativa de atributos.

Si se incluyen interacciones entre los programas en los modelos (Tabla 6.5), las estimaciones de los parámetros varían sustancialmente (ver González y León, 2003). Los efectos principales aumentan, produciendo también mayores impactos en la utilidad individual de la muestra de la excursión. Pero, en cambio, no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las dos submuestras utilizando valoración contingente. Los signos negativos de los términos de interacción rebelan cierto

efecto sustitución entre los programas y este efecto sustitución parece más notorio en los datos de la ordenación contingente, por lo que parece que este modelo muestra mayor potencialidad para detectar este tipo de interacciones.

Tabla 6.3 Modelos sin términos de interacción (errores estándar entre paréntesis)

Variable	Valoración contingente		Ordenación contingente	
	Aeropuerto	Excursión	Aeropuerto	Excursión
A	0,7171* (0,0733)	0,7664 (0,0734)	0,1723* (0,0498)	0,2868* (0,0508)
B	0,5913* (0,0754)	0,6806* (0,0743)	0,0154 (0,0493)	0,1496* (0,0498)
C	0,5132* (0,0757)	0,6914* (0,0722)	0,1262* (0,0477)	0,3218* (0,0482)
D	0,6387* (0,0765)	0,7130* (0,0246)	0,0340 (0,0525)	0,1694* (0,0523)
Cost	-0,06806* (0,001866)	-0,07672* (0,00189)	-0,01096* (0,001315)	-0,01417* (0,00128)
Log L	-2.844,9	-3.035,13	-3.812,75	-3.826,71
N**	802	808	802	808

* Significativos al nivel de 0,01

** Después de excluir valores perdidos y respuestas protesta.

Fuente: González y León (2003)

Tabla 6.4 Estimaciones de DAP sin interacciones (€) (intervalos de confianza entre paréntesis)

Variable	Valoración contingente		Ordenación contingente	
	Aeropuerto	Excursión	Aeropuerto	Excursión
A	10,5 (8,1; 12,4)	9,9 (7,6; 11,2)	15,7 (13,91; 17,50)	20,2 (18,2; 22,8)
B	8,6 (6,3; 10,8)	8,8 (7,0; 10,6)	1,4 (-2,9; 3,7)	10,5 (7,1; 13,3)
C	7,5 (5,1; 9,6)	9,0 (7,2; 10,7)	11,5 (9,7; 13,2)	22,7 (20,2; 24,9)
D	9,3 (7,8; 12,1)	9,2 (7,5; 11,0)	3,1 (1,4; 5,6)	11,9 (9,8; 13,4)

Fuente: González y León (2003)

**Tabla 6.5** Modelos con efectos interacción (errores estándar entre paréntesis)

Variable	Valoración contingente		Ordenación contingente	
	Aeropuerto	Excursión	Aeropuerto	Excursión
A	1,0312* (0,1277)	1,0951* (0,1420)	0,3603* (0,0764)	0,4309* (0,0784)
B	0,8608* (0,1435)	1,0685* (0,1474)	0,2501* (0,0776)	0,2969* (0,0728)
C	0,4700 (0,1433)	0,8823* (0,1348)	0,2375* (0,0768)	0,3963* (0,0773)
D	0,7972* (0,1483)	1,0430* (0,1457)	0,3062* (0,0772)	0,3991* (0,0751)
AB	-0,4028† (0,1925)	-0,3638#	-0,2055† (0,1063)	-0,1773# (0,0950)
AC	-0,1480 (0,2113)	-0,1295 (0,2087)	-0,1506* (0,0651)	-0,1572* (0,0656)
AD	-0,2901 (0,2140)	-0,2444 (0,2173)	-0,2248† (0,0959)	-0,2773* (0,0963)
BC	0,1271 (0,2147)	-0,1224 (0,2173)	-0,0760† (0,0347)	-0,1511* (0,0351)
BD	-0,3305 (0,2128)	-0,3844# (0,2102)	-0,2230† (0,0952)	-0,1576# (0,0954)
CD	0,1972 (0,1965)	-0,1270 (0,1974)	-0,1493† (0,073)	-0,2513* (0,0743)
Cost	-0,06989* (0,001936)	-0,0758* (0,001987)	-0,00991* (0,00143)	-0,01295* (0,00141)
Log L	-2.830,33	-3.009,16	-3.556,68	-3.500,43
N**	802	808	802	808

* Significativo al nivel 0,1; † significativo al nivel 0,05; # significativo al nivel 0,10.

Fuente: González y León (2003)

Si consideramos las estimaciones de DAP con interacciones, ninguno de los programas aparece como significativamente diferente entre ambas submuestras con la valoración contingente. La mayor parte de los términos de interacción no son significativos con este método. Los resultados con la ordenación mejoran, con todas las interacciones significativas, pero con los valores no significativamente diferentes.

c) Conclusiones

- Las funciones de valor no son intercambiables entre los dos puntos del proceso de consumo, la submuestra de la excursión y la del aeropuerto, excepto para el modelo de valoración contingente con interacciones.

- Los estimadores de bienestar para los programas y sus combinaciones no son significativamente diferentes entre los dos puntos del proceso de consumo para el modelo de ordenación con interacciones.
- En definitiva, la hipótesis de distancia parece cumplirse para la función de valoración —en la que parece claro que la contribución a la utilidad individual de los atributos del paisaje es superior en la muestra de la excursión— pero no para las medidas de bienestar.
- Esto implica que el comportamiento individual cambia significativamente entre los dos lugares, pero este cambio no necesariamente afecta a los valores obtenidos en un contexto de valoración múltiple. En otras palabras, las preferencias no son estables durante el proceso de consumo, pero sí algunos de los valores de los atributos.
- Sin embargo, los términos de interacción son significativos para el modelo de ordenación y menos importantes en la valoración contingente. Esto implica que los modelos de ordenación son superiores en el contexto de paisajes con múltiples atributos y son más capaces de detectar efectos de sustitución o de complementariedad entre atributos.

6.3 Valoración de los efectos de la contaminación

La valoración de los efectos de la contaminación es el nexo de unión entre las dos grandes subáreas de la economía ambiental: la valoración económica (ver capítulos 4, 5 y 6 de este libro) y el diseño de instrumentos de intervención correctores de los fallos de mercado que genera la presencia de externalidades ambientales (ver capítulos 3, 7 y 8). La determinación del valor económico del daño ambiental no internalizado en los costes de producción y/o de consumo, los costes (marginales) externos, es imprescindible para conocer cuál es el nivel de producción y de emisiones óptimo desde el punto de vista social y, por tanto, para definir los objetivos de la política ambiental y sus instrumentos. Paralelamente, la valoración económica de los efectos de la contaminación permite estimar los beneficios sociales asociados a las inversiones en control de la contaminación lo que, análogamente a lo que ocurría con las áreas naturales, permite aplicar criterios de eficiencia en la asignación del gasto público sin que ello signifique considerar a las políticas ambientales como inversiones y gastos sin contrapartida.

A continuación se presentan tres ejemplos de valoración económica de los efectos de la contaminación, dos de ellos aplicados a los efectos sobre la salud de la contaminación del aire aunque en contextos diferentes (emisiones del tráfico y de la generación de energía eléctrica, respectivamente) y el tercero que describe una aplicación para valorar los efectos producidos por el ruido ambiental. Respecto de la metodología utilizada, la primera aplicación descrita utiliza el método de valoración contingente aunque con un formato no habitual —un árbol de ordenación—; la segunda se basa en un experimento de elección, y la tercera y última en un método de preferencias reveladas, la técnica de los precios hedónicos basada en el mercado de viviendas. De nuevo, sólo los métodos directos o de preferencias declaradas son lo suficiente flexibles para permitir estimar valores de no uso (e incluso para poder hacerlo *ex ante*, es decir, antes de que el cambio ambiental tenga lugar). El método de precios hedónicos, por su parte, sólo proporciona valores de uso para los propietarios de viviendas en el lugar que sufre el problema del ruido, siendo además una técnica con dificultades de aplicación debido a la gran cantidad de datos que precisa y a la dificultad de obtenerlos¹.

¹ En la aplicación que presentamos los autores han obtenido la mayor parte de los datos sobre las viviendas mediante la utilización de Sistemas de Información Geográfica (SIG o GIS — *Geographical Information System*, en inglés).

6.3.1 Aplicación de valoración contingente para estimar beneficios sobre la salud de disminución de contaminación del aire (Vázquez *et al.*, 2002)

a) Contexto y escenario de valoración

El objetivo del estudio era obtener la disposición al pago de los individuos a fin de disminuir la incidencia de determinados episodios de enfermedad asociados con la contaminación del aire en la ciudad de Vigo, para conocer los beneficios sociales de políticas de control de tráfico (de disminución de contaminación).

Desde el punto de vista metodológico, la investigación utiliza un formato de pregunta poco habitual, de disposición al pago. Se supone que, aunque la asignación de un valor concreto al cambio propuesto presentaba dificultades, parecía razonable que los individuos pudieran identificar, en cambio, el intervalo en el que con probabilidad positiva se sitúa este valor. La disposición a pagar estará entonces integrada por un rango de valores de forma que, a mayor incertidumbre mayor rango de valores revela el individuo. Para obtener este intervalo hemos utilizado un cartón de pago modificado, definiendo los límites en base a encuestas piloto previas para tratar de evitar que las cantidades incluidas funcionen como guía del verdadero valor, y con incrementos porcentualmente constantes. Este formato se ha acompañado de un procedimiento de elicitación tipo pregunta interactiva para facilitar el proceso de introspección de preferencias y así mantener la principal ventaja del formato dicotómico. Es lo que la literatura denomina árbol de ordenación. El individuo debe señalar (con $\checkmark$) aquellas cantidades que está seguro que pagaría y, análogamente, marcar (con x) aquellas que está seguro que no pagaría. Las cantidades no marcadas definen el intervalo de incertidumbre individual.

Además, se utilizaron dos escenarios contextuales alternativos, con el fin de evaluar la sensibilidad a la definición de los aspectos que dan concreción al mercado construido. El primero (no contextual) presenta a los individuos la mejora en salud que deben valorar pero sin mención explícita a la causa de los síntomas, ni a ningún proyecto o política concreta para conseguir la mejora de salud. En el segundo (contextual) se presenta información sobre las posibles causas del problema, su relación con los efectos sobre la salud y también menciona políticas específicas que pueden aplicarse para obtener mejoras ambientales.

Los trabajos de recogida de datos se llevaron a cabo por medio de entrevistas personales. Este método de encuestación fue preferido al telefónico, o por correo, debido a las dificultades inherentes a la valoración de los cambios en el bienestar asociados a mejoras en la salud. En general, las preferencias asociadas con estados de salud deben desarrollarse de forma racional, progresiva y estructurada, lo que requiere cuestionarios más largos de lo normal, con secciones introductorias para hacer que el encuestado sea consciente de los *trade-offs* entre el dinero y cambios en la salud, lo que hace inviable o muy difícil cualquier otro método de encuestación.

El cuestionario contextual incluye, además de las secciones habituales de toma de contacto, valoración y preguntas socio-económicas, una sección adicional previa a la valoración cuyo objetivo es introducir al individuo en el problema de la contaminación del aire en la ciudad. Esta parte consta de preguntas sobre la percepción del problema de contaminación, sus causas y la relación existente entre contaminación y salud. Es interesante resaltar que aproximadamente el 72% de los encuestados consideró que la causa de las elevadas concentraciones de contaminantes existentes era el tráfico, aproximadamente el 60% opinó que la calidad del aire, tanto en su barrio como en la ciudad era mala o muy mala, el 40% se declaró muy preocupado o extremadamente preocupado por los efectos de la contaminación sobre su salud, y el 10% afirmó que la contaminación atmosférica en la ciudad había influido de alguna forma en su salud o en la de algún miembro de su familia.

Otra característica diferenciadora del escenario contextual es que la pregunta de disposición a pagar se presenta acompañada de mayor detalle respecto a la política pública específica para mitigar el problema de contaminación. Concretamente, se mencionan como posibles estrategias a seguir para

conseguir la disminución de emisiones del transporte la introducción obligatoria de filtros (catalizadores) en los tubos de escape de los vehículos y el fomento del uso del transporte público (mediante mejoras en la frecuencia y calidad del servicio).

Se presenta a los individuos una situación en el futuro en la cual experimentarían un episodio de enfermedad determinado. Este episodio podría evitarse mediante el pago de una cantidad de dinero. El cartón de pago utilizado constaba de 35 cantidades, situadas entre 0 y 614.000 ptas., y los límites fueron definidos con base a las encuestas de prueba. Las cantidades fueron elegidas de forma que los incrementos porcentuales fueran aproximadamente constantes.

Los estados de salud o síntomas presentados en los cuestionarios se eligieron con base en estudios epidemiológicos que relacionan contaminación atmosférica por partículas y salud y con la ayuda de especialistas en salud pública. Estos estudios optan por la valoración de conjunto de síntomas de diferente severidad, para evitar la pérdida del interés por parte del encuestado si los síntomas presentados fuesen similares, y para los cuales existen funciones dosis-respuesta en la literatura epidemiológica. Los cinco episodios elegidos en nuestro caso fueron presentados en términos de la sintomatología, la duración y las restricciones. Se incluyeron síntomas de tipo agudo, de carácter temporal. La definición de los síntomas presentados para su valoración, con base en la literatura epidemiológica, aparece representada en el Tabla 6.6.

Tabla 6.6 Definición de los síntomas y vínculo con la literatura médica

Episodio	Equivalente epidemiológico	Descripción
IRRIT. OCULAR Krupnick <i>et al.</i> (1990)	1 día con síntomas leves	Un día con ojos ligeramente irritados, acuosos y con picor. Nariz congestionada con frecuentes estornudos. Sin restricciones para actividades habituales.
TOS Krupnick <i>et al.</i> (1990)	1 día de actividad restringida	Un día con tos persistente y flemática, algo de presión en el pecho y ligera dificultad para respirar. Sin restricciones para actividades habituales aunque sí para ejercicio fuerte.
REPOSO Ostro (1987)	3 días de pérdida laboral	Tres días con síntomas parecidos a los de la gripe (tos persistente y flemática, fiebre, dolor de cabeza y cansancio). El paciente debe guardar reposo durante tres días.
URGENCIAS Sunyer <i>et al.</i> (1993)	Visita a servicio de urgencias por EPOC* o asma.	Dificultades respiratorias incluso cuando descansa con síntomas semejantes a la gripe. Es necesaria la visita a urgencias por medicinas y ayuda a la respiración. Posteriormente reposo durante tres días en cama.
HOSPITAL Schwartz (1996)	Admisión hospitalaria por EPOC, neumonía, enfermedad respiratoria o asma.	Admisión hospitalaria para tratar problemas respiratorios y con síntomas semejantes a los de la gripe. El paciente debe pasar tres días en el hospital seguidos por tres días de reposo en casa.

* EPOC: enfermedad pulmonar obstructiva crónica.

Fuente: Vázquez *et al.* (2002).

Los episodios se presentaron a los individuos mediante tarjetas con descripciones detalladas que se correspondían con las proporcionadas por la literatura y el asesoramiento de expertos. La severidad de los episodios comprendía días con síntomas leves, días de actividad restringida, días de ausencia labo-

ral, visitas a urgencias y hospitalizaciones. Se pedía a los individuos, además, que ordenasen estas tarjetas según su percepción del grado de severidad de los síntomas, para familiarizar a los individuos con las descripciones de los síntomas e incentivarlos a pensar en la severidad relativa de los episodios y sus consecuencias. Con ello se facilita también la consistencia cuando se valoran simultáneamente varios síntomas.

Los cuestionarios fueron realizados por encuestadores profesionales entre Octubre de 1997 y Septiembre de 1998. Se obtuvieron un total de 449 cuestionarios válidos en el ejercicio no contextual, y 487 en el contextual. La duración media de la entrevista fue de 19 minutos en el caso contextual y de 22 minutos en el no contextual.

b) *Resultados*

El análisis de los datos nos permite determinar el valor económico de los episodios de enfermedad considerados cuando existe imprecisión de las preferencias, y contrastar las hipótesis planteadas acerca del efecto del contexto en la disposición a pagar. La disposición a pagar por los diversos síntomas se puede explicar por las variables sociológicas y de actitud de los individuos en relación con la prevención de la salud. La Tabla 6.7 presenta las variables explicativas incluidas en las estimaciones econométricas siguiendo el método de estimación bayesiano², y que han resultado significativas para al menos uno de los cinco síntomas presentados para la valoración. Las Tablas 6.8 y 6.9 muestran los resultados de la estimación de funciones de valor para los escenarios contextual y no contextual respectivamente. En ambos cuadros podemos comprobar que los signos de los parámetros de las variables significativas son los esperados, lo que constituye una prueba de la validez teórica de nuestros modelos.

La media de la disposición a pagar es siempre más alta para el escenario no contextual, llegando incluso a duplicar y triplicar los valores contextuales para algunos síntomas. Los valores más altos se obtienen para los episodios que dan lugar a un ingreso en hospital, y los más bajos para un día con tos o un día de irritación ocular. Esta gradación es coherente con la gravedad y las restricciones implicadas en la descripción de los síntomas. Por tanto, el beneficio económico de evitar los episodios de enfermedad guarda relación con las características de los episodios, lo que refleja una reacción claramente racional por parte del entrevistado. Más aún, la escala de valores relativos parece mostrarse robusta a la especificación del contexto, aunque los valores absolutos son sustancialmente mayores si no se especifican las causas y las posibles soluciones a los problemas de enfermedad relacionados con la contaminación.

Las diferencias obtenidas entre los valores contextuales y no contextuales son significativas estadísticamente, como demuestra el hecho de que los intervalos de credibilidad bayesianos no se solapan al 95% para ninguno de los síntomas. La dispersión de los datos, indicada por el parámetro de escala σ , es sustancialmente mayor para el escenario no contextual en todos los síntomas evaluados. Por tanto, la especificación del escenario de valoración es importante para reducir la dispersión de los datos, la cual da lugar a valores más hipotéticos que reales. Este resultado es relevante para el diseño de mercados contruidos para valorar episodios de enfermedad, susceptibles de utilizarse en el análisis coste-beneficio de políticas de salud pública. La valoración de los beneficios de evitar determinados síntomas no debe abstraerse de los contextos que los generan ni de las políticas apropiadas para evitarlos, pues de lo contrario se obtienen valores con una alta dispersión en la muestra. Esta dispersión se debe a las variadas interpretaciones que los sujetos tienen a formarse acerca de las causas y las posibles soluciones relacionadas con los síntomas investigados.

² Para los detalles del modelo, ver Apéndice 6.1.

Tabla 6.7 *Variables explicativas*

Variable	Interpretación	Valores
Estado_J	Variables cualitativas que toman el valor 1 o 0 dependiendo de si el sujeto considera que su estado de salud está incluido en una de las categorías bueno, normal, regular o malo.	bueno (J = 2), normal (J = 3), regular (J = 4), malo (J = 5)
nofastfood	Si intenta evitar la comida rápida	1 = sí, 0 = no
vitaminas	Si toma suplementos vitamínicos	1 = sí, 0 = no
purificador	Si utiliza un purificador de aire	1 = sí, 0 = no
deporte	Si practica algún deporte regularmente	1 = sí, 0 = no
independiente	Si considera que su estado de salud es independiente de su comportamiento	1 = sí, 0 = no
asma	Si alguna vez le ha sido diagnosticada asma	1 = sí, 0 = no
aler	Si alguna vez le ha sido diagnosticada alergia respiratoria.	1 = sí, 0 = no
alerfam	Si a alguien de su familia cercana o amigos le ha sido diagnosticada alergia respiratoria.	1 = sí, 0 = no
expertos	Nº de episodios de tos persistente en el último mes.	
experhospital	Nº veces que ha sido ingresado en un hospital por causas respiratorias durante el último año.	
ordenhospital	Si considera que el episodio «Ingreso en hospital por causas respiratorias» es el más importante en severidad.	1 = sí, 0 = no
incendios	Si considera que los incendios forestales son un problema ambiental más importante que la contaminación del aire.	1 = sí, 0 = no
edad	Edad del encuestado	
niños	Si en su domicilio viven personas menores de 16 años.	1 = sí, 0 = no
horasfuera	Nº horas que pasa al aire libre en un día laboral.	
desempleado	Si su situación laboral actual es desempleado.	1 = sí, 0 = no
renta	Renta mensual del individuo en miles de pesetas	

Fuente: Vázquez et al. (2002).

Tabla 6.8 Estimación de la función de valor para el escenario contextual (t-Student entre paréntesis)

	Tos	Hospital	Irrit. Ocular	Reposo	Urgencia
Constante	1.434,30** (2,12)	1.803,12 (0,33)	2.617,46*** (3,90)	2.827,88* (1,67)	6.210,90** (2,46)
Estado_2	109,58 (1,32)	1.799,59 (1,17)	488,49* (1,87)	203,39** (2,61)	515,86 (0,94)
Estado_3	329,79 (0,85)	1.773,92 (1,54)	27,88** (2,44)	-881,48** (-2,15)	366,52 (0,29)
Estado_4	10,30 (0,57)	-243,44* (-1,71)	-371,71** (2,31)	-1.250,30*** (-4,23)	129,29 (0,53)
Estado_5	-536,23 (-1,51)	-8.656,32** (-2,11)	-1.120,73*** (-3,64)	-5.854,73*** (-6,15)	-5.352,80* (-1,86)
Nofastfood	434,84* (1,74)	1.681,51 (0,85)	505,90* (1,69)	2.310,10** (2,19)	3.004,16** (2,11)
Vitaminas	-125,08* (-1,87)	-1.964,44** (-2,39)	-190,53 (-1,26)	-278,30 (-0,59)	-52,01 (-0,04)
Purificador	334,39 (0,69)	5.277,03* (1,78)	419,19 (1,27)	2.421,13* (1,72)	2.818,5 (1,47)
Independiente	-146,45** (-3,67)	-1.414,90 (-0,68)	-120,17** (-2,39)	-31,27 (-1,48)	-1.381,16 (-1,67)
Asma	-203,11* (-1,91)	-470,29 (-1,47)	-457,43** (-2,62)	-158,03 (-0,79)	-276,32 (-0,12)
Alerfam	-163,62 (-0,37)	-4.799,09** (-2,58)	-42,17 (-0,48)	-7.772,88** (-2,60)	-3.382,13* (-1,89)
Experhospital	740,27 (1,18)	7.537,57*** (3,74)	1.086,02* (1,83)	6.792,17*** (3,10)	5.381,97** (2,48)
Incendios	-35,65 (-0,20)	-2.012,61** (2,95)	-130,03** (-2,59)	-109,00 (-0,25)	-138,36 (0,24)
Horasfuera	-6,29** (-3,15)	-38,03* (-1,88)	-2,08*** (-3,01)	-15,34 (-0,45)	-30,63** (-2,61)
Renta	1,51* (1,85)	27,28*** (4,93)	1,13 (-0,93)	13,26*** (3,07)	15,27*** (3,73)
Escala (σ)	1.920,91*** (20,55)	15.278,38*** (20,26)	2.000,12*** (19,13)	6.665,87*** (20,22)	9.044,02*** (20,78)
Ln L	-271,29	-324,54	-206,30	-304,51	-318,86
Media (pts.) (Int. Cred. 95%)	1.459 [1.408, 1.514]	16.079 [15.605, 16.562]	1.563 [11.503, 1.628]	7.245 [7.022, 7.481]	9.140 [8.891, 9.403]

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$

Fuente: Vázquez et al. (2002).

Tabla 6.9 Estimación de la función de valor para el escenario no contextual (t-Student entre paréntesis)

	Tos	Hospital	Irrit. Ocular	Reposo	Urgencia
Constante	-625,99 (0,53)	-2.632,75 (0,44)	1.828,35* (1,77)	-168,10 (0,04)	-1.290,18 (1,32)
Aler	0,602** (2,16)	0,201 (0,22)	0,526*** (3,75)	-0,021 (0,48)	0,176 (1,36)
Expertos	13,60 (0,15)	-2.902,58** (2,36)	-1.534,82 (0,65)	-1.084,83 (0,28)	-1.855,59** (2,19)
Ordenhospital	580,18** (2,11)	578,44* (1,70)	1.645, 3.633*** (4,92)	1.925, 9.711 (1,03)	3.794,35** (2,37)
Deporte	311,96 (0,4)	8.246,80** (2,41)	33,67 (0,12)	1.402,37* (1,87)	3.377,45** (2,06)
Desempleado	-353,40* (1,84)	-4.551,28 (1,38)	-651,95** (2,63)	-1.822,90* (1,94)	1,41 (1,53)
Edad	17,31** (2,47)	237,29** (2,43)	-37,13* (1,90)	95,29** (2,34)	72,40 (0,95)
Niños	64,3563** (2,34)	158,78 (0,78)	3,78 (0,31)	19,67** (2,08)	46,31 (1,37)
Renta	7,56*** (3,47)	178,43*** (8,24)	5,44* (1,98)	54,59*** (4,86)	57,40*** (4,69)
Escala (σ)	4.736,35*** (19,95)	31.621,23*** (20,08)	5.583,92*** (18,97)	1.662,17*** (19,86)	18.336,73*** (20,62)
Ln L	-418,8	-634,67	-527,19	-618,92	-654,26
Media (pts.) (Int. Cred. 95%)	2.626 [2.542, 2.719]	36.825 [35.905, 37.809]	4.387 [4.241, 4.538]	16.769 [16.196, 17.373]	19.173 [18.655, 19.714]

* $p < 0,10$, ** $p < 0,05$, *** $p < 0,01$

Fuente: Vázquez et al. (2002).

Considerando las diferencias entre síntomas, puede verse que los síntomas menos graves conducen a una menor divergencia entre los modelos ajustados. Esto implica que el contexto del escenario en la valoración de la salud es más importante para los síntomas que conllevan mayores restricciones, como el ingreso en el hospital, la necesidad de guardar reposo, o el ingreso por urgencias. La gravedad de los síntomas puede considerarse un factor relacionado positivamente con el sesgo hipotético del mercado construido, que puede minimizarse con la adopción de un escenario contextual preciso, donde se detallen la necesidad de la política, quién la llevaría a cabo, y en qué circunstancias. Por tanto, de los resultados obtenidos se deduce que el sesgo del contexto en la valoración económica de los efectos en la salud tiende a ser más relevante cuanto más graves sean los episodios de enfermedad valorados. Este resultado confirma también la hipótesis de que una fuente importante de incertidumbre en las preferencias es la inexperiencia con el bien valorado ya que la dispersión de los valores es mayor para los episodios más severos que, paralelamente, son los que con mayor probabilidad los individuos no han sufrido en el pasado.

En cuanto a las variables explicativas que han resultado significativas para el escenario contextual, puede verse en el Tabla 6.8 que la opinión de los individuos respecto a su estado de salud está negati-

vamente relacionada con la disposición a pagar. La misma relación negativa existe para las variables *asma* y *alerfam*. Esto es así porque los individuos que sufren de salud débil o de alguna enfermedad crónica están menos dispuestos a pagar por evitar un síntoma adicional (la función de valor marginal es decreciente). Sin embargo, se observa que la experiencia de los individuos con hospitalizaciones por causas respiratorias, debido probablemente a la gravedad implícita en estos episodios, parece influir positivamente en la disposición a pagar declarada.

También tiene interés observar la relación positiva que existe entre algunos comportamientos preventivos, como evitar la comida rápida o utilizar un purificador, y la disposición a pagar por evitar determinados síntomas, debido a que estos comportamientos revelan, en general, un mayor grado de información y preocupación por cuestiones de salud. Sin embargo, el gasto en suplementos vitamínicos, que puede considerarse también una acción de tipo preventivo, está negativamente relacionada con la cantidad a pagar. Es posible que, en este caso, el individuo considere que ya está incurriendo en un gasto para mejorar su estado de salud, y ello influya negativamente en su disposición a pagar por medidas adicionales.

Asimismo, si el individuo considera que sus acciones y comportamientos no tienen repercusión sobre su estado de salud, su disposición a pagar por supuestas medidas que eviten síntomas será menor. También estará dispuesto a pagar menos si considera que existen otros problemas ambientales prioritarios frente a la contaminación del aire, como revela la variable *incendios*. El número de horas que el individuo pasa al aire libre está relacionado negativamente con la disposición a pagar. Podríamos explicar esta relación de dos formas, bien con un argumento similar al de los enfermos crónicos, es decir, a mayor exposición menor disposición a pagar por mejoras marginales; o bien suponiendo que los individuos que pasan más tiempo fuera tienen menor información sobre el problema. Finalmente, el coeficiente estimado para la variable renta, muestra signo positivo, revelando la validez constructiva del mercado simulado desde el punto de vista de la teoría económica.

Considerando el escenario no contextual en la Tabla 6.9, el signo negativo que acompaña a la variable *aler* nos muestra, de nuevo, que los individuos que sufren alguna enfermedad crónica están más acostumbrados a ella y, por lo tanto, menos dispuestos a pagar por evitar un síntoma adicional. Por la misma razón, la relación entre los episodios de tos sufridos en el último mes y la disposición a pagar es también negativa. Por otro lado, el hecho de que los individuos ordenen correctamente los síntomas en función de su gravedad, está positivamente relacionado con su disposición a pagar. Con ello, puede darse por cumplido el objetivo del ejercicio de ordenación, esto es, el de intentar que los individuos considerasen las implicaciones de cada síntoma, y se enfrentasen con realismo al ejercicio de valoración. En otro orden, la práctica regular de algún deporte influye de forma positiva en la valoración monetaria, indicando un comportamiento que revela una preocupación por su salud. Finalmente, entre las variables socio-económicas, la edad influye positivamente en la disposición a pagar, lo que es consistente con otros estudios similares y también el hecho de convivir con niños menores de 16 años, lo que implica la existencia de cierto componente altruista en el valor declarado.

En definitiva, los resultados muestran diferencias significativas entre los resultados obtenidos con diferentes niveles de contexto, con valores sustancialmente más altos para el escenario no contextual, y mayor dispersión de la disposición al pago. Las divergencias parecen ser mayores para síntomas más graves, es decir, aquellos con los cuales es probable que el individuo tenga menor experiencia. Asimismo, los detalles sobre la causa de los síntomas y los detalles sobre la política propuesta en el escenario de valoración incrementan la precisión con la que los individuos revelan su valoración monetaria, ya que conocen de qué manera su sacrificio económico conseguirá evitar el episodio de enfermedad.

c) Conclusiones

Las recomendaciones del Panel NOAA, aunque reconocen que las preferencias por ciertos bienes, entre los que se incluye la salud, son susceptibles de mostrar un alto grado de imprecisión y, por tanto, de generar estimaciones sesgadas, finalmente exhortan a la utilización de preguntas dicotómicas

para la elicitación del valor. Los resultados de esta aplicación prueban que estas directrices y el uso generalizado de este formato parecen «descansar» demasiado en los axiomas tradicionales sobre la estructura de las preferencias individuales, concretamente la existencia de una función de utilidad determinística. Para algunos bienes, como es el caso de la salud, las preferencias están formadas de manera imperfecta y no se adaptan a estos supuestos de la teoría económica estándar. Sin embargo, esta imprecisión no invalida el ejercicio de valoración contingente sino que éste debe estar especialmente adaptado para reflejarla. Consecuentemente, las recomendaciones NOAA deben ser sometidas a mayor examen crítico y un mayor número de pruebas antes de que sean aceptadas como base de decisiones públicas en áreas como la salud humana.

Por otra parte, la utilización de los resultados de la valoración de efectos en la salud para la transferencia de beneficios, sólo es fiable si los resultados son independientes del contexto en el cual se presenta el cambio. La evidencia encontrada en este trabajo demuestra que la disposición a pagar varía con la introducción del contexto, lo que permite dudar de la validez del procedimiento de transferencia de beneficios cuando se trata de episodios de enfermedad. En consecuencia, podemos afirmar que la precisión del escenario condiciona sustancialmente su aceptación por parte de los individuos, y evita que éstos revelen valores hipotéticos. Por tanto, los ejercicios de valoración contingente en el contexto de la salud deben especificar el contexto en el que se produce el cambio propuesto con detalles sobre la causa del problema, la solución propuesta, quién la llevaría a cabo, quienes se beneficiarían de la medida y como se realizaría el pago.

6.3.2 Experimentos de elección para el análisis de los efectos en la salud de la contaminación del aire (Vázquez y León, 2004)

a) Contexto y escenario de valoración

El problema de salud objeto de estudio se localiza en el barrio de Jinamar, situado a 10 kilómetros de la ciudad de Las Palmas de Gran Canaria y que sufre los efectos sobre la salud de su población de la contaminación del aire de un parque eléctrico cercano, basado en la combustión de fuel-oil.

El objetivo de la aplicación era obtener la valoración de la población de mejoras en la salud asociadas a políticas de control de la contaminación del aire en la central, utilizando para ello la técnica de los experimentos de elección.

Desde el punto de vista metodológico, la evolución desde la valoración contingente hacia los experimentos de elección implica un incremento en la complejidad de la tarea que los encuestados se ven obligados a realizar. Esta mayor complejidad puede influir en la capacidad de los individuos para declarar sus verdaderas preferencias. En consecuencia, pueden observarse elecciones que no verifican los supuestos de partida y que dificultan la reconstrucción de las preferencias, dando lugar a valoraciones que pueden no ser útiles ni fiables. Por ello, la aplicación en Jinamar fue diseñada para detectar en qué medida los límites en las habilidades cognitivas de los individuos para responder generan respuestas inconsistentes, y cómo la presencia de estas respuestas influye en la valoración final de las políticas propuestas.

Con este objetivo, se incluyeron en el diseño del experimento de elección dos pruebas o test de consistencia. El primero de ellos, denominado *test de dominancia o monotonidad*, consistió en incluir, entre las elecciones a las que se enfrenta cada individuo, una elección en la que existe una alternativa dominante, es decir, que ofrece una mayor mejora a un menor coste. Si suponemos racionalidad en el comportamiento de los individuos y que se verifica la hipótesis de no saciedad de la teoría neoclásica del consumidor, necesariamente ésta ha de ser la alternativa preferida. Las alternativas dominantes son habitualmente excluidas del diseño de los experimentos porque no proporcionan información sobre las preferencias. No obstante, su inclusión deliberada puede utilizarse para probar la coherencia en las respuestas.

La segunda prueba de consistencia o validez interna, denominada *test de estabilidad*, consiste en plantear una misma elección dos veces al mismo individuo. En nuestro caso, la primera elección presentada al individuo es repetida al final de la secuencia. Si las preferencias se mantienen estables a lo largo del ejercicio de valoración, podemos esperar que el individuo elija la misma alternativa en los dos casos. Si, por el contrario, las preferencias son inestables aumenta la probabilidad de que la alternativa preferida sea diferente en las dos elecciones iguales.

La investigación preliminar para definir los atributos del experimento de elección consistió en consultas a expertos (médicos y directores de centros de salud en la zona, trabajadores sociales, etc.) y en varias sesiones de trabajo con grupos de enfoque. Con base en estas consultas, se seleccionaron cuatro atributos o posibles beneficios de la política propuesta y sus correspondientes niveles. Los atributos y niveles elegidos fueron los siguientes:

1. El riesgo de contraer la enfermedad *ex ante*. Los cambios en los niveles de riesgo propuestos (de 4 de cada 10 a 3 de cada 10, 2 de cada 10 o 1 de cada 10) se asocian a disminuciones en los niveles de partículas del 25%, 50% y 75% respecto a las concentraciones actuales.
2. La duración de la enfermedad. Para definir sus niveles se utilizó el asesoramiento de expertos en salud de la zona y se establecieron niveles de una semana, tres días y un día.
3. Las molestias o restricciones que implican para la realización de actividades habituales *ex post*. Los niveles de este atributo se definieron en función de las limitaciones para la realización de actividades habituales, obtenidas en los grupos de enfoque. Así las restricciones severas implicaban la imposibilidad total de realizar actividades habituales; las restricciones moderadas conllevaban la posibilidad de realizar algunas actividades normales como tareas no muy pesadas o que no requiriesen de gran concentración; y las dificultades leves, implicaban un leve malestar pero manteniendo la capacidad de realizar todo tipo de actividades.
4. El coste (por hogar) de introducir las medidas. Los niveles del atributo coste finalmente incluidos fueron 5.000 (30 €), 10.000 (60 €), 15.000 (90 €) y 20.000 ptas (120 €)³.

Debido a la complejidad de la tarea a realizar se utilizaron dibujos iconográficos identificativos de cada atributo y nivel. Se restringió a ocho el número de elecciones por individuo con tres modelos de cuestionario diferentes. En cada una el encuestado debía elegir la preferida entre tres alternativas, de las cuales dos implicaban mejoras respecto a la situación actual y la tercera era siempre la posibilidad de mantenerse en la situación actual, que implicaba no intervenir y, por tanto, no contribuir monetariamente.

La contribución a un fondo especialmente creado para subvencionar en un 50% la instalación de tecnologías de control de contaminación, con el otro 50% que habría de pagar la empresa, se consideró el instrumento de pago adecuado, consistente en la modalidad de provisión del bien (privada) y de mayor neutralidad para el individuo que los impuestos. La regla de provisión explicitaba que, si la mayoría de la población estaba dispuesta a contribuir para que se llevasen a cabo las mejoras, la contribución a este fondo sería obligatoria para todos los habitantes de Gran Canaria. Esto es necesario para evitar el potencial problema de *comportamiento estratégico* o *efecto polizón* asociado a políticas cuyos beneficios son no exclusivos y no rivales, como las mejoras en la calidad del aire.

³ Con una pregunta abierta de disposición a pagar por la alternativa que representaba un mayor cambio respecto a la situación actual, incluida en los grupos de enfoque y en las encuestas pre-test, se obtuvo el nivel superior para el atributo precio y los restantes niveles del atributo coste se seleccionaron para maximizar la información obtenida sobre la distribución de la disposición a pagar.

b) *Aplicación y resultados*

Los cuestionarios definitivos fueron aplicados por encuestadores profesionales en el año 2001, mediante entrevistas personales en los domicilios. Las muestras se seleccionaron aleatoriamente mediante el método de rutas aleatorias. Se obtuvieron un total de 351 cuestionarios completados y la duración media de las entrevistas fue de 19 minutos.

Teniendo en cuenta los resultados del test de Independencia de Alternativas Irrelevantes (IIA), que indica que este supuesto no se cumple, se aplicó el modelo *logit* multinomial (LMN) y dos modelos alternativos que relajan esta hipótesis, el modelo *logit* con parámetros aleatorios (LPA), y el *logit* heterocedástico (LHT).

La frecuencia de los fallos frente a las pruebas de dominancia y de estabilidad de las preferencias, aparece resumida en el Cuadro 6.10. En él se observa la frecuencia y porcentaje de individuos inconsistentes frente a cada uno de los test y para ambos a la vez. Los resultados muestran que de los 183 individuos que eligen alguna de las alternativas (A o B) que implican algún cambio y, en consecuencia, un pago frente a la situación actual o la opción NS/NC (alternativas C y D), la mayoría (aproximadamente el 70%) no fallan la prueba de dominancia, y el 74% no fallan el test de repetición. Tan sólo 26 individuos, el 14% fallan ambas pruebas y se consideran, por tanto, sistemáticamente inconsistentes. Esto implica aproximadamente el 7,4% de toda la muestra.

Las pruebas se acompañan del análisis paramétrico de la influencia de las respuestas inconsistentes en los resultados del modelo de elección. Para ello se comparan los análisis de regresión obtenidos a partir de la muestra inicial completa con los obtenidos del análisis de la muestra restringida a individuos consistentes según cuatro supuestos: consistencia en base a dominancia, en base a repetición, consistencia débil y consistencia fuerte.

Tabla 6.10 *Resultados de las pruebas de consistencia*

		Individuos	Elecciones	Porcentaje
1. Dominancia	Consistentes	129	1.032	70,49
	Inconsistentes	54	432	29,51
2. Repetición	Consistentes	136	1.088	74,32
	Inconsistentes	47	376	25,68
3. Dominancia y repetición	Consistentes	157	1.256	85,79
	Inconsistentes	26	208	14,21
	Total	183	1.464	100
	Total muestra	350	2.800	

Fuente: Vázquez y León (2004).

El test de razón de verosimilitud permite rechazar la hipótesis nula de coeficientes idénticos entre las tres muestras, frente a cualquiera de los cuatro supuestos anteriores. Esto implica que las preferencias de los individuos consistentes son diferentes de los que fallan alguno o ambos test de consistencia. Por tanto, no es lícito utilizar aquellas respuestas que contradicen supuestos fundamentales de la elección, para extrapolar conclusiones sobre las preferencias de la población. Este resultado se ve confirmado comparando las estimaciones de DMP obtenidas a partir de diferentes tratamientos de las respuestas

inconsistentes con aquellas obtenidas para el modelo que incluía todas las observaciones. Los signos, el orden de magnitud y la significatividad de los coeficientes estimados de los atributos no varía respecto al modelo original que incluye las inconsistencias. Sin embargo, se comprueba que la DMP es menor si consideramos solamente individuos consistentes bajo cualquiera de los supuestos. Esto implica que los individuos inconsistentes tienen, en general, una disposición al pago mayor.

Es importante observar que la eliminación de los individuos inconsistentes de la muestra resulta en menores errores estándar, es decir, menor dispersión, para los estimadores de disposición marginal al pago para todos los atributos. Las inconsistencias presentes en la muestra inicial parecen generar valores extremos y, en consecuencia, disminuyendo la calidad de las estimaciones obtenidas. En consecuencia, la calidad de los resultados mejora si se identifican y eliminan de la muestra aquellas respuestas inconsistentes que pueden estar aumentando innecesariamente la varianza de los estimadores finales y no proporcionan información válida sobre las preferencias.

Se adopta el supuesto de consistencia débil, eliminando de la muestra aquellas observaciones que violan a la vez los supuestos de monotonicidad y estabilidad de las preferencias y se estiman los modelos excluyendo estas respuestas. El modelo asume una función de utilidad lineal en los parámetros y aditivamente separable, que permite estimar efectos principales.

Además de los atributos, se introdujeron variables independientes incorporadas con formato de variables de interacción con una constante alternativa-específica. Así, el coeficiente de estas interacciones nos indica como influye dicha variable en la probabilidad de elegir una alternativa distinta de la situación actual. Así, se han incluido las variables RENTAINF, que representa aquellos individuos con nivel de renta menor; INDSALUD, un índice de comportamientos habituales con efectos en la salud⁴; CRONICO, si el individuo sufre alguna enfermedad crónica de tipo respiratorio (bronquitis, alergia, asma); AGUDO, si el individuo ha sufrido alguna dolencia respiratoria u ocular; una variable que representa el grado de seguridad del individuo en su elección, INSEG, y otra que representa la opinión del encuestado sobre si los afectados se beneficiarán, en términos netos, de las medidas propuestas, BNETO.

La Tabla 6.11 muestra los resultados de esta estimación. El número final de observaciones es 2.531, de las 2.808 iniciales, debido a que se han eliminado, además de las inconsistencias, las no respuestas o valores perdidos para la variable de elección y las explicativas. Los resultados proporcionados por los tres modelos son similares en términos de la significatividad, magnitud y signos de los coeficientes. En el modelo LPA, se han considerado como parámetros aleatorios en la función de utilidad los asociados a los atributos de elección. Para este modelo, la Tabla 6.11 presenta los estimadores de la desviación estándar de las distribuciones de los parámetros, que identifican posibles causas de heterogeneidad que pueden variar entre individuos y alternativas. Estos estimadores resultan ser no significativos. En el modelo LHT se observa que tanto los parámetros de escala como las desviaciones estándar de los parámetros aleatorios no observados son diferentes, aunque no significativamente. Es por ello que los resultados de los tres modelos no difieren significativamente.

En la Tabla 6.11 se observa que los atributos seleccionados influyen significativamente en las elecciones realizadas por los individuos (afectan las probabilidades de elección) y, por lo tanto, deben ser considerados importantes y significativos para las decisiones sobre control de contaminación con efectos sobre la salud. Los signos positivos de los coeficientes estimados son consistentes con las expectativas *a priori*, lo que respalda la validez teórica de la experiencia, pues a mayores disminuciones en el riesgo, molestias y duración de los síntomas, mayor utilidad deriva el individuo. Razonablemente, el atributo coste muestra signo negativo y significativo.

⁴ Consumir alimentos frescos, informarse de los ingredientes de los alimentos que consume, tomar vitaminas o suplementos vitamínicos, practicar deporte, evitar ambientes cargados o con humos, realizar revisiones médicas periódicas, acudir al médico al primer síntoma, utilizar purificador de aire, vacunarse de la gripe, tener un buen aislamiento en su vivienda.

Tabla 6.11 Resultados de la estimación para Jinamar exigiendo consistencia

	Variables	LMN		LPA		LHT	
		Coef.	t	Coef.	t	Coef.	t
Constante	CAE	-1,7023* (0,1674)	-10,167	-1,7025* (0,1536)	-11,081	-2,1680* (0,7851)	-2,761
Atributos	RIESGO	0,2436* (0,0322)	7,599	0,2437* (0,0331)	7,347	0,2990* (0,0995)	3,004
	MOLESTIA	0,1758* (0,0360)	4,879	0,1759* (0,0365)	4,817	0,2106* (0,0801)	2,627
	DURACIÓN	0,2218* (0,0335)	6,610	0,2218* (0,0341)	7,347	0,2917* (0,1111)	2,625
	COSTE	-0,00006* (0,000006)	-9,494	-0,00006* (0,000006)	-9,463	-0,00007* (0,00002)	-2,915
Variables socio-económicas	RENTAINF*CAE	-0,2639* (0,0444)	-5,942	-0,2638* (0,0457)	-5,766	-0,3200* (0,0943)	-3,393
	INSEG*CAE	0,3923* (0,0715)	5,487	0,3925* (0,0695)	5,643	0,4447* (0,1304)	3,409
	BNETO*CAE	0,4387* (0,0434)	10,097	0,4388* (0,0431)	10,158	0,5033* (0,1254)	4,012
	INDEPEND*CAE	-0,6772* (0,1028)	-6,583	-0,6776* (0,0956)	-7,085	-0,7843* (0,2474)	-3,170
	AGUDO*CAE	0,4472* (0,0577)	7,739	0,4473* (0,0561)	7,963	0,5224* (0,1496)	3,491
	INDSALUD*CAE	0,1211* (0,0,195)	6,194	0,1211* (0,0200)	6,055	0,1402* (0,0387)	3,623
Desviaciones estándar para la distribución de parámetros	sRIESGO	—		0,0108 (0,0209)	0,517	—	
	sMOLESTIA	—		0,0048 (0,0344)	0,142	—	
	sDURACIÓN	—		0,0106 (0,0251)	0,426	—	
	sCOSTE	—		0,0000002 (0,000003)	0,058	—	
Parámetros de escala para la distribución de VEH	sA	—		—		0,7862* (0,2772)	2,836
	sB	—		—		0,7656* (0,2698)	2,838
Desviaciones estándar para la distribución VEH	sA	—		—		1,0084* (0,3556)	2,836
	sB	—		—		0,9820* (0,3460)	2,838
Estadísticos	Log-ver.	-2.385,72		-2.385,48 —		-2.385,66	
	Log-ver. restric.	-2.780,59		-2.780,59 —		-2.780,59	
	p ²	0,1401		0,1395		0,1398	
	% Predic. correctas	43,90		43,90		43,90	
	N.º elecciones	2.531		2.531		2.531	
DMP	RIESGO	3.824,34* (560,23)		3.823,78* (568,75)		3.775,24* (575,13)	
	MOLESTIA	2.759,90* (596,00)		2.760,40* (594,92)		2.659,18* (592,26)	
	DURACIÓN	3.481,39* (586,34)		3.479,43* (592,28)		3.683,19* (621,42)	

Errores estándar entre paréntesis. * p < 0,01; ** p < 0,05; *** p < 0,10.

Fuente: Vázquez y León (2004)

Los coeficientes estimados que acompañan a las variables explicativas distintas de los atributos representan el efecto de estas variables sobre la probabilidad de elegir una alternativa de intervención frente al *statu quo*. En este caso, las probabilidades de elección están correlacionadas significativamente con ciertas características individuales de tipo socio-económico, actitudes hacia la salud y la contaminación y experiencias con enfermedad. Así, a menor renta familiar, menor es la probabilidad de elegir una alternativa de intervención. Se ha definido un índice de comportamientos con impactos positivos sobre la salud, englobados en la variable INDSALUD. Este tipo de comportamientos muestran un efecto positivo y significativo en la decisión del individuo de pagar por políticas de control de contaminación. También las experiencias con síntomas respiratorios leves en los últimos tres meses influyen positivamente en la disposición al pago por políticas que mejoren la calidad del entorno y, en consecuencia, su salud, aunque si el individuo es un enfermo crónico su disposición a elegir una alternativa de intervención es menor. Finalmente, la seguridad que los individuos muestran en sus elecciones influye en sus respuestas, y si consideran que la población obtiene beneficios netos de las medidas propuestas, están más dispuestos a favorecer estas medidas.

Los estimadores de los coeficientes de los atributos pueden interpretarse como la desutilidad marginal asociada a un cambio en una unidad del atributo en cuestión. En consecuencia, la disposición a pagar por cambios en el riesgo de presentar enfermedades respiratorias es equivalente a la tasa marginal de sustitución entre este atributo y el coste de la política. En nuestro caso este coeficiente es muy significativo, de lo que se deduce que los individuos son sensibles a los cambios propuestos en el riesgo. En la Tabla 6.11 se observan las disposiciones marginales a pagar por cambios en cada atributo. Los resultados de los tres modelos respecto a la DMP no son significativamente diferentes, pues los intervalos de confianza se solapan en todos los casos.

Se confirman además los resultados obtenidos en el análisis de consistencia pues la significatividad de los coeficientes estimados aumenta respecto al mismo modelo que incluye inconsistencias. También aumenta la bondad del ajuste de los modelos (R^2 ajustado), del 10% al 14%, y el porcentaje de predicciones correctas (de 41% a 44%). Finalmente, los estimadores de DMP obtenidos en este modelo son más conservadores y menor su dispersión. En consecuencia, la eliminación de los individuos inconsistentes mejora la calidad de los resultados.

Los resultados obtenidos demuestran la significatividad de las tres características o atributos del estado de salud seleccionados. Asimismo, determinadas variables individuales relacionadas con la renta, las experiencias de enfermedad previas y las conductas y hábitos diarios con efectos sobre la salud influyen significativamente en la elección de alguna alternativa de intervención por parte de los individuos. Las elecciones de los individuos están influidas también por el grado de seguridad que muestran en la respuesta y por sus expectativas sobre si la medida proporcionará beneficios netos a la población afectada, es decir, si los efectos sobre la salud compensan los costes de su implantación. Además, el signo de los coeficientes, tanto de los atributos de la elección como del resto de las variables explicativas concuerda con las expectativas *a priori*, lo que constituye una prueba de la validez teórica del experimento.

Mediante un análisis de sensibilidad a la omisión de observaciones inconsistentes de los estimadores obtenidos, se demuestra que la presencia de inconsistencias influye significativamente en las estimaciones de valor y su precisión. En definitiva, si las preferencias declaradas de ciertos individuos violan principios teóricos fundamentales, no se les pueden imputar medidas de bienestar válidas. Los resultados indican que es necesario diseñar experimentos que permitan realizar pruebas de axiomas fundamentales de la teoría del consumidor para identificar aquellos individuos cuyas respuestas violen estos axiomas, pues los sesgos introducidos al incluir estas respuestas pueden influir en las posibles recomendaciones finales relacionadas con las políticas de intervención.

6.3.3 Precios hedónicos para la valoración de los efectos del ruido

(Baranzini y Ramírez, 2005)

a) Contexto, objetivos y método

El objetivo del estudio realizado es la aplicación de la técnica de precios hedónicos para evaluar el impacto económico del ruido en el mercado de alquiler de viviendas en Ginebra (Suíza).

Las causas fundamentales del ruido son el tráfico de coches, trenes y aviones. Sus consecuencias son múltiples, aunque indirectas y difíciles de percibir y, por tanto, de estimar. La Organización Mundial de la Salud (OMS) indica como efectos del ruido los problemas auditivos, distorsión del sueño, interferencias en la comunicación, efectos cardiovasculares y psicológicos, cansancio, interferencias en el comportamiento social (como agresividad), y un menor rendimiento en el trabajo o el estudio. Además, en Suíza, desde 1999, se requiere un análisis coste-beneficio para las propuestas de ley y, en la legislación sobre ruido en particular, se exige que las medidas adoptadas sean «proporcionadas» y «económicamente tolerables». Los resultados de la investigación realizada ofrecen datos para poder justificar medidas de disminución y control del ruido en zonas residenciales.

Las características novedosas de esta aplicación son el uso de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para obtener datos detallados de las viviendas; el análisis de todas las causas de ruido (incluido el del aeropuerto) y la utilización de varias medidas de ruido en la estimación.

Para realizar el análisis, se obtuvieron datos de aproximadamente 13.000 viviendas de la ciudad de Ginebra, 10.400 en el sector privado y 2.600 en el sector público, a partir de tres bases de datos: la Oficina Estadística del Cantón de Ginebra, en primer lugar, y para completar las carencias de información de esta primera fuente, la Oficina de Protección contra el Ruido y del Sistema de Información Geográfica del Cantón de Ginebra proporcionaron datos adicionales.

Las medidas de ruido utilizadas en la aplicación fueron las siguientes:

- Nivel de ruido diurno (media anual) ponderado en función de la fuente del ruido.
- Nivel de ruido nocturno (media anual) ponderado en función de la fuente del ruido.
- Índice de la evolución del ruido (L_{10} - L_{90}). L_{10} es el nivel de ruido «pico», o el nivel de ruido que se excede durante el 10% del tiempo y el L_{90} es el nivel de ruido residual o base, o el nivel de ruido que se excede durante el 90% del tiempo.
- Dos medidas calculadas específicamente para la aplicación:

Lr_{DN} : Media día-noche de ruido, teniendo en cuenta que el ruido es más molesto en horario nocturno (con una penalización de 10 dB), siendo Lr_D y Lr_N el nivel de ruido diurno y nocturno, respectivamente. Este tipo de índices de ruido se utilizan como base de políticas en la Unión Europea.

$$Lr_{DN} = 10 \log \left[\frac{15}{24} 10^{(Lr_D/10)} + \frac{9}{24} 10^{[(Lr_N+10)/10]} \right]$$

El segundo índice proporciona información sobre la evolución del ruido y se define como la suma del nivel medio de ruido y la dinámica del ruido.

$$L_{NP} = dB(A) + (L_{10} - L_{90})$$

La ecuación de precios hedónicos estimada por los autores fue la siguiente:

$$\ln Y_i = \alpha + \sum_{m=1}^M \beta_{im} z_{im} + \lambda_1 ruido_i + \mu_i$$

Donde, Y_i es el logaritmo natural de la renta o alquiler anual del apartamento (en 2003); el vector z_{im} incluye las diferentes características ($m = 1, \dots, M$), del apartamento i (estructurales, de accesibilidad y ambientales); $ruido_i$ es la medida de ruido en el edificio de apartamentos i ; y μ_i es el término de error. Los resultados empíricos de esta ecuación se muestran en la Tabla 6.12.

Tabla 6.12 *Determinantes del alquiler en el Cantón de Ginebra* (variable dependiente $\ln Y_i$ en 2003)

Variable	Toda la muestra ($n = 13.064$)	Sector de alquiler privado ($n = 10.394$)	Sector de alquiler público ($n = 2.640$)
Variables estructurales			
Alquiler privado	0,357*** (0,008)		
Número de habitaciones	0,242*** (0,002)	0,235*** (0,002)	0,291*** (0,005)
Nivel del piso	0,019*** (0,001)	0,020*** (0,001)	0,017*** (0,003)
Edad del edificio (en años)	-0,021*** (0,000)	-0,019*** (0,001)	-0,023*** (0,001)
Edad de la manzana (x1000)	0,158*** (0,004)	0,142*** (0,005)	0,164*** (0,007)
Número de pisos del edificio	-0,014*** (0,001)	-0,013*** (0,001)	-0,011*** (0,002)
Edificio restaurado	0,169*** (0,010)	0,166*** (0,010)	0,251*** (0,026)
Cambio de inquilino (en el año anterior)	0,187*** (0,010)	0,216*** (0,011)	0,047*** (0,021)
Variables de accesibilidad			
Distancia a escuela primaria (km)	-0,056** (0,025)	-0,053* (0,029)	0,025 (0,054)
Distancia a zona verde (km)	-0,045*** (0,020)	-0,044*** (0,022)	-0,003 (0,004)
Distancia a parada de transporte público (km)	-0,148*** (0,049)	-0,183*** (0,056)	-0,074 (0,097)
Distancia al centro (km)	-0,008*** (0,002)	-0,003 (0,003)	-0,025*** (0,005)
Variables ambientales			
Lr_D (dB(A)(x100))	-0,275*** (0,056)	-0,175*** (0,063)	-0,645*** (0,117)
$(L_{10} - L_{90})(\times 100)$	-0,187 (0,272)	-0,630** (0,305)	0,863 (0,570)
Calidad del aire: NO_2 ($\mu g/m^3$)(x100)	-0,841* (0,493)	0,668 (0,561)	-6,638*** (0,982)
Constante	8,947*** (0,050)	9,170*** (0,057)	8,947*** (0,050)
R^2 ajustado	0,609	0,577	0,731

*** Significativo al 0,01; ** Significativo al 0,05; * Significativo al 0,10

Fuente: Baranzini y Ramírez (2005)

b) Resultados

Debido al tamaño muestral tan elevado, el modelo consigue explicar una gran parte de la variación de la renta (R^2 de 0,61 para el modelo con todos los datos). Los estimadores de los coeficientes son estables y prácticamente todas las variables explicativas son significativas y muestran el signo esperado. Debido a la forma funcional de la ecuación de precios hedónicos, los coeficientes pueden ser fácilmente interpretados como semi-elasticidades, permaneciendo constantes el resto de las características. Por ejemplo, una habitación adicional implica un alquiler un 24% superior. Cuanto más antiguo el edificio, la renta es también más baja, con un impacto máximo del -2,1% anual y decreciendo con la edad. Cuando hay un cambio de inquilino, el alquiler aumenta una media del 18,7%. El nivel del piso también tiene un impacto positivo, aunque el número de pisos por edificio influye negativamente. La restauración del edificio también aumenta el alquiler, mientras una mayor distancia a zonas verdes, escuelas, paradas de transporte público o al centro implican una menor renta.

La principal medida de ruido, el Lr_D , es estadísticamente significativa. Un incremento de ruido de 10 $Lr(dB(A))$ se asocia a un descenso del 2,75% en el alquiler. En cambio, la dinámica del ruido no parece tener efecto estadísticamente significativo. Aunque existe alguna correlación entre las medidas de ruido y de contaminación atmosférica, las estimaciones muestran un precio implícito del NO_2 estadísticamente significativo y de aproximadamente el 0,08% por $\mu g/m^3$. Respecto al sector privado, el diferencial de renta es aproximadamente del 36%.

Se analizan por separado (Tabla 6.12) los mercados público y privado de vivienda de alquiler. En el sector privado, un cambio de inquilino aumenta la renta un 22%, mientras que en el sector público sólo un 5%. Otras diferencias importantes se observan en los precios implícitos de la accesibilidad y las variables ambientales. La distancia al centro tiene un impacto más alto en términos relativos en el sector público, en el que cada kilómetro adicional implica una disminución de la renta en un 2,5%. En el sector privado esta variable no es estadísticamente significativa, mientras sí lo son los coeficientes de las otras distancias. Para la calidad del aire, existe una diferencia significativa entre los dos sectores, sin impacto en el sector privado y en el sector público con una disminución de alquiler del 0,7% por cada $\mu g/m^3$ de incremento en la concentración de NO_2 . Respecto al nivel de ruido, el nivel medio de ruido durante el día produce un impacto destacable en el sector público, mientras es significativamente menor en el privado. Un aumento de 10 $Lr(dB(A))$ implica un 6,5% de reducción en el alquiler público y sólo un 1,8 en el privado. Sin embargo, si incluimos la dinámica del ruido, un incremento en el nivel pico de ruido en 1 dB , disminuye el alquiler un 0,63% en el sector privado, y no es significativo en el público.

Finalmente, la aplicación calcula los precios implícitos para diferentes medidas de ruido y se observa que el impacto del ruido es fundamentalmente el mismo, independientemente de la medida utilizada. Un dato interesante es que el precio implícito estimado es mayor cuando el nivel de ruido de partida es menor, lo que se observa comparando áreas urbanas y no urbanas. En las no urbanas el impacto del ruido durante el día es aproximadamente de un 0,6% por cada dB adicional y es del 0,2% en las áreas urbanas.

Entre las conclusiones del estudio realizado destacan:

- El ruido tienen un efecto claro sobre el precio de los alquileres, aproximadamente un 0,7% por $dB(A)$, en línea con resultados de otros países industrializados.
- El impacto estimado no cambia sustancialmente para las diferentes medidas de ruido utilizadas.
- El impacto del ruido no depende de la estructura institucional del mercado y es similar en el mercado privado y público de viviendas, aunque en el primero la evolución del ruido es la que parece pesar más.
- El ruido produce un impacto económico mayor cuando el nivel de ruido de partida es más bajo.
- La contaminación del aire influye también en los precios, además del ruido.

6.4 Valoración de daños a recursos naturales

La valoración económica de los daños a los recursos naturales producidos por accidentes industriales o derivados del transporte de sustancias potencialmente contaminantes, es un área de importancia creciente. Su fundamento reside en la función de las Administraciones Públicas como *trustees* o defensores del patrimonio natural colectivo. Su función es, por tanto, obtener compensaciones adecuadas —no por las pérdidas en recursos que se comercializan en los mercados o para los gastos de limpieza y restauración del medio ambiente dañado— para una categoría de daños habitualmente no considerada: la pérdida de bienes y servicios ambientales públicos o colectivos que tiene lugar entre el momento del accidente y el momento en el que la recuperación de los recursos dañados es total (*interim losses*). Paralelamente, la definición y aplicación de regulaciones, planes de contingencia o medidas de prevención debería también considerar estas pérdidas como costes evitados y, por tanto, beneficios sociales derivados de su implantación.

Fue la valoración contingente realizada en el caso del vertido de crudo del Exxon Valdez en Alaska la que marcó un hito en la historia de la valoración económica de daños a los recursos naturales, en general, y de la valoración contingente, en particular. Fue la primera vez que se utilizó la estimación económica de pérdidas de valores de no uso como argumento para obtener una indemnización millonaria, pero también fue la referencia fundamental en la elaboración de las guías NOAA para el diseño de estudios de valoración contingente y un argumento de peso en el diseño y aprobación de la novedosa y pionera *Oil Pollution Act* (1990).

A pesar de ello, en este capítulo se ha incluido como ejemplo otra aplicación de valoración realizada posteriormente por algunos miembros del mismo equipo de investigación en un contexto similar. La valoración de la política de prevención de mareas negras en California parte de elementos del ejercicio diseñado a raíz de la valoración del Exxon, pero utiliza la experiencia para perfeccionar otros aspectos y es, quizás, más generalizable. En todo caso, en este ámbito de la valoración y cuando los valores de no uso juegan un papel relevante, los métodos de valoración directos son irrenunciables.

A modo de resumen, en episodios de daños a recursos naturales es necesario estimar los costes de oportunidad (gastos de evaluación de daños, limpieza y restauración), las pérdidas de mercado, pero también las pérdidas de bienestar social no directamente reflejadas en el mercado. Las metodologías no son excluyentes y las variables para determinar el método a aplicar en cada caso deben ser el tipo, magnitud y duración temporal del daño, el presupuesto disponible y la celeridad con la que deseamos obtener los datos. En muchos casos, la transferencia de beneficios se presenta como una alternativa coste-efectiva y muy atractiva, de la que nos ocuparemos en el epígrafe 6.5.

6.4.1 Aplicación de valoración contingente a los daños ambientales de los derrames de petróleo (Carson *et al.*, 2004)

a) Contexto y escenario de valoración

En el año 1988, aproximadamente 432.000 galones de crudo se escaparon de un tanque terrestre de la refinería Shell en la bahía de San Francisco. A raíz del acuerdo con el que finalizó el proceso judicial del Gobierno Federal de los Estados Unidos y del Estado de California contra la empresa, este proporcionó fondos para, entre otras cosas, realizar estudios para desarrollar estrategias de respuesta y una mejor restauración de los recursos y servicios afectados por los derrames. El estudio de Carson *et al.* (2004) fue uno de los financiados por este programa.

El objetivo de esta aplicación de valoración contingente era realizar una valoración de daños de derrames de petróleo a los recursos naturales costeros e intermareales en California, mediante la estimación del valor económico *ex ante* para cada hogar de un programa para prevenir estos daños. Una

de las características destacables de la aplicación es precisamente que no fue diseñada y administrada a raíz de un vertido de petróleo en particular sino que pretende ser un estudio de referencia (para proporcionar valores aproximados y como modelo de aplicación) para reducir la incertidumbre sobre los costes de los derrames de petróleo. Esta información es útil para los responsables públicos a la hora de definir políticas y regulaciones para la prevención de derrames, no sólo en el área sino en cualquier lugar en el que haya ocurrido o exista riesgo de que se produzcan este tipo de vertidos.

La medida hicksiana de cambio en el bienestar elegida es la disposición al pago (DAP) por prevenir un accidente futuro, es decir, la variación equivalente. Como sabemos (Capítulo 4), los derechos de propiedad determinan qué medida elegir. En este caso es la sociedad la que posee el derecho a una costa no petrolada y son las compañías petroleras las que deben compensar por la contaminación, lo que indica que la medida teóricamente correcta del bienestar es la disposición a aceptar compensación (DAC). No obstante, debido a las críticas y a los problemas asociados a esta medida (ver Capítulo 5), se optó por tomar como base la disposición al pago, teniendo en cuenta que, en este caso, representa una cota inferior de la medida de DAC deseada.

El contexto en el cual se realiza la valoración consiste en descripciones del daño acumulativo que se espera que causen los vertidos durante la siguiente década, un programa para prevenir este daño y un instrumento de pago mediante el cual los contribuyentes pagarían en una sola vez un recargo en su impuesto sobre la renta para financiar el programa. Se establece, además, que las compañías petroleras pagan todos los costes operativos del programa para los próximos diez años. Se utilizó un formato de pregunta dicotómico tipo referéndum en el que se preguntaba a los entrevistados cómo votarían si se realizase una consulta hoy y si el programa les costase una determinada cantidad de dinero. Se realizaron preguntas para explicar el voto del individuo y se le proporcionó la oportunidad de reconsiderar su voto inicial.

El cuestionario incluía múltiples preguntas previas y posteriores a la valoración, sobre sus actitudes, familiaridad con los recursos dañados, su comprensión del escenario, características personales del entrevistado y su familia, etc. También se mostraron múltiples ayudas visuales: mapas, dibujos, etc. Los autores se basaron, en el diseño del cuestionario y del programa de intervención para prevenir los efectos de los vertidos, en la experiencia adquirida en la valoración contingente llevada a cabo después del accidente del Exxon Valdez en Alaska, que fue realizada por el mismo equipo. En todos los casos se adoptó una estrategia de diseño conservadora, optando por aquella o aquellas alternativas que reducían la probabilidad de votar a favor del programa.

El escenario se presentó de la siguiente forma. Se describieron los tipos de recursos costeros de California que fueron dañados por las pasadas mareas negras y los que se esperaban que fueran afectados en el futuro, concretamente en los siguientes diez años, así como las principales rutas de los petroleros a lo largo de la costa. A continuación se presentaba el programa para evitar esos daños:

«Si los contribuyentes creen que merece la pena, el Estado podría prevenir estos daños estableciendo un programa de prevención en esta parte de la costa. Este programa sería similar al aplicado en otros Estados, como el de Washington. Duraría diez años, hasta que todos los petroleros y barcas contasen con doble casco. El programa tendría dos objetivos. En primer lugar, ayudaría a prevenir vertidos y, en segundo lugar, si los vertidos ocurriesen, evitarían que el petróleo se esparciese y causase daños. Esto se realizaría de la siguiente forma:

Se establecerían centros de respuesta y prevención en tres ubicaciones diferentes a lo largo de la costa. Barcos especialmente diseñados, denominados barcos escolta, tendrían como base estos centros. Cada uno de estos barcos acompañarían a cada petrolero o barcaza que navegase a lo largo de la Costa Central. Esto ayudaría a prevenir derrames en el área porque evitarían que estos barcos se salieran de su ruta y encallasen contra las rocas, otros barcos o los oleoductos.

Si se produjese algún vertido de petróleo, el programa evitaría que se esparciese y causase daños. La tripulación del barco escolta rápidamente desplegaría una barrera flotante en el agua alrededor del petróleo. Para evitar que este se dispersase, esta barrera se extendería seis pies por encima y ocho pies por

debajo de la superficie del agua. Entonces, los aspiradores o skimmers absorberían el petróleo de la superficie del agua y lo almacenarían en tanques dentro del barco escolta. Se enviarían otros barcos del centro de respuesta y prevención más cercano para ayudar en la recuperación y limpieza». [Carson *et al.*, 2004, traducción de los autores]

A continuación se presentó el instrumento de pago y las posibles razones para votar a favor o en contra del mismo en el referéndum. Se presentó el importe del recargo impositivo que representaría este programa para el hogar, con precios de 5, 25, 65, 120 y 220 \$, asignados aleatoriamente, y se preguntó al encuestado si votaría a favor o en contra si esta consulta se celebrase en el mismo día.

b) Aplicación y resultados

De la misma forma que en el caso del Exxon Valdez, se realizó un extenso trabajo de prueba antes de obtener el cuestionario definitivo. Se llevaron a cabo grupos de enfoque, entrevistas personales detalladas, pre-tests y estudios piloto. Finalmente, se pidió a profesionales de la economía de los recursos naturales, psicología e investigación social, que revisaran el cuestionario antes de su aplicación.

El cuestionario se completó en diciembre de 1994 y se aplicó a una muestra obtenida mediante muestreo probabilístico polietápico, representativo de la población californiana anglo-parlante mayor de 18 años. El tamaño muestral fue de 1.797 hogares y la tasa de respuesta fue del 74,4%, es decir, se obtuvieron 1.311 cuestionarios válidos. Las entrevistas se realizaron entre el 30 de Enero y el 3 de Mayo de 1995. Fueron 33 los entrevistadores profesionales con experiencia que participaron en el estudio, después de una sesión de entrenamiento de dos días.

Con una codificación de las respuestas en votos favorables y no favorables, los porcentajes de respuesta se presentan en la Tabla 6.13. Se ha realizado un ajuste para aquellos individuos que no pagaban impuestos sobre la renta en el momento en el que se realizó la encuesta. Una vez realizado un análisis de regresión sobre las elecciones del referéndum, se detectó que aquellos que no pagaban impuestos estaban dispuestos a pagar más que los contribuyentes. Se decidió, por tanto, asignar a los no contribuyentes un voto no favorable al programa, de nuevo, asumiendo la estrategia más conservadora.

La predicción de la teoría económica es que el porcentaje de la muestra favorable al programa debe disminuir a medida que el precio del mismo aumenta. El test X^2 rechaza claramente la hipótesis nula de que el porcentaje de votos a favor no varía sistemáticamente con el precio.

Tabla 6.13 Porcentajes de voto en el referéndum

Precio	Votos favorables	Votos no favorables
5	62,10%	37,90%
25	51,85%	48,15%
65	45,23%	54,77%
120	35,36%	64,64%
220	25,44%	74,56%
$X^2_{(4)} = 71,98; p < 0,001$		

Fuente: Carson *et al.* (2004)

La interpretación de las respuestas es que si el entrevistado vota a favor, su DAP es mayor o igual al precio que acepta pagar, es decir, tenemos una cota inferior de su DAP. En cambio, si no vota a favor, estamos obteniendo una cota superior de su DAP, porque ésta es inferior al precio ofrecido.

Se observa en la Tabla 6.14 que las razones más frecuentes de no votar a favor (en este caso, sin incluir a los no contribuyentes) son la desconfianza sobre el programa y el medio de pago, con

aproximadamente el 39% de los que no apoyan el programa; la consideración de que no es un problema prioritario, con cerca del 38%; y el elevado coste del mismo, con cerca del 32% de los rechazos.

Tabla 6.14 Razones de los votos en contra del programa

Razón	Porcentaje de los votos en contra ($n = 486$)
Desconfianza acerca del programa o el medio de pago	38,68%
El problema no es tan importante/otros problemas son más importantes	37,5%
El coste es demasiado alto	31,69%
Necesita más información	1,85%
Otras	2,47%

Fuente: Carson *et al.* (2004)

Para estimar el valor total *ex ante*, se eligió como estadístico el estimador *Turnbull* no paramétrico de máxima verosimilitud para intervalos censurados. Este estimador utiliza las respuestas de los individuos para construir un intervalo para el estimador de la DAP latente implícito en cada elección. Se definen una serie de estadísticos relacionados con la media muestral basándose en los estimadores *Turnbull* de fracción de la muestra en cada intervalo. Estos estimadores difieren en los supuestos sobre la distribución de los individuos en los seis intervalos (Tabla 6.15). El porcentaje de la muestra que se sitúa en cada intervalo se supone que posee una DAP igual al punto inferior del intervalo, y a partir de este supuesto se calcula la DAP media de la muestra. La más alta de estas estimaciones se supone que es la cota superior de la media muestral. Si suponemos que el porcentaje de la muestra de cada intervalo se sitúa en el límite superior del mismo y se calcula la DAP media según este criterio, la más baja de estas estimaciones es la cota inferior. El supuesto más conservador es que la media muestral es igual al estimador *Turnbull* del límite inferior del intervalo.

Tabla 6.15 Estimación *Turnbull* de la distribución de DAP y cota inferior de la media muestral

Cota inferior del intervalo	Cota superior del intervalo	Probabilidad de votar a favor en la cota superior	Cambio en la densidad*
0 \$	5 \$	0,6210	0,3790
5 \$	25 \$	0,5185	0,1025
25 \$	65 \$	0,4523	0,0662
65 \$	120 \$	0,3536	0,0987
120 \$	220 \$	0,2544	0,0992
220 \$	∞	0,0000	0,2544

Maxima verosimilitud = -707,73

Estimador de la cota inferior de la media muestral = 76,45 \$

Error estándar del estimador = 3,78 \$

* Indica el porcentaje de la muestra que se sitúa en este intervalo

Fuente: Carson *et al.* (2004)

El valor económico medio *ex ante* de prevenir derrames de petróleo, desde una aproximación conservadora y ajustando por no contribuyentes, es de 76,45 \$, con un error estándar de 3,78 \$. El análisis realizado presenta también pruebas de validez y fiabilidad de los resultados, mediante tabulaciones cruzadas entre las recomendaciones del panel NOAA y las respuestas a la valoración contingente. El análisis bivalente proporciona evidencia de relaciones que la teoría económica sugiere que pueden influir en el apoyo al programa de prevención. También se estima un modelo *probit* para detectar los determinantes de la respuesta, encontrando consistencias con expectativas *a priori*.

6.5 Transferencia de valores y meta-análisis

La transferencia de valores consiste en adaptar resultados de estudios existentes para obtener la valoración de otro bien ambiental con características similares, sin necesidad de definir y llevar a cabo un nuevo estudio. Habitualmente se consideran resultados de estudios previos sobre el mismo bien o cambio ambiental y se transfieren a un contexto diferente, para el cual se necesita la estimación. Por ejemplo, la pérdida de beneficios de un pescador recreativo por cambios en la calidad del agua de un lago se puede obtener a partir de un estudio de VC, que proporciona la disposición al pago por evitar ese cambio; o bien a través de la técnica de precios hedónicos aplicada al coste de las propiedades o alquileres en la zona. Estos valores, así obtenidos, podrían utilizarse para estimar las pérdidas derivadas de cambios en la calidad del agua en otras ubicaciones.

En general, la transferencia de beneficios puede realizarse para el mismo lugar o problema en distintos momentos del tiempo (transferencia intralugar e intertemporal); entre dos lugares o contextos diferentes en el mismo momento del tiempo (interlugar e intratemporal), o bien —la opción de mayor complejidad aunque la más habitual— entre diferentes contextos y momentos temporales (interlugar e intertemporal).

Se pierde precisión en las estimaciones a causa de las diferencias socioeconómicas y de características físicas, biológicas y ecológicas entre el contexto para el que se pretenden transferir los beneficios, y el contexto donde se han producido inicialmente las estimaciones. La realización de los ajustes pertinentes es crucial para corregir los errores que puedan surgir de la extrapolación de información obtenida en otros contextos. No obstante, la principal ventaja de la transferencia de valor es que evita la realización de un nuevo ejercicio de valoración de costes y beneficios ambientales cada vez que se necesitan estimaciones para, por ejemplo, definir la responsabilidad ambiental ante un suceso de contaminación, reduciendo los costes de las estimaciones en términos de tiempo y recursos económicos y humanos empleados. Se trata, por tanto, de una alternativa coste-efectiva a la realización de nuevos estudios de valoración de bienes de no mercado y muy atractiva para administraciones o instituciones públicas. Así, las áreas en las que se ha realizado transferencia de valores son múltiples, entre ellos a la calidad de agua, riesgos para la salud humana de diversas formas de contaminación, gestión de residuos, beneficios recreativos de áreas naturales, etc.

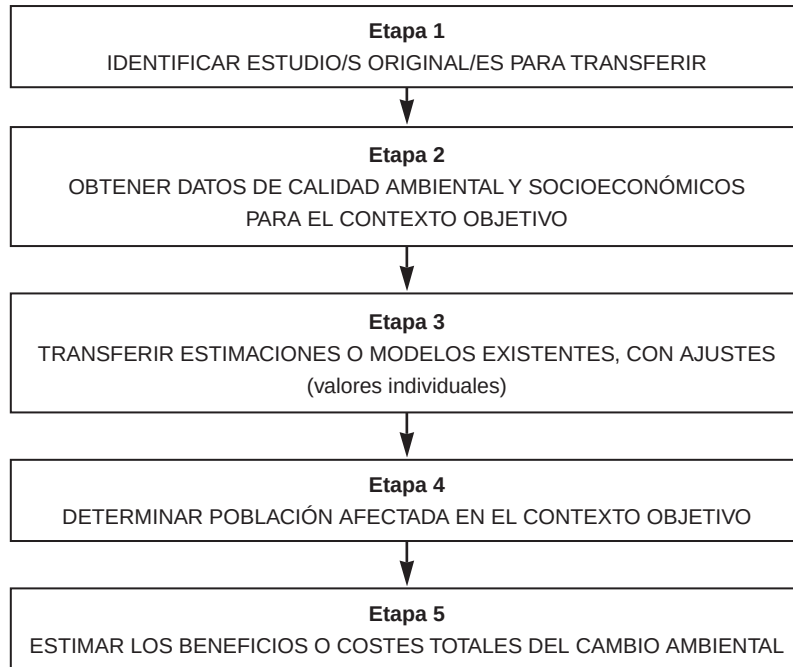
Dado su interés en términos de ahorro de costes, la posibilidad de realizar transferencias de beneficios ha sido debatida y probada de forma extensiva, principalmente en los Estados Unidos. En el año 1992, el *Water Resources Research Journal* dedicó un número especial a esta cuestión, en el que se aportan algunos criterios para realizar una adecuada selección de estudios de cara a realizar futuras transferencias de beneficios. Estos criterios recomendaban, por ejemplo, homogeneidad en el tipo de bienes valorados, las características de los usuarios y la calidad de los estudios de referencia.

Existen varias posibilidades a la hora de realizar transferencias de beneficios, que difieren en su complejidad pero también en la fiabilidad de los resultados obtenidos. El proceso secuencial de transferencia se describe esquemáticamente en la Figura 6.1.

La primera posibilidad es la *transferencia del valor unitario medio*. Supone que el lugar o lugares para los cuales se dispone de resultados, y el lugar objetivo poseen características suficientemente

similares como para que las estimaciones obtenidas sean por sí mismas consideradas buenas aproximaciones. La principal ventaja de esta aproximación es su simplicidad pero su dificultad es la posible inexactitud, pues sólo se realizan ajustes en función del tamaño de la población considerada afectada y, en su caso, de la diferencia de renta o poder adquisitivo entre los lugares de origen y objetivo.

Figura 6.1 Etapas básicas de la transferencia de valor



Fuente: Elaboración propia.

La alternativa es realizar transferencia de la función de beneficios. Esta técnica de transferencia consiste en adaptar la función de beneficios o costes, que relaciona la estimación del excedente asociado al cambio ambiental producido con características de la población objetivo o del recurso que está siendo valorado. Aproxima el estimador buscado para el lugar objetivo utilizando la función de beneficio del lugar para el cual disponemos de datos de primera mano y ajustando esta función mediante los nuevos valores de las variables explicativas.

El proceso de transferencia de función es más compleja en comparación con el uso del valor unitario medio, aunque mejora sustancialmente la fiabilidad de los resultados. En este caso, el supuesto subyacente es que las variables explicativas de la función de beneficios son las mismas en los dos ámbitos de estudio.

Existen fundamentalmente dos posibilidades para obtener la función de beneficios que será utilizada para realizar la transferencia. La primera posibilidad es partir de los resultados de un estudio aplicado de valoración, de cualquiera de los métodos de valoración, destacando los métodos de preferencias declaradas porque proporcionan una estimación más completa del valor buscado. La segunda posibilidad es realizar un meta-análisis. En este caso, la función se obtiene mediante la integración estadística de los resultados de un conjunto de estudios empíricos originales. En estos casos se suelen incluir como variables explicativas, las características descriptivas de la población afectada, del recurso evaluado y de los métodos utilizados para obtener los resultados en cada caso.

Desafortunadamente, la mayor parte de los estudios que analizan la fiabilidad de la transferencia de beneficios —con resultados bastante pesimistas— han construido la función de beneficios según la primera opción descrita, cuando *a priori* parece que la segunda opción podría conducir a resultados más fiables y consistentes.

La técnica del meta-análisis ha sido aplicada en décadas pasadas en el campo de la medicina y la psicoterapia, debido a que los experimentos tenían lugar en ambientes controlados y además existía un número muy elevado de experimentos. En el ámbito ambiental, el meta-análisis comenzó a aplicarse en la década de los noventa a un amplio conjunto de problemas ambientales, desde experiencias recreativas a contaminación urbana. Evidentemente, a medida que el número de aplicaciones en otros ámbitos aumentaba, también lo hacían los contextos en los cuales se utilizaba el meta-análisis.

6.5.1 Diseño de un ejercicio de transferencia de valor

Esta sección analiza esquemáticamente los requerimientos generales para realizar una transferencia de valor y los diferentes procedimientos que pueden ser aplicados, siempre desde un punto de vista empírico y que pueda constituir información útil a la hora de realizar una aplicación.

En primer lugar parece haber cierto consenso en los criterios para seleccionar estudios de partida. Estos son:

- Los estudios deben ser de la máxima calidad.
- Deben contener funciones de disposición al pago (DP), es decir, regresiones mostrando cómo la DP varía con cambios en las variables explicativas.
- Debe intentar maximizarse la similitud geográfica y poblacional entre lugar de origen y de destino.
- También debe ser lo más parecido posible el cambio en el bien valorado entre los dos lugares, origen y destino, y las medidas de cambio en el bienestar deben respetarse, es decir, las DP no deben interpretarse como disposición a aceptar compensación o viceversa.
- El sistema de derechos de propiedad también debe ser el mismo entre los dos lugares.

Procedimientos de transferencia

1. Transferencia de la DP media de un estudio al contexto objetivo.

El procedimiento más elemental consiste en utilizar un estimador de DP de un contexto *i* (el lugar de estudio o *study site*) y aplicarlo al contexto *j* (el lugar de política o *policy site*). Este estimador puede además ajustarse aunque la transferencia de valores sin ajustar es práctica habitual. La necesidad de ajuste procede de la presencia de diferencias:

- en las características socio-económicas de las poblaciones relevantes,
- en las características físicas de los dos lugares,
- en el cambio propuesto,
- en las condiciones de mercado (por ejemplo, disponibilidad o no de sustitutivos).

Solamente en el caso de que los lugares origen y destino sean idénticos en estas características, sería recomendable realizar una transferencia de valor medio no ajustada. La alternativa es realizar ajustes teniendo en cuenta las diferencias. La fórmula más utilizada para ello es la siguiente:

$$DP_j = DP_i \left(\frac{Y_j}{Y_i} \right)^e$$

Donde Y es la renta per cápita, DP es la disposición al pago y e es la elasticidad-renta de la DP , es decir, un estimador que nos indica cómo varía la DP por el atributo ambiental ante cambios en la renta.

La práctica más habitual ha consistido en realizar ajustes por diferencias de renta entre países, debido a que la renta es uno de los factores más relevantes a la hora de explicar cambios en la DP . No obstante, es posible realizar ajustes por otros factores como diferencias en la estructura de edad de la población, en densidad de población, etc. En realidad, la realización de múltiples ajustes de este tipo conduce al segundo procedimiento de transferencia, basado en funciones de valor.

2. Transferencia de funciones de valor.

Una aproximación un poco más compleja consiste en transferir la función de valor de i a j . Así, si:

$$DP_i = f(A_i, B_i, C_i, Y_i) = \alpha_i + \beta_i A_i + \delta_i B_i + \lambda_i C_i + \gamma_i Y_i + \varepsilon_i$$

Donde A, B, C e Y son factores que afectan a la DP en el lugar i ; $\alpha, \beta, \delta, \lambda$ y γ son los coeficientes estimados y ε es el error de estimación. La DP para j puede estimarse utilizando los coeficientes de esta ecuación pero aplicados a los valores de A, B, C e Y en j , pues suponemos que estos difieren entre ambos lugares. Es decir,

$$DP_j = f(A_j, B_j, C_j, Y_j) = \alpha_i + \beta_i A_j + \delta_i B_j + \lambda_i C_j + \gamma_i Y_j + \varepsilon_i + \varepsilon_j^i$$

Donde ε_j^i es el error asociado a la transferencia de i a j . Se observa que la transferencia «hereda» el error asociado a la estimación en i y además incorpora un nuevo error asociado al proceso de transferencia o error de transferencia. Por ello la transferencia siempre se considera un procedimiento más inexacto que la realización de estudios de valoración originales.

Esta aproximación requiere la disponibilidad de una adecuada función de valor en el estudio original y el supuesto subyacente es que los coeficientes estimados se aproximan a aquellos que obtendríamos si se diseñase y aplicase un estudio original. Es decir, que el impacto de cambios en las variables explicativas en la disposición al pago sería el mismo en el contexto de origen que en el contexto de destino.

3. Transferencia de función de beneficios mediante meta-análisis.

El meta-análisis es un procedimiento estadístico que intenta resumir resultados procedente de diferentes estudios en una única función de valor y, en este caso, es esta función de valor resumen la que va a ser utilizada para la transferencia de beneficios. El interés por este método ha ido creciendo en los últimos años y se considera el procedimiento más recomendable pues es el que menor error de transferencia conlleva.

Existen a su vez varios procedimientos para realizar meta-análisis: modelos de efectos fijos, modelos de efectos aleatorios y modelos bayesianos.

El modelo de efectos fijos es el más simple y resume un conjunto de estimadores utilizando un conjunto de ponderaciones. Supongamos, por ejemplo, que tenemos un conjunto de estudios que estiman la DP por determinado cambio ambiental y cada estudio i obtiene una función de valor,

$$DP_i = \alpha + \beta x_i + \varepsilon_i$$

Donde α varía entre los i estudios, x incluye variables explicativas de DP pero también *dummies* que reflejan características de la metodología aplicada o del contexto (medio de pago utilizado en

valoración contingente, características de la población como nivel educativo, etc.). Después de controlar por diferencias observables, lo que obtenemos es un conjunto de constantes estudio-específicas α que capturan diferencias no observadas. Llegados a este punto, para construir una función de transferencia, el procedimiento habitual es calcular una constante única como media de las constantes de efectos fijos, ponderada por el número de observaciones de cada estudio.

6.5.2 Una aplicación de meta-análisis para definir una función de transferencia de valores: la valoración de áreas naturales en España (Vázquez, 2001)

a) Contexto y datos

España es uno de los países europeos más extensos y con más diversidad biológica, consecuencia de la gran variedad climática y geográfica del país. En el informe OECD, *Environmental Performance Reviews. Spain* (1997), se señala que más de la mitad de las especies europeas se pueden encontrar en España y la proporción de área protegida en este país es una de las mayores de Europa, alcanzando el 8,4%. No obstante, como ocurre en todo país desarrollado, existen múltiples presiones sobre las áreas naturales, entre ellas, la demanda de servicios recreativos y disfrute de la naturaleza. La concentración de la población en grandes centros urbanos, junto a las mejoras económicas y un mayor valor del tiempo libre explican esta mayor demanda de servicios recreativos asociados a las áreas naturales.

Este incremento en la demanda ha generado una respuesta por parte de las Administraciones Públicas, que se han visto obligadas a aumentar el gasto y la inversión en conservación de los ecosistemas más valiosos y, a su vez, ha surgido la necesidad de justificar la rentabilidad social asociada a este mayor gasto, es decir, analizar si los beneficios sociales compensan los gastos adicionales.

Este es el contexto en el que surgieron las primeras aplicaciones de valoración contingente en España, a principios de la década de los 90. Desde entonces, el número de aplicaciones ha crecido considerablemente y también los ámbitos de aplicación. En el año 2000 se contaba ya con un número considerable de aplicaciones y tenía sentido realizar un esfuerzo de recopilación, síntesis y análisis comparativo de los estudios disponibles, teniendo en cuenta las ventajas que la técnica del meta-análisis ofrecía frente a las tradicionales revisiones de aplicaciones, y utilizando los resultados de este meta-análisis para hacer un primer intento de construcción de una función de transferencia de beneficios.

Los estudios sobre beneficios asociados a las áreas naturales que *a priori* podrían incluirse en el meta-análisis para España se presentan en las Tablas 6.16 y 6.17, que resumen las características de los ejercicios. En primer lugar, se recoge información sobre el tipo de bienes valorados, en función del grado de protección asignado; su superficie (en hectáreas); el número de visitas estimado por año y el área de influencia del parque u origen del visitante medio. En segundo lugar, se resumen las características del escenario o mercado hipotético, fundamentalmente, el formato de pregunta de valoración, y si el objetivo del estudio era obtener valores de uso, valores de conservación o ambos. En tercer lugar, se anotan algunas características de la realización de las entrevistas, entre ellas, la población objetivo (visitantes o residentes), el tamaño de la población, el tipo de encuesta (personal, telefónica o correo) y las fechas en que se llevaron a cabo. Finalmente, se presentan los resultados obtenidos en cada estudio (valor e intervalo de confianza) y el porcentaje y tratamiento de las respuestas protesta, en aquellos casos en que esta información estaba disponible.

Catorce estudios fueron finalmente revisados en todos estos aspectos, considerando trabajos publicados (en revistas científicas y libros) y no publicados (documentos de trabajo, comunicaciones en congresos, etc.), e incluso resultados preliminares, como es el caso del estudio de valoración contingente llevado a cabo en 1997 en La Caldera de Taburiente (La Palma), Teide (Tenerife) y Aigüestortes i Estany de Sant Maurici (Lleida) (León *et al.*, 1998).

Tabla 6.16 Estudios de valoración de áreas naturales en España

LUGAR-REFERENCIA	TIPO DE ÁREA	ESCENARIO	APLICACIÓN	RESULTADOS (1 EURO = 166,386 PTAS.)
LA DEHESA DEL MONCAYO (ZARAGOZA) Rebolledo y Pérez (1994)	Parque Natural 1.388,9 ha. 140.000 v / a, 1 día. Ámbito regional. Área húmeda. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: MX Conservación: A	Visitantes (>18) n = 427 Personal <i>in situ</i> Marzo, Abril, Mayo, 1994.	DAP = 610 (Uso) + 940 (Conservación) = 1.550 p/v (Valor total). Protestas excluidas (10%).
PLA DE BOAVI.ELS PALLARS SOBIRÀ (LLEIDA) Riera, Descalzi y Ruiz (1994)	Parque Natural 9.722 ha. (Valle de Espot) 40.852 v / a, 1 día. Ámbito regional. Área húmeda.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) n = 300 (4 subsamples) Personal <i>in situ</i> , 1993.	DAP = 1.082 p/v (875-1.279). Protestas excluidas (83).
SEÑORÍO DE BERTIZ (NAVARRA) Pérez <i>et al.</i> (1995)	Parque Natural 2.000 ha. 110.000 v/a, 1 día. Ámbito local. Área húmeda. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) n = 402 (373 válidas). Personal <i>in situ</i> . Primavera y Semana Santa, 1995.	DAP = 734 p/v (667-800). Respuestas protesta excluidas (7,2 %).
MONFRAGÜE (CÁCERES) Campos <i>et al.</i> (1996)	Parque Natural 18.259 ha. (área de influencia) 136.632 ha.) 11.000 v/a, 1 día. Ámbito local. Área seca.	Precio de entrada Uso: MX Conservación: A	Visitantes (>18) n = 420 nuso = 349 (17 % Protestas) ncons = 406 (3 % Protestas) ntotal = 338 (20 % Protestas). Personal <i>in situ</i> . Marzo-Agosto, 1994.	DAPUso = 1.328 p/v (1.211-1.445). Protestas excluidas (17 %). DAPCons = 1.353 p/v (1.165-1.541). Excluidas Protestas (3 %). DAPtot = 2.666 p/v (2423-2909) Protestas excluidas (20%).
ORDESA Y MONTE PERDIDO (HUESCA) Pérez <i>et al.</i> (1996) Pérez y Barreiro (1997)	Parque Nacional 15.608 ha 700.000 v/a, > 1 día. Ámbito nacional. Área húmeda. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: MX DC DD (simulado) A	Visitantes (>18) n(dc) = 857 n(dd) = 845 n(mx) = 835 Personal <i>in situ</i> . (a) De Julio a Oct, 1995 (b) Primavera, verano, 1996.	DAP(A) = 1.133,8 p/v (1.060,3-1.207,1) DAP(DC) = 1.175,3 p/v DAP(DD) = 1.147,8 p/v DAP(MX) = 897,4 p/v Protestas excluidas.
AIGÜESTORTES I ESTANY DE SANT MAURICI (LLEIDA) Riera <i>et al.</i> (1997)	Parque Nacional 14.119 ha. 40.852 v / a, 1 día. Ámbito regional. Área húmeda.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) n = 525. Personal <i>in situ</i> . Verano, 1997	DAP = 1.428 p/v.
MONTE ALOIA (PONTEVEDRA) González (1997)	Parque Natural 46 ha. 82.136 v / a, 1 día. Ámbito nacional. Área húmeda.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (> 18) n = 402. Personal entrevistas <i>in situ</i> ., 1995.	DAP Aloia = 382 p/v. Protestas excluidas.

Símbolos:

MX = Mixto (dicotómico + abierto). DC = Dicotómico. DD = Dicotómico Doble,

A = Abierto.

V/a = visitas/año. P/v = ptas/visita. P/a = ptas / año.

Fuente: Vázquez (2001)

Tabla 6.17 Estudios de valoración de áreas naturales en España

LUGAR-REFERENCIA	TIPO DE ÁREA	ESCENARIO	APLICACIÓN	RESULTADOS (1 EURO = 166,386 PTAS.)
LA CUMBRE. Cuenca de Tejeda, Cumbres, Tamadaba y Inagua (GRAN CANARIA) León (1997)	Parque Natural 28.000 ha. 1.388.000 v/a, 1 día. Ámbito internacional. Área seca.	Precio de entrada Uso: A DC DD MX	Visitantes (>18) n = 748 (validas) (605 positivas y sin protestas) n(abierto) = 222 (174 positivas y sin protestas) n(dicotómico) = 526 (432 positivas y sin protestas). Personal <i>in situ</i> desde Agosto a Septiembre, 1994.	DAP (A) = 1376 p/v DAP(DC)= 4231 p/v DAP(DD)=1356 p/v DAP (MX) = 1849 p/v DAP (MX2) = 1365 p/v Protestas excluidas.
L'ALBUFERA (VALENCIA) Del Saz y Suárez (1998)	Parque Natural 21.000 ha. 100.000 v/a, 1 día. Ámbito regional. Área húmeda.	Precio de entrada Uso: A MX	Visitantes (>18) n = 501 (419 positive). Personal <i>in situ</i> . Julio a Noviembre, 1995.	DAP (A)= 590,7 p/v IC 95 % (552-629) DAP (MX) = 759 p/v IC 95 % (743-774) Protestas excluidas (16,4 %).
TABLAS DE DAIMIEL (CIUDAD REAL) Júdez <i>et al.</i> (1998)	Parque Nacional 1.928 ha. 86.270 v/a, 1 día. Ámbito nacional. Área seca. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: DC A	Visitantes (>18) N (DC) = 433 (366 positivas) N (A) = 102 (65 positivas). Personal <i>in situ</i> . Primavera y Verano, 1997.	DAP (DC) = 943,4 p/v IC 95 % (1038,6-848,2) DAP (A) = 462,7 p/v IC 95 % (334,9-518,5) Protestas excluidas.
POSETS-MALADETA (HUESCA) Pérez <i>et al.</i> (1998)	Parque Natural 33.267 ha. 200.000 v/a, > 1 día. Ámbito regional. Área húmeda. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) n = 695 (np = 382). Personal <i>in situ</i> . Abril- Octubre 1996.	DAP = 825 p/v IC 95 % (756-893). Respuestas protesta excluidas (288 ó 41,4 %).
TEIDE (TENERIFE) León <i>et al.</i> (1998)	Parque Natural 13.571 ha. 3.237.000 v/a, 1 día. Ámbito internacional. Área seca.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) n = 834. Personal <i>in situ</i> . Verano, 1997.	DAP = 1856 p/v
CALDERA DE TABURIENTE (LA PALMA) León <i>et al.</i> (1998)	Parque Nacional 4.690 ha. 210.141 v/a, 1 día. Ámbito internacional. Área seca.	Precio de entrada Uso: MX	Visitantes (>18) N = 596. Personal <i>in situ</i> . Verano, 1997.	DAP = 1627 p/v
ILLAS CÍES (PONTEVEDRA) González, Polomé y Prada (1999)	Parque Natural 966,9 ha. (454 ha ly) 150.000 v/a, 1 día (4 meses al año). Ámbito nacional. Área húmeda. Deportes de naturaleza.	Precio de entrada Uso: DD	Visitantes (>18) n = 595 (502 usable). Personal <i>in situ</i> . Verano, 1998.	DAP = 1679 p/v

Símbolos:

MX = Mixto (dicotómico + abierto). DC = Dicotómico. DD = Dicotómico Doble,

A = Abierto.

V/a = visitas/año. P/v = ptas/visita. P/a = ptas/año.

Fuente: Vázquez (2001)

La inclusión de estudios publicados y no publicados puede ayudar a minimizar los sesgos de publicación⁵. En general, los estudios considerados fueron aplicados independientemente y siguen las guías del Panel NOAA. Siguiendo las recomendaciones de autores expertos en la técnica, una vez definido el objetivo del estudio, se procede a definir un protocolo de selección que garantice la máxima homogeneidad en los estudios que van a ser finalmente incluidos en el análisis. En este caso, los criterios han sido, en primer lugar, el bien valorado, que en todos los casos son los beneficios recreativos asociados a las áreas naturales (valores de uso); el método empleado para obtener este valor (la valoración contingente), y el ámbito geográfico, restringido a aplicaciones en España, que nos permite suponer que las características socio-económicas de la población no varían sustancialmente.

Con respecto a la valoración monetaria obtenida en las aplicaciones revisadas, se ha considerado la media como la medida relevante porque es la más coherente con el principio de optimalidad paretiana del análisis coste-beneficio. Otra característica común a la mayor parte de los estudios recopilados, es el uso del formato mixto de pregunta, mezcla de dicotómico y abierto, que no es el formato más profusamente utilizado en el contexto internacional pero reduce el número de no respuestas en la pregunta abierta y simplifica la tarea del encuestado. Al final, todos los estudios excluyeron las respuestas protesta del análisis.

Finalmente, se obtuvieron 14 observaciones que han configurado los datos a analizar. De estas observaciones se deriva que el importe medio, en forma de precio de entrada, de la disposición a pagar por los servicios recreativos de las áreas naturales en España es de 8,14 euros (mediana de 7,60 €) en unidades monetarias de 1998. La mínima DAP corresponde al Monte Aloia (Pontevedra), que es también el área protegida con menor superficie y con un número de visitantes moderado. La máxima DAP es la de los visitantes a La Cumbre (Gran Canaria), una de los espacios más extensos y también más visitados.

Se observa también que las áreas valoradas presentan elevada heterogeneidad respecto a su tamaño, desde las 700 ha. del Monte Aloia y las 33.267 ha. del Posets Maladeta, con una media de 14.446 ha. También respecto al número de visitantes, con un máximo de 3 millones al año en La Cumbre y un mínimo de 11.000 en Monfragüe, y una media de 583.168 visitas. Respecto al tamaño muestral, la media de las aplicaciones es de 475 entrevistas (mediana de 432), con un mínimo de 102 cuestionarios completados con formato abierto en las Tablas de Daimiel y un máximo de 857 para la valoración contingente dicotómica en Ordesa.

b) *Estimación del modelo meta-analítico y resultados*

Después de la selección de estudios, se definen las variables que pueden condicionar las diferencias en los resultados obtenidos en las diferentes aplicaciones. Estas variables se han agrupado de la siguiente forma:

1. *Características de los bienes valorados*: el tamaño del área natural (en ha.), el tipo de área (Parque Nacional o Parque Natural), la demanda de servicios recreativos representada por el número de visitas anuales, el origen de los visitantes (de la misma región, de regiones vecinas, del mismo país, de otros países), la duración media de la estancia y las actividades que es posible realizar en el parque.

⁵ En algunos casos, el hecho de que el trabajo haya sido publicado implica que sus resultados sean positivos o confirman ciertas hipótesis iniciales, en línea con el pensamiento predominante. En economía aplicada, hay estudios llevados a cabo en la esfera privada (consultorías, etc.) que no están publicados o que solo proporcionan algunos resultados, careciendo de detalles sobre importantes aspectos metodológicos.



2. *Características del escenario*: el formato de la pregunta (mixto, dicotómico, dicotómico doble o abierto).
3. *Características de la aplicación*: tamaño muestral, año de realización de las encuestas y si los resultados han sido o no publicados como artículo o capítulo de libro.

La Tabla 6.18 presenta las variables explicativas incluidas en el modelo de regresión. En este caso, se ha restringido el análisis a variables cuyo valor era conocido en todos los estudios considerados, lo que puede implicar algún sesgo debido a variables omitidas aunque este sesgo. De la misma forma, a causa del pequeño tamaño de la muestra, los resultados obtenidos deben considerarse con cautela.

Tabla 6.18 Variables explicativas

Variable	Interpretación
HÚMEDO	<i>Dummy</i> =1, si el parque o área natural está localizado en un área húmeda.
ESTANCIA	<i>Dummy</i> =1, si la estancia media en el parque es de más de un día.
ACTIVIDADES	<i>Dummy</i> =1, si el parque ofrece oportunidades para la práctica deportiva (escalada, <i>rafting</i> , canoas, etc.)
LOGAREA	Logaritmo del área del parque en hectáreas.
LOGVISIT	Logaritmo del número anual de visitas al parque.
FECHA	Año en el cual se llevaron a cabo las entrevistas.
PUBLICADO	<i>Dummy</i> =1, si el estudio ha sido publicado como un artículo de revista o capítulo de un libro.
ORIGEN	<i>Dummy</i> =1, si el visitante procede de la misma región.
FORMATO	<i>Dummy</i> =1, si el formato es mixto.

Fuente: Vázquez (2001)

Uno de los problemas más habituales en la aplicación del meta-análisis es la transversalidad, relacionada con la naturaleza intrínsecamente heterogénea de los estudios. Es decir, las aplicaciones han sido diseñadas por diferentes investigadores, en diferentes contextos y son técnicamente diferentes. Este sesgo se ve agravado porque los datos incorporados en los informes o artículos, son normalmente insuficientes y carecen de detalles precisos sobre la aplicación; por ejemplo, indicadores de precisión como errores estándar o desviaciones estándar, u otras características como la forma funcional utilizada en el análisis de la respuesta dicotómica.

En el ejercicio que se describe aquí, los coeficientes de las variables que influyen en la DAP se estimaron con diferentes niveles de precisión y distintas formas funcionales. Esto conlleva un riesgo de heterocedasticidad si aplicamos MCO (Mínimos Cuadrados Ordinarios) en la estimación. Para evitar este problema se utiliza una estimación por MCG (Mínimos Cuadrados Generalizados), utilizando como variables de ponderación el tamaño muestral. La ecuación de regresión estimada, después de probar diferentes especificaciones, es semi-logarítmica⁶ y los resultados de la estimación se presentan en la Tabla 6.19.

⁶ La DAP original fue convertida a su equivalente de 1998 utilizando datos de INE (Instituto Nacional de Estadística).

Tabla 6.19 Resultados de la estimación

Variable	MCO Coeficiente	MCG(1) Coeficiente
CONSTANTE	2,037 (7,339)***	2,055 (7,404)***
HÚMEDO	-0,203 (-3,520)***	-0,202 (-3,490)***
ORIGEN	-0,292 (-4,141)***	-0,291 (-4,101)***
LOGAREA	0,310 (4,457)***	0,305 (4,392)***
ESTANCIA	-0,402 (-4,390)***	0,402 (-4357)***
ACTIVIDADES	0,339 (3,769)***	0,336 (3,735)***
Variable dependiente	LogWTP98 = logaritmo de la DAP (ptas / visit) convertida en ptas 1998.	
N.º observaciones	14	14
R ²	0,859	0,859
R ² ajustado	0,770	0,771
F	9,708	9,738

(1) Ponderación del MCG = inversa del logaritmo del tamaño muestral.

*** p<0,01, ** p<0,05, * p<0,10

Valores del estadístico t entre paréntesis

Fuente: Vázquez (2001)

Los resultados muestran que los lugares situados en áreas más húmedas (en la mitad norte de la península ibérica) son menos valorados por sus visitantes, probablemente debido a la mayor disponibilidad de sustitutos que pueden proporcionar servicios recreativos similares sino idénticos. Razonablemente, los visitantes que se desplazan más lejos están más dispuestos a pagar por el disfrute recreativo (precisamente éste es el supuesto básico del método del coste de viaje). Existe relación positiva y significativa entre el tamaño del área natural y la disposición al pago por sus servicios recreativos y se observan beneficios marginales decrecientes respecto al tiempo de permanencia en la zona. Finalmente, la potencialidad del área en relación a las actividades que en ella se pueden realizar, muestra una relación positiva y significativa con la DAP. El modelo explica el 77% de la variación de los resultados de DAP y el F-test permite rechazar la hipótesis nula de no influencia conjunta de las variables explicativas en la DAP.

Si tenemos en cuenta la DAP media de los estudios considerados —que está en torno a los 8,14 euros por visita, con sólo dos valores significativamente diferentes—, partiendo de las 8,5 millones de visitas a los parques nacionales en el año base de la valoración, el valor de los beneficios recreativos de estas áreas asciende a 69,19 millones de euros, muy por encima de los 24,6 millones de euros anuales invertidos en los parques nacionales. La población española obtiene, por tanto, un beneficio social neto considerable de los gastos de conservación, al menos teniendo en cuenta los parques nacionales.

Una importante conclusión para la posibilidad de construir una función de transferencia de beneficios, es que las variables significativas representan características del bien valorado y no opciones metodológicas, detalles del mercado hipotético o de la aplicación. Este resultado es positivo respecto a la posibilidad de transferir beneficios entre lugares y contextos y también respecto a la utilidad del meta-análisis como métodos de construcción de la función de transferencia.

Con las debidas reservas por el pequeño tamaño muestral, la función de transferencia, utilizando los coeficientes estimados, tendría la siguiente expresión:

$$\log DP = 2,037 - 0,203HUM - 0,292PROC + 0,310\log(AREA) - 0,402ESTANC + 0,339ACTIV$$

Se ha utilizado esta función de transferencia, obtenida mediante un modelo meta-analítico para predecir la DAP media para cada uno de los estudios considerados y poder comparar los resultados que se obtendrían mediante la aplicación de la función de transferencia en lugar de llevar a cabo un ejercicio original de valoración en cada uno de los estudios seleccionados. El valor, mediante la función de transferencia, se calcula teniendo en cuenta los valores de las variables independientes en el área sujeta a valoración. Estos resultados son comparados con los valores reales, obtenidos en los estudios originales. Como muestra la Tabla 6.20, el error medio estaría en torno al 24%.

Tabla 6.20 Comparación entre el valor real y la predicción mediante transferencia (en ptas./día de visita)

LUGAR	DAP PRED	DAP REAL	ERROR*	ERROR %**
MONCAYO	715	687	29	4,15
PLA DE BOAVI	601	1.275	674	52,88
BERTIZ	802	789	12	1,57
MONFRAGÜE	1.163	1.495	332	22,19
ORDESA	1.175	965	210	21,72
BAIXO MIÑO	522	411	111	27,02
LA CUMBRE	2.609	2.081	528	25,36
L'ALBUFERA	761	634	126	19,89
DAIMIEL	986	961	25	2,64
TABURIENTE	1.495	1.657	162	9,76
TEIDE	2.076	1.890	186	9,86
AIGËSTORTES	674	1.454	780	53,67
ILLAS CÍES	1.259	1.679	420	25,04
POSETS	348	857	509	59,41
MEDIA			293,14	23,94

[1 Euro = 166,386 ptas.]

*ERROR = Valor real – predicción

**ERROR % = (Valor real – predicción) / valor real

Ambos, ERROR y ERROR % en valor absoluto.

Fuente: Vázquez (2001)

Si aceptamos predicciones con error inferior al 50%, aproximadamente el 85% de las predicciones serían aceptables. Además, aproximadamente el 65% de las predicciones presentan un error de predicción inferior al 24%. Este error puede ser aceptable en algunos casos si lo comparamos con los costes, en dinero y tiempo, de diseñar un nuevo estudio cada vez que necesitamos estimaciones de beneficios recreativos de algún área natural.

Además, a medida que el número de aplicaciones crece, la fiabilidad de la función de transferencia aumenta y el error de predicción disminuye. Un problema adicional es el posible sesgo debido a variables omitidas por la ausencia de datos en los textos revisados. Estas variables, para las cuales carecemos de datos, pueden relacionarse con las características específicas del paisaje, la fauna, los servicios, accesibilidad, disponibilidad de sustitutivos, o incluso variables socio-económicas o culturales.

6.5.3 Un modelo Bayesiano para realizar transferencia de valores: aplicación a Parques Nacionales en España (León *et al.* 2002)

a) *Objetivos y método*

La calidad de los resultados de transferencia de beneficios mejora a medida que se dispone de mayor y mejor información de estudios previos. El uso de métodos Bayesianos permite al investigador utilizar información de un conjunto de estudios previos para obtener resultados posteriores. La aplicación realizada por León *et al.* (2002) parte de la información previa más fácilmente accesible a través de estudios publicados, el excedente del consumidor medio, y combina esta información *a priori* con datos obtenidos directamente del lugar o lugares objeto de estudio.

El modelo se aplica a la valoración de tres parques nacionales en España: el Parque Nacional del Teide, el Parque Nacional Caldera de Taburiente (ambos en las islas Canarias) y el de Aigüestortes y Estany de Sant Maurici (en Cataluña).

La información obtenida de siete estudios anteriores sobre valoración de áreas naturales sirve como información previa o «prior» para el valor de estos tres parques: Pla de Boaví (Cataluña), Gran Canaria, Monfragüe (Extremadura), Ordesa y Monte Perdido (Aragón), La Albufera (Valencia), Monte Aloia (Galicia) y Tablas de Daimiel (Castilla La Mancha). Todos los estudios seleccionados como información de partida obtienen el valor de la experiencia recreativa para los visitantes a estos parques. A pesar de que algunas aplicaciones previas utilizan el coste de viaje, se consideran sólo los resultados de valoración contingente, en concreto del formato de pregunta dicotómico simple —aunque algunos estudios utilizan éste en combinación con pregunta abierta o bien un dicotómico doble—. El vehículo o medio de pago utilizado para todas las aplicaciones fue el precio de entrada para un día de experiencia recreativa. El valor medio estimado se convirtió a pesetas de 1997 y todas las aplicaciones excluían las respuestas protesta y modelizaron la disposición al pago mediante una distribución log-normal o loglogística.

Además de esta información previa, se realizaron encuestas a visitantes de los tres parques objetivo, en el verano de 1997. De ellas se obtuvieron 699 cuestionarios completados en Taburiente, 1.045 en Teide y 643 en Aigüestortes. Las encuestas se realizaron cuando los individuos iban a abandonar el parque, después de su visita y en el idioma oficial del turista —inglés, alemán, español, italiano, holandés y francés—. El cuestionario era el mismo para los tres parques. La pregunta de valoración seguía un formato dicotómico doble con cinco precios de partida y su redacción era la siguiente:

«En esta pregunta, nos gustaría saber cuánto valora su experiencia en el Teide. Supongamos que tiene que pagar un precio de entrada para acceder al parque. Todos los visitantes tendrán que pagar y el dinero será utilizado para la conservación de parque en su situación actual. Si se le pidiese pagar este precio de entrada para disfrutar del Parque Nacional, estaría dispuesto a pagar ... pesetas?»

b) *Estimación y resultados*

Los resultados de la estimación de excedente del consumidor para los tres parques «objetivo» se presentan en la Tabla 6.21, estimando por máxima verosimilitud los parámetros de la distribución de respuestas del modelo dicotómico doble, pero suponiendo una distribución gamma generalizada de la disposición al pago. Ésta es una forma funcional flexible que engloba una familia de distribuciones. El parámetro de forma es significativamente diferente de 1 que de 0, lo que implica que se rechazan los moleos Weibull y lognormal. Se estimaron los intervalos de confianza de la disposición media a pagar mediante el método Monte Carlo propuesto por Krinsky y Robb.

Tabla 6.21 Modelos de Gamma Generalizada de la DAP para los tres parques

Parámetros	Teide	Taburiente	Aigüestortes
Constante	7,4900 (0,0435)	7,2671 (0,0638)	7,4269 (0,08511)
Escala	0,5816 (0,0262)	0,7731 (0,0371)	0,8511 (0,0550)
Forma	0,6734 (0,1415)	0,5938 (0,1576)	0,5512 (0,1983)
Log L	-1026,29	-816,67	-668,73
N	845	609	525
Mediana (pesetas)	1561	1220	1430
Media (pesetas)	2081	2028	2700
95% I.C.	(1.870, 2234)	(1.805, 2323)	(2.462, 3138)

Fuente: León *et al.* (2002)

Se observa que los resultados varían entre los tres parques, con la mayor media y mediana en Aigüestortes y la menor en Taburiente. La hipótesis de igualdad entre los parámetros de los tres modelos estimados se rechaza (estadístico de ratio de verosimilitud), así como de los modelos comparados dos a dos. Existen diferencias en las características de los tres parques, más allá de las similitudes en la metodología utilizada, que explican los diferentes resultados. Esto parece recomendar la realización de transferencias de valores, mediante el ajuste por características específicas del lugar.

La Tabla 6.22 muestra los resultados de suponer estructuras alternativas «prior» para modelizar la información previa sobre el excedente medio del consumidor de los parques nacionales en España. Se consideran los valores extremos obtenidos de los estudios considerados, es decir, los extremos superior e inferior del intervalo de la disposición a pagar media, así como la media ponderada. En el modelo Bayesiano, para la distribución «prior» se utilizan dos alternativas: una «prior» no informativa o de máxima entropía (ME) y una distribución *a priori* muy informativa con una función de densidad Beta. Una vez especificada la distribución y evaluada la media, esta información se combina con los datos muestrales de cada lugar objetivo y se obtienen los resultados de la Tabla 6.22.

A partir de los estimadores de la media y sus intervalos, se observa que los resultados no son significativamente diferentes entre Teide y Aigüestortes, obteniendo valores significativamente inferiores para Taburiente. La utilización del modelo Bayesiano proporciona distribuciones posteriores estadísticamente similares para los dos parques. Esto implica que este modelo puede mejorar las predicciones porque permite que los resultados muestrales puedan ser completados con juicios u opiniones de

Tabla 6.22 Media posterior e intervalo de confianza al 90% (pesetas)

	Cota inferior		Media ponderada		Cota superior	
	ME	Beta	ME	Beta	ME	Beta
Parque						
Teide	1.948 (1.879, 2.007)	1.904 (1.837, 1.962)	1.950 (1.881, 2.009)	1.937 (1.869, 1.996)	1.951 (1.882, 2.010)	1.947 (1.879, 2.006)
Taburiente	1.634 (1.553, 1.707)	1.582 (1.504, 1.651)	1.637 (1.556, 1.710)	1.623 (1.543, 1.695)	1.638 (1.557, 1.712)	1.636 (1.556, 1.709)
Aigüestortes	1.966 (1.877, 2.047)	1.891 (1.805, 1.968)	1.970 (1.881, 2.051)	1.947 (1.859, 2.026)	1.971 (1.882, 2.052)	1.965 (1.876, 2.045)

Fuente: León *et al.* (2002)

expertos, como se refleja en la evaluación *a priori* de la distribución y de la media para el lugar objetivo. Los resultados de la media obtenida *a posteriori* se muestran sensibles a la elección de la distribución y de la media previa o «prior». La sensibilidad aumenta a medida que la distribución se supone más informativa.

Finalmente, el método Bayesiano permite que la información obtenida a partir de la muestra en los lugares objetivo pueda ser incorporada en sustitución de información previa de la que se carece. El método también es adecuado para pequeños tamaños muestrales, porque los resultados tienden a converger con los resultados obtenidos a partir de muestras más grandes. Los autores demuestran que el tamaño muestral necesario puede reducirse con un incremento en la cantidad y calidad de la información previa utilizada, aunque al coste de disminuir la eficiencia estadística.

6.6 Sumario

En este capítulo hemos descrito algunas aplicaciones de valoración. Así, en función del contexto, se han revisado estudios aplicados a los beneficios recreativos de áreas naturales, a la relación entre contaminación del aire y salud, a los efectos del ruido y a los daños a recursos naturales. En cuanto a las técnicas de valoración utilizadas, las aplicaciones revisadas utilizan los métodos de coste de viaje, valoración contingente, experimentos de elección, precios hedónicos y ordenación contingente. A pesar de que el recorrido parece extenso, se trata sólo de una pequeña muestra del amplio abanico de métodos y contextos que existen en la realidad.

Además, existen múltiples y diversas opciones metodológicas disponibles dentro de cada una de las técnicas de valoración descritas en capítulos anteriores, lo que amplía aún más el abanico de posibilidades y restringe aún más la representatividad de las aplicaciones que aquí se han seleccionado. Sin embargo, el objetivo de este capítulo es únicamente mostrar ejemplos y describir el proceso de diseño y ejecución de una aplicación de valoración, así como dejar patente que cada contexto y método de valoración muestra sus propios retos y dificultades, que el investigador se ve obligado a superar.

En general, la revisión de experiencias previas tanto en relación a las opciones metodológicas, como de aplicaciones en contextos similares, debe ser una premisa indispensable para diseñar un estudio de valoración original. Actualmente, la valoración económica cuenta con un número de estudios aplicados muy importante en todo el mundo y no es difícil, en el momento actual y con las tecnologías informáticas

disponibles, acceder a estudios publicados —o incluso no publicados— que pueden servir como referente o punto de partida de nuevas aplicaciones.

Preguntas para la reflexión

- ¿A qué se deben las diferencias en los resultados del valor estimado mediante los métodos de valoración contingente y de coste de viaje?
 - ¿Por qué los métodos directos o de preferencias declaradas son los únicos adecuados para obtener valores *ex ante*?
 - ¿Qué información adicional proporcionan los experimentos de elección respecto a la valoración contingente?
 - ¿Por qué la interdisciplinariedad es necesaria para realizar aplicaciones de métodos de valoración económica?
 - ¿Por qué es adecuado el uso de técnicas directas o de preferencias declaradas en la estimación de impactos en el bienestar de cambios en la salud?
 - ¿Por qué se dice que el método de precios hedónicos requiere gran cantidad de datos y de difícil acceso?
 - ¿Por qué se suele optar por alternativas de diseño conservadoras en las aplicaciones de valoración de daños a los recursos naturales?
 - ¿En qué casos podría ser recomendable realizar transferencias de valor y no un estudio de valoración original?
 - De las posibles alternativas para realizar transferencias de valor, ¿cuál parece más fiable *a priori* y por qué?
 - ¿Son las características culturales y socio-económicas de la población una variable a tener en cuenta a la hora de elegir el método de valoración más adecuado para abordar una investigación?
-

Lecturas complementarias

Podemos acceder a una revisión de estudios de valoración contingente para los Estados Unidos en Carson, R.T., Wright, J., Carson, N., Alberini, A. y Flores, N., (1995) «A Bibliography of Contingent Valuation Studies and Papers», en *Natural Resource Damage Assessment, Inc.*, La Jolla, CA.

Y una revisión de algunos estudios de valoración aplicada a áreas naturales en España es la siguiente: Azqueta, D. y Pérez, L. (1997): *Gestión Económica de Espacios Naturales: la Demanda de Espacios Recreativos*, Madrid, Mc Graw-Hill.

Para acceder a una recopilación de estudios de valoración económica aplicada a la biodiversidad: OECD, (2001): *Valuation of Biodiversity Benefits. Organisation for Economic Co-operation and Development*.

Para acceder a información detallada sobre aplicaciones de preferencias declaradas con casos aplicados:

Bateman, I. J. y Willis, K. G. (Eds), (1999): *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU and Developing Countries*. Oxford University Press.

Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, M., Hanley, N., Hett, T., Jones-Lee, M., Loomes, G., Mourato, S., Ozdemiroglu, E., Pearce, D. W., Sugden, R. y Swanson, J., (Eds), (2002): *Economic Valuation with stated preference techniques*. Oxford University Press.

Y para países en desarrollo, podemos encontrar una selección de aplicaciones de técnicas de valoración en Pearce, D., Pearce, C. y Palmer, C., (2004): *Valuing the Environment in Developing Countries*. Edgar Elgar Publishing.

Para facilitar la búsqueda de aplicaciones de valoración, útil entre otros objetivos para realizar transferencias de beneficios, podemos recurrir a alguna de las bases de datos de valoración existentes, entre ellas:

EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) de Environment Canada. <http://www.evri.ec.gc.ca/evri>

Valuation Source List, del Department of Environment, Transport and the Regions. <http://www.environment.detr.gob.uk/evslist>

Australian and New South Wales Environ Environmental Protection Agency Database. <http://www.epa.nsw.gov.au/envalue>

Economy and Environment Programme for South Asia (EEPSEA). <http://www.geocities.com/valuasia>

También es posible realizar búsquedas de publicaciones (libros, artículos o documentos de trabajo) en <http://econpapers.repec.org/> o bien suscribirnos al servicio de noticias New Economic Papers, <http://nep.repec.org/>, que nos informa sobre las últimas publicaciones en cualquier área de la economía.

Referencias bibliográficas

- BARANZINI, A. y RAMIREZ, J. V. (2005): «Paying for Quietness: The Impact of Noise on Geneva Rents». *Urban Studies*, 42(4), 633-646.
- CARSON, R. T., CONAWAY, M. B., HANEMANN, W. H., KROSNICK, J. A., MITCHELL, R. C. y PRESSER, S. (2004): *Valuing Oil Spill Prevention. A Case Study of California's Central COSAT*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Holanda.
- CLAWSON, M. (1959): *Methods of measuring the demand for and value of outdoor recreation*. (décima edición), Resources for the Future, Washington, DC.
- DAVIS, R. K. (1963): «Recreation planning as an economic problem». *Natural Resources Journal*, 3(2), 239-249.
- GONZÁLEZ, M. y LEÓN, C. J. (2003): «Consumption process and multiple valuation of landscape attributes». *Eco-logical Economics*, 45, 159-169.
- KRINSKY, I. y ROBB, L. A. (1986): «On approximating the statistical properties of elasticities». *The Review of Economics and Statistics*, 68(4), 715-719.
- RIERA, P., DESCALZI, C. y RUIZ, A. (1995): «El valor de los espacios de interés natural en España. Aplicación de los métodos de la valoración contingente y el coste del desplazamiento». *Revista Española de Economía*, Monográfico sobre Recursos Naturales y Medio Ambiente.
- VÁZQUEZ, M. X. (2001): «Transferability of Recreational Benefits from Natural Areas. Spanish Experiences». *MEDIT, Mediterranean Perspectives and Proposals. Journal of Economics, Agriculture and Environment*, 1, 45-55.
- VÁZQUEZ, M. X., LEÓN, C. J. y ARAÑA, J. (2002): «Preferencias Imprecisas y Contexto en la Valoración de Cambios en la Salud». *Revista de Economía Aplicada*, 30(10), 79-108.
- VÁZQUEZ, M. X. y LEÓN, C. (2004): «Consistencia en la elección de políticas ambientales con efectos en la salud». *Cuadernos Económicos de Información Comercial Española*, 67, 243-262.

APÉNDICE 6.1

MODELO BAYESIANO PARA INTERVALOS CENSURADOS UTILIZADO EN VÁZQUEZ *ET AL.* (2002)

El método de elicitación empleado conduce a valores monetarios comprendidos en intervalos censurados. Esto es, se obtienen las cantidades que como mínimo y como máximo el individuo estaría dispuesto a pagar, las cuales comprenden la cantidad que con certeza pagaría en el contexto del mercado construido. Por tanto, la probabilidad de que el valor monetario del individuo i , representativo de la muestra, se sitúe en un intervalo considerado es:

$$Pr(L_i \leq y_i \leq U_i) = \int_{L_i}^{U_i} f(y_i) dy_i = F(U_i) - F(L_i) \quad (\text{A } 6.1)$$

donde y_i es el valor expresado de la disposición a pagar por prevenir el estado de salud, L_i es el extremo inferior del intervalo para el individuo i , U_i es el extremo superior correspondiente, F es la función de distribución de la disposición a pagar, y f es la función de densidad. La función logarítmica de verosimilitud se deriva agregando a través de toda la muestra. Esto es,

$$l = \sum_{i=1}^n \log[F(U_i) - F(L_i)]. \quad (\text{A } 6.2)$$

Los parámetros que maximizan la función logarítmica de máxima-verosimilitud (MV) se pueden obtener por algún método iterativo como Newton-Rampson o Scoring. Sin embargo, es conocido que los estimadores MV sólo mantienen sus propiedades para muestras grandes, desconociéndose su distribución para muestras finitas. En este caso, el supuesto de normalidad y las propiedades asintóticas de MV no se garantizan, mientras que la utilización de un enfoque bayesiano permite obtener estimaciones exactas de las distribuciones *a posteriori*, y por tanto, de la media de la disposición a pagar. Por otra parte, la estimación bayesiana incorpora la incertidumbre en la disposición a pagar a través de la definición de una distribución *a priori* vaga o poco informativa.

La modelización de los datos censurados con un enfoque bayesiano puede apoyarse en el desarrollo de cadenas de Markov de Monte Carlo (MCMC) a través de la técnica del muestreo de Gibbs. Esta técnica consiste en muestrear sobre las distribuciones condicionales de la distribución *a posteriori*, la cual resulta computacionalmente difícil de evaluar con los métodos de integración múltiple convencionales. De este modo, aunque la variable latente de interés $Y = (y_1, y_2, \dots, y_n)'$ sea no observada, puesto que esta comprendida entre los límites superior e inferior que definen el intervalo de la disposición a pagar para cada individuo, resulta posible simular sus valores a través de la información disponible. Dado $U = (U_1, U_2, \dots, U_n)'$, $L = (L_1, L_2, \dots, L_n)'$ y $\theta = (\beta, \sigma^2)$, resulta conveniente que la distribución posteriori $\pi(\theta|U, L, Y)$ y la función de densidad condicional de la variable latente, $f(y_i|U, L, \theta)$, estén disponibles en una forma manejable. Una vez obtenidas estas distribuciones condicionadas de densidad, la aplicación del muestreo de Gibbs permite simular de manera iterativa la distribución *a posteriori* de θ .

Si se supone que los parámetros son independientes, θ toma la siguiente forma:

$$\beta | \sigma^2 \sim N(\beta_1, V_1) \quad (\text{A 6.3})$$

$$\sigma^2 | \beta \sim GI\left(\frac{a_1}{2}, \frac{b_1}{2}\right) \quad (\text{A 6.4})$$

donde GI y N hacen referencia a las distribuciones gamma invertida y normal respectivamente. Partiendo de la definición de la variable latente de la ecuación (1), si ésta se distribuye de forma normal se tiene:

$$y_i \sim N(x_i' \beta, \sigma^2) \quad (\text{A 6.5})$$

Por tanto, las funciones de densidad condicionales completas sobre las que se implementa el muestreo de Gibbs en el modelo de intervalos censurados resultan ser:

$$f(y_i | U, L, \theta) = \phi(y_i | x_i, \beta, \sigma^2) T[U_i, L_i] \quad (\text{A 6.6})$$

$$\pi(\beta | U, L, Y, \sigma^2) = \phi(\beta | \hat{\beta}_y, \tilde{V}) \quad (\text{A 6.7})$$

$$\pi(\sigma^2 | U, L, Y, \beta) = f_{GI}\left(\sigma^2 \middle| \frac{a_2}{2}, \frac{b_2}{2}\right) \quad (\text{A 6.8})$$

donde $\phi(\cdot)$ $T[a, b]$ es la función de densidad normal truncada en el intervalo $[a, b]$.

Como valor inicial de θ , $\theta^{(0)} = (\beta^{(0)}, \sigma^{(0)})$, puede tomarse el estimador máximo verosímil (MV), o bien, el estimador de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Una vez obtenido $\theta^{(0)}$, entonces el algoritmo de Gibbs para el método de elicitación conducente a los intervalos censurados imprecisos se define a través de la simulación de:

$$y_i^{(1)} \text{ a través de } f(y_i | U, L, \beta^{(0)}, \sigma^{(0)})$$

$$\beta^{(1)} \text{ a través de } \pi(\beta_i | U, L, \sigma^{(0)}, Y^{(1)})$$

$$\sigma^{(1)} \text{ a través de } \pi(\sigma^2 | U, L, Y^{(1)}, \beta^{(1)})$$

donde $Y^{(1)}$ es un vector de dimensión $n \times 1$ de simulaciones de las disposiciones a pagar. Después de repetir esta secuencia de algoritmos durante t veces, se obtiene un valor simulado para cada parámetro a estimar ($Y^{(t)}, \beta^{(t)}, \sigma^{(t)}$), procedentes de la función de distribución conjunta $(Y, \beta, \sigma^2) | U, L$. Repitiendo esta serie de algoritmos de tamaño t durante H veces, se obtienen H valores simulados para cada parámetro de la distribución a posteriori, esto es, $[Y_h^{(t)}, \beta_h^{(t)}, \sigma_h^{(t)}]_{h=1}^H$. A partir de los valores generados en estas simulaciones se pueden obtener de manera inmediata los momentos *a posteriori* de interés.

Resulta computacionalmente sencillo simular a partir de las distribuciones (7) y (8). Para el caso concreto de la distribución normal truncada (6), al no tener una forma funcional estándar, se debe acudir a algún algoritmo de aceptación para muestrear en distribuciones no conjugadas. En este caso, se ha empleado el muestreo de la inversa de la función de distribución, aplicado sobre la distribución (6), obteniéndose la siguiente expresión a simular:

$$f(y_i | U, L, \theta) = x_i' \beta + \sigma \Phi^{-1} \left[a \cdot \Phi \left(\frac{U_i - x_i' \beta}{\sigma} \right) + (1-a) \cdot \Phi \left(\frac{L_i - x_i' \beta}{\sigma} \right) \right]$$

donde a es una variable aleatoria uniforme entre 0 y 1.

CAPÍTULO 7

FUNDAMENTOS Y DISEÑO DE LA POLÍTICA AMBIENTAL

Objetivos

- Enumerar las distintas alternativas disponibles para el desarrollo de las políticas públicas ambientales.
 - Presentar los criterios que pueden utilizarse para la valoración de instrumentos de política ambiental.
 - Aplicar los criterios anteriores a las distintas alternativas de forma comparativa, como medio para facilitar la elección de instrumentos.
 - Estudiar el tránsito entre instrumentos públicos de intervención de primer y segundo óptimo.
 - Analizar las variaciones de los instrumentos de política ambiental para la gestión de problemas de distinta naturaleza y alcance espacial.
 - Estudiar el papel de las estrategias de aplicación de las regulaciones ambientales para conseguir su cumplimiento.
 - Por tanto, preparar al lector para el análisis y valoración de algunas aplicaciones prácticas de estos instrumentos (Capítulo 8).
-

7.1 Introducción

Ya hemos observado en el Capítulo 3 cómo la Economía Ambiental define el problema de la degradación ambiental como un fallo de mercado generado por la existencia de una externalidad negativa o por la caracterización del bien ambiental como público. Esto hace que sus planteamientos entronquen directamente con los criterios metodológicos de la escuela neoclásica y su justificación normativa de la intervención pública. En este capítulo partimos de este punto para estudiar qué instrumentos y aproximaciones puede seguir el sector público para definir sus políticas ambientales.

Es habitual presentar la externalidad ambiental en un modelo simple de equilibrio parcial y mediante un análisis coste-beneficio en que se comparan los costes marginales externos de contaminar con los beneficios marginales privados de contaminar. Es evidente que el óptimo, donde se contemplan tanto los costes de la contaminación (salud, espacios naturales, etc.) y sus beneficios (producción de

bienes y servicios), se obtiene cuando los costes y beneficios marginales de contaminar se igualan. Es también habitual obtener este resultado a través de un impuesto pigouviano que lleva a la solución deseada (primer óptimo). No obstante, más que como opción particular de política, el impuesto pigouviano ilustra la aproximación interventora óptima del sector público. Frente a esta aproximación se sitúa, tal y como vimos en el Capítulo 3, la escuela coasiana y su postura favorable a la solución de las externalidades mediante la negociación. Asimismo, las asignaciones e instrumentos de primer óptimo se alejan considerablemente de la praxis de la política ambiental que, como mucho, se situará en una situación de segundo óptimo.

En este capítulo analizaremos las distintas alternativas para la política ambiental, centrándonos fundamentalmente en aquellas que implican una cierta involucración del sector público y tienen características sub-óptimas. A este efecto, comenzaremos enumerando instrumentos de política ambiental como paso previo a su descripción y comparación en función de distintos criterios de evaluación (eficiencia, efectividad, distribución). A continuación y como desarrollo natural del Capítulo 3, nos preguntaremos cómo afecta al diseño de la política ambiental el ubicarse en una situación de segundo óptimo frente a la alternativa óptima pigouviana. Para ello progresaremos desde una situación simple a las peculiaridades generadas por dos problemas ambientales relevantes y de distinta naturaleza: la lluvia ácida y el cambio climático. El capítulo se completa con un análisis de los efectos distributivos y de ingreso público de diversos instrumentos regulatorios ambientales, del papel de la descentralización jurisdiccional en la definición e introducción de este tipo de instrumentos, y de la aplicación y el cumplimiento de las políticas de protección ambiental.

A lo largo del capítulo se evidenciarán varias cuestiones. En primer lugar, la abundancia y variabilidad de los instrumentos para el desarrollo de políticas públicas de carácter ambiental. En segundo lugar, la influencia de diversos factores en la efectividad, eficiencia, viabilidad e incidencia de los instrumentos disponibles, criterios todos para la valoración de políticas. En tercer lugar, la necesidad de evitar aproximaciones simplistas o generalistas en la comparación de instrumentos. En cuarto lugar, las abundantes complejidades que surgen de incorporar más realismo a los problemas ambientales reales, ejemplificados por la lluvia ácida y el cambio climático. En quinto lugar, la importancia que tienen las estrategias seguidas para la ejecución o aplicación real de los instrumentos y políticas diseñados. Finalmente y relacionado con todo lo anterior, la recomendación de una aproximación híbrida o multidireccional en el uso de todos esos instrumentos de política ambiental. Partiendo de esta base y entre otros asuntos, el Capítulo 8 se ocupará de describir, analizar y valorar algunas aplicaciones de algunos de estos mecanismos regulatorios.

7.2 Tipología de instrumentos

En general, la intervención pública puede llevarse a cabo mediante controles directos o con los denominados instrumentos de mercado. La casuística es, sin embargo, mucho más rica tal y como observamos en la Tabla 7.1. A continuación nos ocupamos específicamente de describir cada una de esas alternativas.

7.2.1 Regulaciones mandato y control

El instrumento más común para la aplicación de políticas ambientales toma la forma de una regulación convencional de la actividad económica. Este mecanismo, denominado habitualmente como regulación de «mandato y control» (MC), establece normas de obligado cumplimiento para los contaminadores. Generalmente estas normas definen límites de emisiones, de productos intermedios o finales (normalmente para garantizar unos estándares de calidad ambiental), así como procesos técnicos de

Tabla 7.1 Instrumentos de Política Ambiental

REGULACIONES CONVENCIONALES MC	INSTRUMENTOS DE MERCADO			RESPONSABILIDAD	APROXIMACIONES VOLUNTARIAS
Normas de emisión	IMPUESTOS (precio)	SUBVENCIONES (precio)	MERCADOS (cantidad)	Responsabilidad Estricta	Programas públicos de incorporación voluntaria
	sobre emisiones/ sobre productos		con límite global/ con cálculo a partir de umbrales		Programas negociados sector público/empresa(s)
Normas de inmisión	Afectados/ no afectados	sobre inversiones/ sobre reducción de emisiones		Responsabilidad limitada	Iniciativas empresariales unilaterales
Normas tecnológicas	Pigouviano Coste-efectivo		con intercambios con uno por uno/ con intercambios variables		Creación y suministro de información por parte del sector público
Normas sobre productos	Progresivos/ Proporcionales/ Regresivos		con subasta/ con asignación gratuita		
Normas de planificación					

producción y descontaminación. El diseño del mecanismo se completa con la introducción de un sistema de monitorización que informa de posibles incumplimientos, sancionables económica y/o penalmente. Las principales regulaciones de mandato y control toman la naturaleza de:

- *Normas sobre emisión de contaminantes* que regulan, por ejemplo, los niveles de emisión permitidos por unidad de tiempo a cada agente. En ocasiones la literatura se refiere a éstas como «estándares de operación».
- *Normas sobre inmisión de contaminantes* que se refieren a las concentraciones máximas de contaminación permitidas en una determinada localización en cada momento del tiempo.
- *Normas tecnológicas*, que exigen la aplicación de una determinada tecnología productiva o la introducción y operación de medidas de descontaminación (por ejemplo filtros al final del proceso). En ocasiones la literatura se refiere a éstas como «estándares de diseño».
- *Normas sobre bienes finales o intermedios* que regulan, por ejemplo, el consumo energético de automóviles o el contenido contaminante de determinados carburantes.
- *Normas de planificación* que regulan, por ejemplo, el uso del territorio, las condiciones de edificabilidad o los niveles de ruido.

Es evidente que tanto la definición como el funcionamiento de las regulaciones MC de operación (a las que se pueden agregar las normas sobre inmisión de contaminantes) y diseño muestran aproximaciones bien distintas al control ambiental. Así, en las primeras probablemente se exige un esfuerzo mayor de monitorización pero con mayores garantías ambientales. Esto se explica porque ciertas normas tecnológicas pueden exigir determinados equipamientos que no se utilizan en la realidad, de manera que para un control ambiental similar también deberían implantarse sistemas de monitorización continuos (una de las desventajas que presentaban los estándares de operación).

Las regulaciones MC son omnipresentes en la definición y aplicación de políticas ambientales, lo que se explica por varias razones. En primer lugar por su actuación aparentemente más directa e inmediata sobre el medio ambiente (efectividad) y por su mejor adaptación al enfoque legalista que domina en la actividad política. Además, constituyen la única alternativa para el caso de contaminantes peligrosos, cuyo control evidentemente no puede asociarse a las decisiones discrecionales de los agentes. Estos instrumentos suelen contar también con el apoyo empresarial por su percepción de mayor estabilidad y de la posibilidad de aligerar sus obligaciones mediante presiones y negociaciones sobre el regulador. Asimismo, algunas de estas regulaciones actúan a modo de barrera de entrada a nuevos competidores, puesto que generalmente se exigen mayores requisitos.

Sin embargo, como veremos más adelante, su principal rémora es su incapacidad para alcanzar resultados eficientes, tanto en un sentido estático como dinámico. No obstante, las generalizaciones son peligrosas porque, al incluir tipos muy diferentes de regulaciones dentro del epígrafe MC (como hemos visto), las conclusiones simplistas podrían llevarnos a equívocos. Además es bastante habitual en la literatura, comparar regulaciones MC reales con instrumentos «ideales» sobre el papel, lo que obviamente genera un sesgo de análisis de partida.

7.2.2 Instrumentos económicos de política ambiental

En general estos instrumentos se definen como aquellos que producen modificaciones en el comportamiento ambiental de los agentes mediante el simple juego de los incentivos económicos, descentralizando las decisiones de emitir a los contaminadores. Por ese motivo, es habitual referirse a ellos como «mecanismos de mercado» que contrastan con las aproximaciones de «planificación central» a través de regulaciones MC. En cualquier caso, las prevenciones indicadas en la sub-sección anterior siguen aplicándose, entre otras cosas porque las regulaciones MC pueden adoptar algunas de las características flexibilizadoras propias de los instrumentos de mercado.

Los instrumentos económicos más habituales son los impuestos (mecanismos de precio) y los mercados de derechos de emisión intercambiables (mecanismos de cantidad), si bien la casuística es bastante más rica y compleja. En general, estos instrumentos introducen flexibilidad en las políticas ambientales al permitir que los agentes reaccionen ante la intervención correctora según sus capacidades, permitiendo que las mejoras ambientales se consigan al mínimo coste para la sociedad. Sin embargo, esa misma flexibilidad puede constituir una rémora para la aplicación de estos mecanismos porque genera dudas sobre el resultado ambiental final.

A continuación se enumeran y definen brevemente los principales instrumentos económicos de política ambiental.

a) *Impuestos*

Un impuesto ambiental es un pago obligatorio por parte de un agente (individuo o empresa) relacionado con la descarga de sustancias contaminantes al medio ambiente, cuyo objetivo es limitar el deterioro del medio natural. Se trata de un instrumento de precio porque el pago por contaminar sustituye al precio ausente que origina la externalidad, lo que incentiva tanto la introducción de medidas correctoras por parte del contaminador como la incorporación del coste total (o social) de producción en el precio del producto o servicio vinculado a la externalidad.

Como en todo impuesto, la recaudación se obtiene de multiplicar un tipo impositivo, que idealmente debería estar relacionado con el daño ambiental ocasionado por la unidad de descarga gravada, por una base imponible. La base imponible se calcula preferiblemente de forma directa, a través de medición de las descargas contaminantes, aunque en ocasiones la viabilidad administrativa se ve potenciada por sistemas de estimación indirecta de esas emisiones a partir de consumos u otros índices objetivos. En cualquier caso, debemos dejar claro que el impuesto es ambiental por sus efectos correctores por el lado del ingreso público, no por la posible afectación de su recaudación a fines ambientales. En caso contrario podríamos enfrentarnos a situaciones curiosas, como la de un impuesto sobre maderas cultivadas de forma sostenible, afectado a la protección ambiental y por tanto considerado como tal (justamente lo contrario de lo que es).

Las anteriores componentes permiten definir una primera clasificación o tipología de los impuestos ambientales. Así, los impuestos con tipos impositivos que pretenden recoger el daño ambiental causado por las emisiones gravadas, suelen definirse como pigouvianos, tal y como se indicó en el Capítulo 3 y es el fundamento más sólido para el uso de estos instrumentos. Si el impuesto ambiental cuenta con otro tipo impositivo, sea discrecional o no, generalmente se conocen como coste-efectivos porque la flexibilidad introducida por el instrumento garantiza que el esfuerzo corrector se realiza al mínimo coste posible. Existen otras posibles clasificaciones de impuestos ambientales según sus tipos impositivos: progresivos, proporcionales o regresivos (cuando el tipo marginal respectivamente sube, es invariable o baja según el nivel de emisión del contaminador); uniformes o variables geográficamente, constantes o cambiantes en el tiempo, etc.

Por su parte, una base imponible de medición directa lleva a los impuestos sobre emisiones, preferibles desde una óptica puramente ambiental porque permiten atacar directamente el problema considerado. Bases imponibles de estimación indirecta, por ejemplo a partir de consumos de productos contaminantes, son menos deseables desde un punto de vista ambiental pero más aplicables en la práctica (al poder aprovechar los mecanismos fiscales convencionales existentes). Finalmente está la ya citada distinción entre impuestos ambientales con recaudación afectada y no afectada.

Existen otros instrumentos de política ambiental que suponen pequeñas variaciones de esta aproximación impositiva de precio. Por ejemplo, los instrumentos de depósito y reembolso en que se produce un pago preliminar que se recupera cuando el agente demuestra que no se ha ocasionado un daño ambiental. Incluso las sanciones monetarias ambientales, parte de los mecanismos MC, tienen una clara

relación con éstos, aunque su funcionamiento es excepcional y no habitual (o continuo) como en el caso de los impuestos.

b) *Mercados de derechos de emisión*

Ahora el instrumento económico se enfrenta directamente a la ausencia de mercados de un *input* o un *output* socialmente costoso, las emisiones (origen de la externalidad), a través de la definición de derechos de propiedad intercambiables sobre éstas. De este modo se crea un mercado antes inexistente y, a partir del número (cantidad) de derechos intercambiables permitidos, se obtiene un precio por unidad de emisión. Este proceso es evidentemente inverso al observado con los impuestos, donde el precio fijado por unidad de emisión llevaba a una cantidad de emisiones, por lo que los mercados de derechos de emisión se conocen como instrumentos de cantidad. Nótese que aún así se mantiene el enfoque flexibilizador, descentralizando las decisiones en los contaminadores, pero con un control ambiental sobre el agregado del nivel de contaminación.

Como en el caso de los impuestos, hay diseños alternativos de mercados de derechos de emisión. En particular pueden hacerse cuatro grandes distinciones, no siempre excluyentes:

- según la naturaleza del mercado
- según la definición del permiso
- según las reglas estáticas y dinámicas de intercambio
- según la definición de los derechos de propiedad

En el primer caso deben diferenciarse los mercados que definen un nivel total de emisiones (con sus correspondientes permisos) y se permite su comercio, de aquéllos que funcionan con permisos que son generados por los propios agentes al reducir sus emisiones por debajo de un límite preestablecido y que permiten que otros agentes puedan cumplir con sus límites. Si bien los segundos conformaron las primeras experiencias con esta clase de instrumentos, tanto la amplitud como la menor complejidad de los primeros los hacen más exitosos y preferidos por los decisores políticos en la actualidad (véase Capítulo 8).

Una segunda cuestión fundamental es la definición de lo que se permite intercambiar. Lo más habitual son las medidas absolutas de emisión, muy fáciles de visualizar y comprender. No obstante, podrían intercambiarse concentraciones de contaminación o medidas relativas de daños ambientales (por ejemplo en relación con niveles de *output* o consumos energéticos) vinculadas a un límite preestablecido.

En el tercer caso y sin considerar la variable temporal, se distinguen los mercados que funcionan con intercambios uno por uno de aquéllos que establecen ratios distintos a la unidad para el intercambio de permisos entre localizaciones, generalmente basados en efectos ambientales variables (dentro de los que se encuentran, como caso polar, los denominados mercados de permisos de inmisión). Los primeros obviamente permiten un funcionamiento más fácil, a riesgo de ocasionar episodios graves de contaminación localizada, precisamente por no considerar los daños variables geográficamente de algunos problemas ambientales.

Por supuesto, los mercados de permisos de emisión pueden incorporar también la vertiente temporal, bien a través de préstamos con cargo a permisos futuros o bien a través de acumulación de permisos para su uso o venta en periodos posteriores. La ventaja de introducir estas válvulas de escape se encuentra en la mayor flexibilidad que se permite a los participantes en el mercado para optimizar sus estrategias de control en el tiempo. Sin embargo, la otra cara de la moneda se encuentra en los posibles riesgos ambientales asociados a una excesiva concentración de la contaminación en un momento puntual del tiempo.

Finalmente está la cuestión de quién posee los derechos sobre el medio ambiente, lo que da lugar a mercados de permisos subastados o distribuidos gratuitamente. En el primer caso se asume que es la

sociedad la que posee los derechos de propiedad, y el sistema obtiene unos ingresos públicos similares a la recaudación impositiva ambiental. En el segundo, son las empresas las que poseen los derechos sobre el medio ambiente y el sistema se define para controlar el nivel agregado de contaminación y conseguirlo al mínimo coste social posible. Por supuesto, entre estos casos hay posibilidades intermedias para la asignación de permisos entre los sectores o agentes implicados.

c) *Subvenciones*

Si hasta ahora nos referíamos a instrumentos de política ambiental que recogían más o menos directamente el principio de quien contamina paga (dependiendo de la definición de los derechos de propiedad en el caso de los mercados), los subsidios implican exactamente lo contrario: un pago por parte del sector público a los causantes del daño ambiental para que reduzcan sus efectos perniciosos. Hay fundamentalmente dos tipos de subvenciones ambientales, aquéllas que cubren parte de los costes de inversión de las instalaciones de descontaminación, y los subsidios por unidad de emisión reducida.

Aunque en la práctica son más abundantes las subvenciones a las inversiones en instalaciones descontaminantes, los economistas han estudiado y ejemplificado estos instrumentos con la segunda de las opciones señaladas. Probablemente esto tiene que ver con los parecidos que la subvención por unidad de descontaminación tiene con el impuesto sobre la unidad de contaminación, ya que el contaminador está incentivado a reducir continuamente sus emisiones hasta el punto en que la subvención deja de ser rentable por el incremento en los costes marginales de descontaminar. En este sentido, se pueden reproducir algunas de las clasificaciones que se utilizaban con los impuestos: subvenciones sobre reducción del uso de productos o de emisiones, subvenciones uniformes o variables geográficamente, subvenciones óptimas o coste-eficientes, progresivas y regresivas, etc.

No obstante, como comprobaremos en la sección 7.4, las diferencias con los impuestos son también abundantes. En primer lugar, por las diferencias respecto al principio de «quien contamina paga». En segundo lugar, porque las subvenciones ambientales suponen un coste y no un ingreso para el erario público. También porque los resultados ambientales globales de la aplicación de subvenciones, y por tanto su efectividad, pueden ser negativos.

7.2.3 Otras alternativas de política ambiental

Si las primeras políticas ambientales se desarrollaron a través de aproximaciones regulatorias convencionales (de mandato y control) y la segunda generación de instrumentos incidió en la flexibilización de las políticas ambientales, tomando como referencia el funcionamiento del mercado, en los últimos años han surgido nuevas alternativas de distinta naturaleza que subrayan bien la responsabilidad de los contaminadores, bien la utilidad de las actuaciones voluntarias por parte de éstos.

a) *La responsabilidad*

En realidad este instrumento o aproximación está muy vinculado a las ya mencionadas alternativas regulatorias convencionales, donde el incumplimiento de las normas ambientales llevaba aparejado el pago de una sanción o penalización, e incluso el uso de instrumentos económicos en los que se cumplía el principio de «quien contamina paga». Quizá la principal diferencia con ellos radica en el alcance de este instrumento, que en su versión más ambiciosa (la responsabilidad estricta) pretende que el responsable del deterioro ambiental pague íntegramente por el daño ambiental causado en el presente y en el futuro, independientemente de la posible existencia de negligencia o incumplimientos regulatorios en su actuación (si ésta se tiene en cuenta, estaríamos ante una situación de responsabilidad limitada).

Una definición como la implícita en la responsabilidad estricta da claridad al instrumento, evita complejidades y contenciosos legales, a la vez que permite crear un potente conjunto de incentivos para evitar el daño ambiental. No obstante, es posible que las fuertes demandas financieras asociadas a la aplicación de esta aproximación reduzcan la efectividad ambiental de la responsabilidad, tanto porque el contaminador recurra a procesos de aseguración que pueden hacer diluir sus responsabilidades, o porque la magnitud de la pena la hace irrelevante desde un punto de vista práctico (el contaminador puede actuar con menos cautela de lo normal porque sabe que cualquier imputación de responsabilidad sería simplemente inasumible).

Como en casos anteriores pueden observarse variaciones de este instrumento, por ejemplo los denominados bonos de responsabilidad (o garantías de buen fin) que funcionan de un modo similar a los mecanismos de precio con depósito y devolución: el contaminador potencial ingresa, o compromete a través de fianza, una cantidad equivalente a la que sería responsable de materializarse el deterioro ambiental, montante que sería devuelto de no producirse éste. En el Capítulo 8 nos referiremos a la posible aplicación de las distintas versiones de responsabilidad en la gestión de catástrofes ambientales, haciéndose evidente entonces el gran papel que deben jugar las técnicas y procedimientos de valoración del deterioro ambiental en estos casos.

b) *Instrumentos voluntarios*

Bajo este nombre se incluyen un conjunto de actuaciones con las que se pretende fomentar la autorregulación de los sectores implicados a través de procesos cooperativos y menos costosos para la sociedad (gracias quizás a una mayor efectividad, flexibilidad y a menores costes de cumplimiento), ya sean éstas directamente promovidas por el sector público o por los agentes causantes del deterioro ambiental. De nuevo, no se deben contemplar aisladamente estos instrumentos ya que su propio funcionamiento está habitualmente muy vinculado y asociado al de las regulaciones convencionales o instrumentos de mercado. Esto se evidenciará en el Capítulo 8, donde describimos una interesante y reciente experiencia británica en la que simultáneamente se combinan regulaciones MC, instrumentos económicos de precio y cantidad y acuerdos voluntarios.

Una primera posibilidad consiste en la definición de un programa de actuación ambiental por parte del sector público (niveles de emisión, características tecnológicas, etc.), al que los agentes se pueden sumar voluntariamente a cambio de reconocimiento público, asistencia técnica o acceso a un programa de subvenciones públicas. Evidentemente, la involucración del sector público es en este caso muy elevada y coexiste con un marcado carácter voluntario.

Un paso más en las exigencias del programa de actuación se da cuando el acuerdo voluntario surge de la interacción o negociación bilateral entre el sector público y el agente o agentes causantes del problema ambiental. En este caso, una vez alcanzados de forma cooperativa los objetivos de política (reducciones de emisiones, estándares tecnológicos, etc.), el sector público se reserva la aplicación de medidas suplementarias de no cumplirse lo acordado y que precisamente no se han introducido como parte del propio acuerdo (impuestos, regulaciones, etc.).

La tercera opción dentro de las estrategias voluntarias de control ambiental, está constituida por las denominadas iniciativas unilaterales (sin intervención pública) por parte del agente causante del problema ambiental. Aquí se incluyen el desarrollo y mejora de los sistemas de gestión ambiental, el uso de códigos y prácticas de conducta elaborados por organizaciones más amplias y la aplicación de procedimientos ambientales fijados por organismos de reconocido prestigio y que son aptos para utilización en procesos de certificación de calidad.

Finalmente, en este apartado suelen incluirse también los procesos de creación y suministro de información, por parte del sector público, sobre los impactos ambientales originados por los principales contaminadores. Esto obviamente influye sobre las alternativas voluntarias precedentes, promoviendo las iniciativas unilaterales, bilaterales y la incorporación de las empresas contaminadoras

a los programas públicos de mejora. En caso contrario, su prestigio, sus ventas o el valor de sus activos podrían verse seriamente afectados, y es por ello que los efectos positivos del suministro de información trascienden este epígrafe y se extienden a todos los instrumentos de política ambiental.

7.3 Pautas de valoración de instrumentos

Toda esta diversidad de aproximaciones y diseños para los instrumentos de política ambiental exige criterios de evaluación *ex-ante* que permitan comparar y priorizar entre las distintas posibilidades. A continuación enumeramos los factores genéricos más relevantes para la elección entre los instrumentos definidos según la tipología de la sección precedente. Por supuesto existen otras alternativas para la evaluación normativa *ex-ante*, por ejemplo a través de diversos métodos empíricos (positivos) que describiremos e ilustraremos en el Capítulo 8. Sin olvidar la importancia de la evaluación *ex-post* de los instrumentos de política ambiental, que requiere tanto de su aplicación real como de la producción de los datos necesarios para llevar a cabo el análisis empírico.

7.3.1 Eficacia Ambiental

Éste es uno de los criterios de evaluación más importantes para cualquier instrumento de política que pretenda corregir un problema ambiental. Dentro de él hemos de contemplar dos cuestiones muy relacionadas entre sí:

a) *Efectividad ambiental*

Aquí se evalúa la capacidad del instrumento para solucionar el problema ambiental en cuestión. En primer lugar, están los incentivos al contaminador individual que dependerán del tipo de instrumento y de su diseño. En el caso de un impuesto ambiental, por ejemplo, la base imponible y el tipo impositivo son fundamentales para un correcto funcionamiento de las señales correctoras (véase el Capítulo 8). Pero además están los efectos agregados de la aplicación de un instrumento a la gestión de un problema ambiental.

Sin que sea posible una generalización *ex-ante* sobre la aplicación de este criterio a las distintas clases de instrumentos ambientales, parece existir una predisposición favorable hacia los mecanismos de cantidad ya que éstos permiten alcanzar con seguridad el objetivo ambiental predeterminado. También las normas de inmisión permiten asegurar el cumplimiento de niveles de calidad ambiental a lo largo del territorio y, por supuesto, la responsabilidad estricta correctamente aplicada puede inducir un comportamiento ambiental adecuado.

b) *Incentivación a la introducción y desarrollo de tecnologías limpias*

Se trata ahora de la versión dinámica de la efectividad ambiental. Es claro que para que un instrumento de política ambiental consiga efectos significativos a medio y largo plazo, su funcionamiento debe potenciar la introducción y desarrollo continuo de nuevas tecnologías menos contaminantes.

En este caso parece existir una preferencia por instrumentos flexibilizadores de mercado que, al lanzar incentivos continuos vía instrumentos de precio o cantidad, inducen a los contaminadores a la reducción sostenida del deterioro ambiental. Desde un punto de vista intertemporal, esto sólo puede conseguirse a través de iniciativas tecnológicas.

7.3.2 Eficiencia Económica

Este criterio evalúa la capacidad de un instrumento de política ambiental para aproximarse a una solución óptima o a situaciones de segundo óptimo.

a) *Corrección óptima del fallo de mercado*

El cumplimiento con este sub-criterio exige instrumentos de política cuya aplicación implique que los beneficios marginales privados de emitir se igualen a los costes marginales externos de emitir. El ejemplo más claro es el impuesto pigouviano, que ya hemos descrito brevemente en el Capítulo 3 y que analizaremos con más detalle en los próximos epígrafes. No obstante, ya se adelantaron las dificultades prácticas para definir e introducir este tipo de instrumentos en la realidad.

b) *Minimización de los costes totales de la política ambiental*

En este caso se valoran más aquellos instrumentos que obtienen un nivel de calidad ambiental (por regla general exógenamente determinado y, por tanto, sub-óptimo) de la forma más barata posible. De este modo, la sociedad consigue controlar la externalidad negativa al mínimo coste en término de recursos, lo que constituye un problema más interesante desde una perspectiva práctica. Para cumplir con este criterio, el instrumento ha de ser eficaz en la corrección ambiental, por lo que su relación con el criterio de efectividad ambiental es evidente.

En todo caso, es fundamental que el instrumento sea capaz de distinguir y discriminar entre los contaminadores que pueden reducir sus emisiones de forma más o menos costosa. Como veremos, una de las propiedades de los instrumentos de mercado es precisamente ésta, al descentralizar las decisiones sobre la corrección individual del deterioro ambiental. Aproximaciones planificadoras, como las regulaciones MC, tienen más dificultades para conseguir este resultado por los problemas de información asimétrica existentes entre regulador y regulados.

7.3.3 Incidencia distributiva

Este criterio evalúa los distintos instrumentos de política ambiental según la distribución de los costes que generan entre los distintos individuos que forman la sociedad. Dentro de estos costes se incluyen los costes de control o reducción de emisiones y los posibles costes extra que ocasione el instrumento ambiental (por ejemplo, la recaudación en el caso del impuesto). Nos encontramos, por ello, dentro de un análisis convencional de incidencia distributiva donde ha de considerarse la posible traslación de la carga entre los agentes.

Dentro de este criterio general podemos distinguir dos sub-criterios, el primero puramente distributivo y el segundo claramente relacionado con los criterios precedentes.

a) *Equidad en la distribución de la carga fiscal*

Este sub-criterio considera los efectos generados por el instrumento ambiental sobre la distribución de la renta entre los individuos que componen esa economía. A este efecto, el instrumento será equitativo si la distribución de la carga cumple los principios de equidad horizontal y equidad vertical, esto es, si el instrumento trata respectivamente de forma igual a individuos con la misma capacidad económica y es más gravoso para aquellos con mayor capacidad económica.

En general, no es posible anticipar en qué sentido será la distribución de la carga fiscal de un determinado instrumento ambiental, siendo necesario un estudio empírico específico. Sin embargo, puesto que los precios de muchos bienes necesarios (agua, electricidad, etc.) son susceptibles de ser alterados

por los efectos de la política ambiental, en ocasiones cabe esperar efectos regresivos (proporcionalmente mayores cargas para las menores rentas). Obviamente, también hay que considerar los efectos distributivos de la mejora ambiental ocasionada por los instrumentos de política, que pueden reducir o contribuir aún más a la regresividad anteriormente mencionada.

b) *Compatibilidad con el principio de «quien contamina paga»*

Este principio fue adoptado por la OCDE a comienzos de los años setenta y defiende que los costes de los instrumentos de política ambiental sean soportados por los agentes causantes del problema. Su racionalidad está, por tanto, muy relacionada con cuestiones de eficacia ambiental y eficiencia económica, así como con la aceptación social de este tipo de figuras. Sin embargo, este sub-criterio debe adscribirse a este apartado porque el cumplimiento de este principio está muy vinculado con la ya mencionada incidencia distributiva real y los posibles procesos de traslación de la carga entre agentes.

Este sub-criterio prefiere, en consecuencia, instrumentos que generen pagos por todas las unidades de contaminación generadas, como es el caso de la responsabilidad estricta, los impuestos ambientales y derechos de contaminación subastados. En todo caso, las regulaciones MC también pueden reconocer implícitamente la prevalencia de este principio al exigir a los contaminadores la introducción de medidas de protección ambiental que generan costes.

7.3.4 Viabilidad práctica

Este criterio general evalúa los distintos instrumentos de política ambiental según su mayor o menor aplicabilidad en el mundo real. En este caso deben considerarse:

a) *Integrabilidad administrativa*

Con este sub-criterio se analizan las posibilidades de integración de los instrumentos ambientales en el aparato administrativo convencional. Así, cuanto mayor sea el aprovechamiento por parte del instrumento de los procedimientos y técnicas administrativas existentes, mayor será la valoración otorgada por este sub-criterio. En este sentido, se preferirán las regulaciones convencionales MC y dentro de los instrumentos económicos, aquéllos basados en cantidades o fácilmente incorporables al sistema fiscal en vigor (por ejemplo, tributos sobre productos).

b) *Viabilidad de diseño*

Incluso si el instrumento ambiental no es extraño al aparato administrativo convencional, las demandas informacionales o los costes de administración y cumplimiento asociados a su diseño pueden hacerlo irrelevante desde una perspectiva práctica.

Este sub-criterio favorece, en consecuencia, el uso de instrumentos de diseño, funcionamiento y aplicación simple que requieren bajos esfuerzos de información y gestión para regulador y regulados. En particular, se prefieren las normas de emisión e instrumentos económicos que no incorporan variabilidad geográfica. Un instrumento aparentemente simple y palmario, como la responsabilidad estricta, puede ser de difícil aplicación en diversas circunstancias (daños realizados en el pasado y que surgen en la actualidad, problemas de valoración, etc.)

c) *Aceptación social*

Este sub-criterio pretende recoger las valoraciones, muchas veces subjetivas, que existen en la sociedad sobre un determinado instrumento. Obviamente estas valoraciones tienen que ver con la información

disponible a este efecto por parte de los distintos agentes sociales y con las preferencias de los ciudadanos sobre estas cuestiones. Así, instrumentos que a primera vista parecen perfectos pueden encontrar fuertes resistencias sociales porque se ven como injustos, muy gravosos o inefectivos. Por ejemplo, esto es lo que pasó durante muchos años con los impuestos ambientales, denostados por los contaminadores por los costes adicionales que se generaban, por los ecologistas por su supuesta venta de un bien social y temidos por los ciudadanos por sus efectos sobre los precios finales.

En general este sub-criterio aprecia las medidas tajantes y claras de protección ambiental, como la responsabilidad estricta, y las aproximaciones voluntarias y consensuadas para el control del deterioro ambiental.

Una vez presentados los criterios para la valoración de instrumentos de política ambiental, cabe preguntarse si es posible extraer alguna conclusión general *a priori* sobre esta cuestión. Si se pretende obtener un cuadro de instrumentos valorados de forma ordinal, con recetas de aplicación muy claras, los argumentos hasta aquí manejados demuestran que la respuesta es negativa. Ahora bien, aunque en forma de retazos, en la discusión hemos destacado algunas cuestiones que permiten elaborar una guía para el diseño de la política ambiental:

1. Algunos criterios son claros sobre la deseabilidad de unos instrumentos sobre otros, aunque no hay una respuesta continua y consistente a este efecto. Así, se prefieren en ocasiones regulaciones MC, instrumentos de cantidad, instrumentos fiscales, etc. La Tabla 7.2 presenta de forma sucinta lo señalado a este efecto a lo largo de este capítulo, indicando aquellos instrumentos que se ajustan en mayor medida a cada uno de los criterios de evaluación. Recuérdese que sólo se pretende lanzar aquí una visión genérica y cualitativa, al tratarse de impresiones incompletas y con un cierto grado de subjetividad. Por supuesto, la no presencia de un instrumento en el cuadro no implica que en todos los casos no cumpla con ese criterio o que no lo pueda hacer parcialmente.
2. En ocasiones se vislumbran conflictos o *trade-offs* entre las pautas de diseño que determinan los criterios de eficiencia-efectividad y de viabilidad práctica y aceptación social. Por ejemplo, un impuesto eficiente puede resultar completamente inviable y un impuesto coste-efectivo inaceptable socialmente.
3. Todo lo anterior recomienda el uso de evaluaciones empíricas *ex-ante* y, donde sean posibles, *ex-post*. Incluso si las evaluaciones empíricas (en el sentido económico) no son posibles, un análisis comparativo y descriptivo de políticas aplicadas en otros lugares y/o contextos puede ayudar en la toma de decisiones.

En el siguiente epígrafe vamos a analizar con más profundidad, desde una perspectiva comparativa, el funcionamiento y efectos de distintos instrumentos de política ambiental para ilustrar algunos de los resultados ya avanzados, obtener nuevas conclusiones y explorar cuestiones no contempladas hasta el momento.

7.4 Análisis comparativo de instrumentos

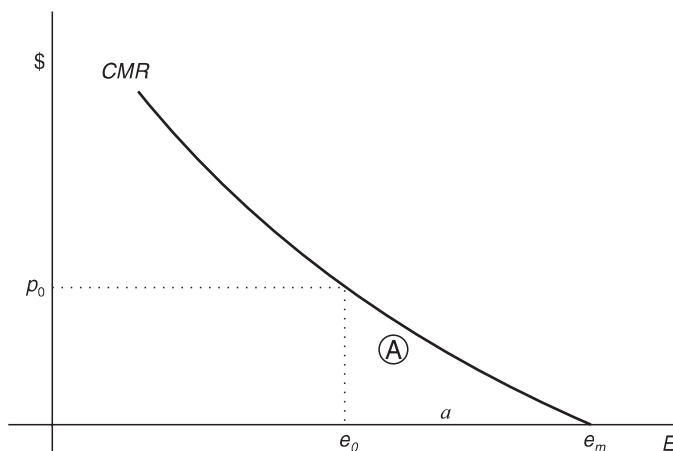
Esta sección toma como referencia la clasificación precedente, aunque se centra fundamentalmente en la comparación de instrumentos económicos con regulaciones MC, de instrumentos regulatorios de cantidad con instrumentos de precio y de instrumentos que generan recaudación con aquellos neutros o costosos en términos recaudatorios. A expensas de desarrollos posteriores del capítulo, que entrarán con cierto detalle en el efecto de determinados instrumentos sobre la corrección óptima del fallo de mercado, la minimización de costes de las políticas ambientales y la incidencia distributiva, en este apartado nos centraremos básicamente en aspectos de efectividad ambiental (estática y dinámica) y coste-eficiencia. Para ello, en contraste con las próximas secciones, seguiremos una aproximación diagramática a los distintos asuntos tratados.

Tabla 7.2 Instrumentos de Política Ambiental

EFICACIA AMBIENTAL		EFICIENCIA ECONÓMICA		
EFFECTIVIDAD AMBIENTAL	INCENTIVACIÓN TECNOLÓGICA	CORRECCIÓN ÓPTIMA	MINIMIZACIÓN DE COSTES	
Normas de emisión	Instrumentos de mercado	Imposición pigouviana	Instrumentos de mercado	
Normas de inmisión	Responsabilidad estricta			
Mercados con límite global				
Resposabilidad estricta				
INCIDENCIA DISTRIBUTIVA		VIABILIDAD PRÁCTICA		
EQUIDAD	COMPATIBILIDAD PCP	INTEGRABILIDAD ADMINISTRATIVA	VIABILIDAD DE DISEÑO	ACEPTACIÓN SOCIAL
?	Impuestos	Regulaciones MC	Mercados uno por uno	Responsabilidad estricta
	Mercados con subasta	Mercados	Impuestos uniformes	Aproximaciones voluntarias
	Responsabilidad estricta	Impuestos sobre productos	Normas de emisión	

Antes de comenzar el análisis, debemos referirnos a la curva de beneficios marginales privados de emitir —ya recogida en la Figura 3.11 del Capítulo 3— y que se puede reinterpretar como la curva de costes marginales de reducir emisiones. La Figura 7.1 ilustra la versión real (indentada) y la simplificada de esta curva. La primera no es más que la ordenación, de menos costosa a más costosa, de las distintas tecnologías de descontaminación disponibles para un contaminador determinado.

Esta curva, que más adelante se modelizará adecuadamente, nos da información sobre los costes totales asociados a la aplicación de distintos niveles correctores de las emisiones (en el eje de abscisas) mediante la integración definida entre dos puntos de esa función (el área debajo de la curva). Es el caso de A para un nivel de reducción de emisiones de a . Por ello, sabremos los resultados en costes totales de la aplicación de una regulación ambiental de cantidad.

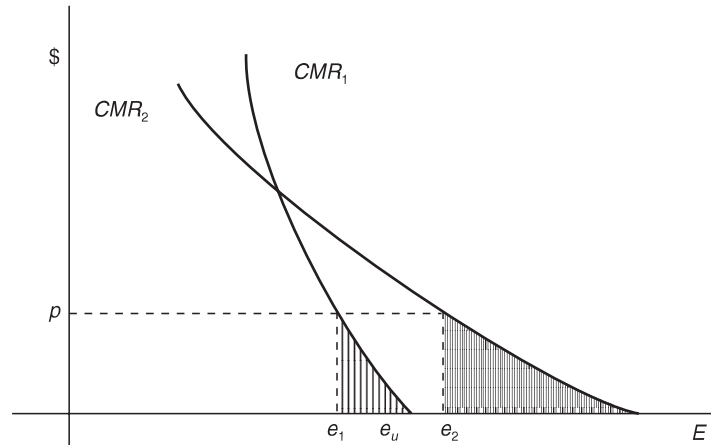
Figura 7.1 Curva de costes marginales de reducción de emisiones

La curva también nos indica el coste marginal asociado a cada nivel de reducción de emisiones (p_0 en el caso de una reducción de a). Además, la curva refleja la reacción de los contaminadores ante la aparición de un precio o un impuesto por emitir. Es obvio que si este precio es p_0 el contaminador se situará automáticamente en e_0 porque en otro caso no maximizaría beneficios (o minimizaría costes): siempre que la línea marcada por el precio por emitir se encuentre por encima de la curva de costes marginales de reducir (o de beneficios marginales de contaminar), el contaminador preferirá reducir a emitir.

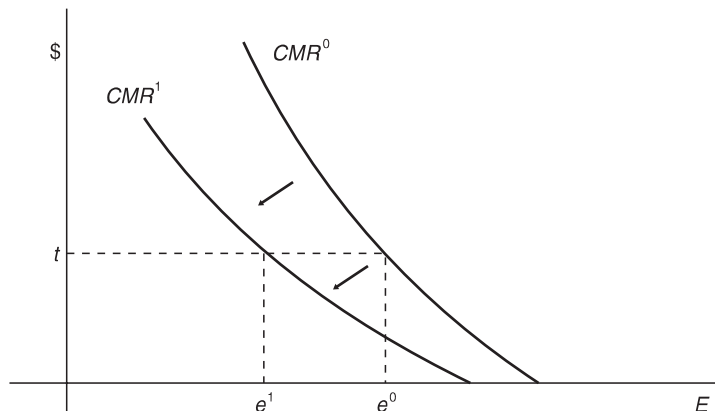
Esta pequeña introducción nos sirve para abordar la primera comparación: regulaciones ambientales convencionales frente a instrumentos económicos (de precio o cantidad). Imaginémonos que nos encontramos ahora con dos contaminadores (1 y 2) que emiten el mismo compuesto y tienen distintas curvas de costes de reducir, por ejemplo debido al uso de distintas tecnologías en la producción (Figura 7.2). Ya avanzamos con anterioridad que las regulaciones convencionales, basadas en una aproximación planificadora, se materializan habitualmente en normas comunes o uniformes. Esto tiene que ver con la existencia de fenómenos de información asimétrica entre regulador y regulados que, básicamente, no tienen incentivo para revelar sus curvas de costes marginales de reducción. Puesto que el número de agentes regulados es habitualmente elevado, el regulador no cuenta con los recursos o los medios suficientes para obtener esa información, lo que le lleva a esa regulación uniforme.

En la Figura 7.2 la regulación uniforme establece un nivel máximo de emisiones por contaminador de e_u . Evidentemente esto lleva a que los costes marginales de reducción no sean iguales para los dos contaminadores, con lo que los costes totales de reducción (la suma de las superficies sombreadas) no son mínimos. La solución preferida, en términos de coste-eficiencia, viene dada por niveles de emisiones e_1 y e_2 en los que los contaminadores se sitúan en el mismo coste marginal de reducir y, por tanto, en unos costes totales menores (mínimos) representados por el área marcada por los trazos distintos. Nótese que es necesario, para que la comparación tenga validez, que el nivel total de emisiones sea igual en ambos casos.

La regulación coste-eficiente puede conseguirse a través de un impuesto con tipo igual a p o de un mercado de derechos de emisión que marque ese precio. A través de los precios se descentralizan las decisiones sobre cuánto descontaminar en los contaminadores, revelándose de facto las curvas marginales de reducción. De este modo, al adaptarse el contaminador al precio establecido, el problema de información asimétrica deja de ser relevante y la distribución de responsabilidades de control es la adecuada (descontamina más quien más puede y debe hacerlo en términos económicos: el agente 2 que cuenta con una curva de costes de reducción menos rígida).

Figura 7.2 Regulación uniforme y coste eficiente

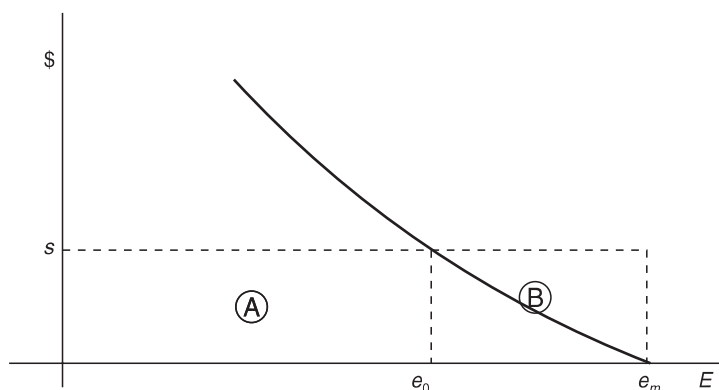
Siguiendo con las ventajas comparativas de los instrumentos de mercado, ya se avanzó en la sección precedente que éstos eran preferibles en términos de incentivación dinámica a la mejora ambiental. La Figura 7.3 recoge el caso de un contaminador que en el momento del tiempo cero se enfrenta a un impuesto ambiental de cuantía t . El impuesto lanza señales dinámicas claras, puesto que el contaminador deseará pagar menos en el presente y en el futuro. Conseguirá lo primero moviéndose a lo largo de la curva actual de costes marginales de reducción (CMR^0), lo segundo a través de cambios tecnológicos o en procesos productivos que trasladen esta curva hacia adentro en el período uno. Una regulación convencional, al marcar un nivel determinado de emisiones como objetivo, no genera los incentivos necesarios para reducir las descargas contaminantes por debajo de ese nivel. Sin embargo, un impuesto (o el precio de un permiso) sí lo hace, al promover la disminución en el pago en el futuro.

Figura 7.3 Instrumentos de mercado y cambio tecnológico

Esto nos conduce directamente a la comparativa entre instrumentos de política ambiental según su suministro, neutralidad o demanda recaudatoria. A pesar de que esta cuestión tiene unas claras implicaciones en términos de aplicabilidad práctica, distributivos (véase el apartado 7.7) e incluso de eficiencia (ver la sección 7.7.2) aquí nos concentraremos en su faceta ambiental. A este efecto enfrentamos dos alternativas contrapuestas de precio: el impuesto y el subsidio.

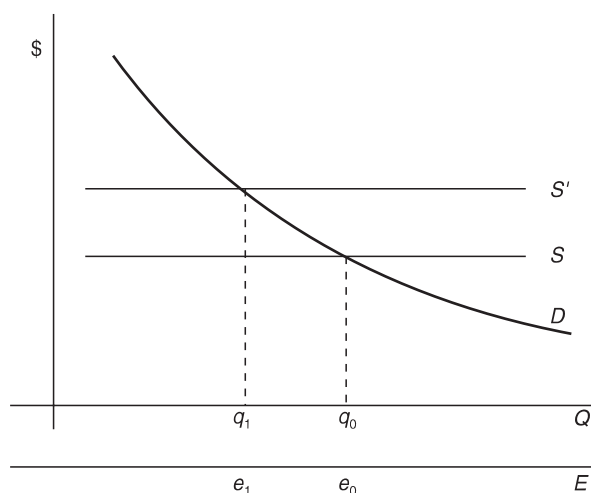
La Figura 7.4 recoge el funcionamiento de un subsidio por unidad de reducción de emisiones. A nivel individual, los efectos ambientales son iguales a los de un impuesto ya que ahora el contaminador está incentivado a reducir sus emisiones hasta e_0 porque le es más rentable recibir el subsidio que emitir (sus beneficios marginales privados de emitir se encuentran por debajo del nivel del subsidio). Una diferencia obvia tiene que ver con el coste recaudatorio (área B), que contrasta con los ingresos públicos de cuantía A que se darían de aplicar un tipo sobre las emisiones igual al subsidio sobre las reducciones.

Figura 7.4 Efectos de un subsidio sobre un contaminador



Sin embargo, los efectos ambientales de estos dos instrumentos son completamente distintos cuando se consideran las decisiones, más de largo plazo, de entrada y salida en la industria. En esencia, un subsidio hace más atractivo el sector contaminador y hace que nuevos agentes se dirijan hacia él, de modo que, aunque el nivel de contaminación por agente está controlado, el agregado de emisiones aumenta.

La Figura 7.5 ilustra gráficamente lo que sucede en un sector sobre el que se aplica un impuesto ambiental. Asumiendo una situación de competencia perfecta, al introducirse el impuesto las curvas de costes marginales y medios de producción se desplazan hacia arriba, por lo que el precio (antes de la introducción del impuesto) no cubre el coste marginal y hace que determinados productores dejen el sector al encontrarse con beneficios negativos. Esto lleva a una caída en el *output* total del sector, tal y como se muestra en la Figura 7.5, y a un aumento del precio que permite el funcionamiento de las empresas supervivientes. Asumiendo una relación directa entre *output* y emisiones, el impuesto no sólo tiene efectos positivos sobre el medio ambiente desde una perspectiva individual sino agregada. En el caso de un subsidio sobre las reducciones ocurriría exactamente lo contrario, ya que la atracción de nuevos entrantes llevaría a un desplazamiento hacia abajo de la curva de oferta de la economía y a un aumento simultáneo del *output* total y las emisiones.

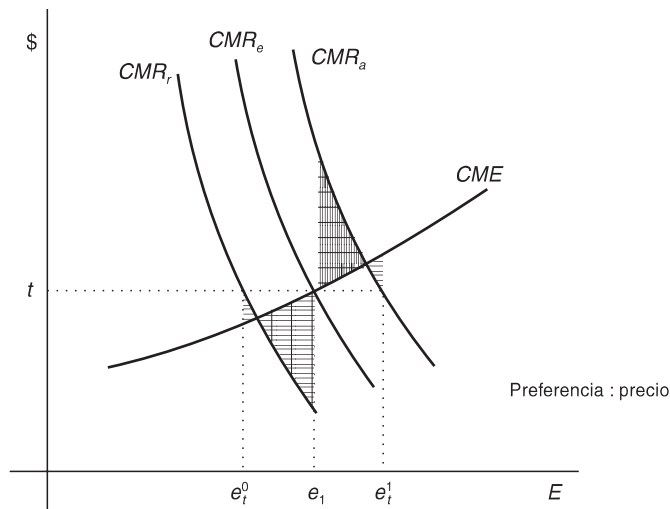
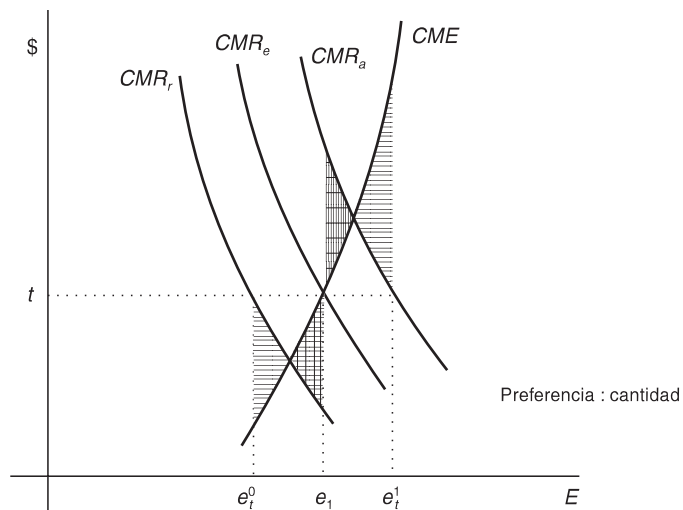
Figura 7.5 Efectos productivos agregados (en el L/P) de la aplicación de un impuesto ambiental

Siguiendo con el análisis de los efectos ambientales de los distintos instrumentos, una cuestión clave en este tipo de mecanismos es obviamente su efectividad. Ya hemos observado cómo la gran ventaja de los instrumentos de mercado era la flexibilidad que permitían a los agentes contaminadores, lo que garantizaba costes totales mínimos de alcanzar un nivel determinado de emisiones (o de calidad ambiental). Si el instrumento de mercado elegido era de cantidad, el objetivo prefijado se alcanzaría con seguridad. No obstante, los instrumentos de precio pueden llevar a que la propia flexibilidad de que hacen gala cause el no cumplimiento de los objetivos ambientales predeterminados.

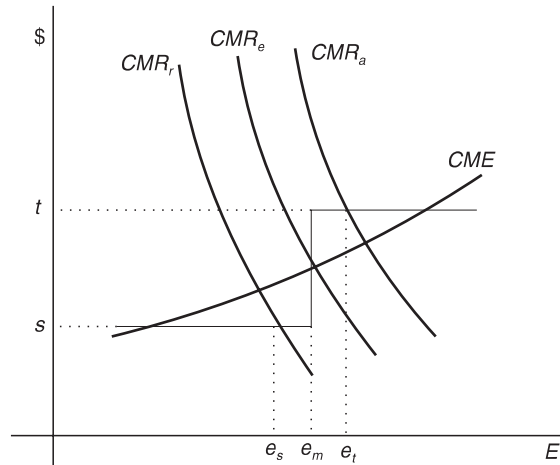
A este efecto, simplemente tenemos que recuperar la Figura 7.2 para observar que una regulación de cantidad (como la MC que ilustra el ejemplo) fija un nivel de emisiones, mientras que el impuesto fija un precio y a partir de ahí el contaminador adapta sus emisiones. Puesto que el regulador no conoce de antemano la curva de costes de reducción de emisiones, por las razones ya apuntadas, el impuesto puede lograr el objetivo o fallar (por arriba o por abajo). Se puede seguir un procedimiento de prueba-error hasta alcanzar los niveles deseados, aunque los resultados ambientales en la transición pueden ser obviamente negativos.

Siguiendo con este asunto, las Figuras 7.6a y 7.6b muestran los efectos de instrumentos de precio y cantidad cuando hay incertidumbre en relación a la curva de costes marginales de reducción. Se presentan así en cada figura tres posibilidades: la curva esperada, una curva por debajo de la esperada y otra curva por encima de la esperada. Los diagramas muestran los efectos de instrumentos de precio y cantidad en este contexto. En ellos se puede observar que cuando la curva de costes marginales de emitir es muy rígida (los costes aumentan considerablemente cuando se incrementan las emisiones), es preferible una aproximación de cantidades y viceversa. Esto evidentemente tiene que ver con la seguridad, ya indicada, que suministra una regulación ambiental de cantidad. Las áreas sombreadas muestran las pérdidas de bienestar asociadas al uso de cada instrumento cuando la curva *CMR* no es la esperada.

Pero en este contexto, no solamente tiene influencia sobre la decisión regulatoria la pendiente de la curva de costes marginales externos. La pendiente de las curvas de costes marginales de reducción es también crucial, ya que si éstas son rígidas los instrumentos de cantidad generan situaciones indeseables

Figura 7.6a Elección de instrumentos con incertidumbre en las curvas de coste de reducción**Figura 7.6b Elección de instrumentos con incertidumbre en las curvas de coste de reducción**

que se pueden evitar a través de aproximaciones de precio. En este sentido, una opción interesante puede ser combinar el uso de distintos instrumentos tal y como se recoge en la Figura 7.7. En este caso se diseña una trayectoria de intervención que combina subsidios (s), permisos (a nivel e_m) e impuestos (t). Esta trayectoria va adaptándose a la forma de la curva de CME y pretende minimizar los costes indicados por las aproximaciones unívocas de las Figuras 7.6a y 7.6b. Si la curva CMR real se encuentra a la derecha de la esperada, por ejemplo, la alternativa impositiva permite dotar de flexibilidad en una situación de rigidez de las curvas marginales de reducción, se evitan así los grandes costes asociados al mantenimiento de la regulación por cantidades. Lo mismo sucedería, esta vez con subsidios, si la curva CMR real se encuentra a la izquierda de la esperada.

Figura 7.7 Subsidios, permisos e impuestos con incertidumbre en las curvas de costes de reducción

A continuación vamos a abordar el diseño y evaluación de instrumentos de política ambiental en contextos menos abstractos, añadiendo complejidad y realismo a lo ya apuntado hasta el momento. Básicamente se trata de estudiar más formalmente cuáles son los efectos de instrumentos flexibilizadores respecto a los principales criterios de 7.3. De nuevo nos centramos en la efectividad ambiental y en la eficiencia económica (también considerando las propiedades coste-eficientes de soluciones de segundo óptimo). Los modelos que a continuación se presentan usan como instrumento de referencia la imposición ambiental aunque sus efectos son, como hemos visto a lo largo de este capítulo, extensibles a los de cualquier mecanismo de mercado en muchos casos.

7.5 Política ambiental óptima y de segundo óptimo con una externalidad ambiental simple

En este apartado, vamos a recuperar un modelo simple de externalidad, ya apuntado en el Capítulo 3, para ilustrar la solución de primer óptimo (el impuesto pigouviano) y, a la vista de las dificultades prácticas de aplicación, diseñar un instrumento similar de política de segundo óptimo. A pesar de utilizarse la opción impositiva como ejemplo, nuestra intención aquí es ejemplificar el uso de un instrumento económico sub-óptimo de política ambiental de una manera más formal que en el apartado 7.4. En el siguiente epígrafe se seguirá un análisis similar pero adaptado a dos problemas reales (lluvia ácida y cambio climático) que deben ser modelizados de una manera más compleja.

7.5.1 El primer óptimo y el impuesto pigouviano

Asumamos que la economía tiene N consumidores idénticos y una empresa contaminadora. La función de utilidad del consumidor es $U(X, Z)$, cóncava y continuamente diferenciable con $\frac{\partial U(\cdot)}{\partial X} > 0$ y $\frac{\partial U(\cdot)}{\partial Z} < 0$. X es un bien producido por la empresa mediante un *input* convencional de producción (por



ejemplo, trabajo), L , y la emisión de sustancias contaminantes, E , que inciden en el nivel de calidad ambiental, Z .

El planificador social desea maximizar:

$$U(X, Z) \quad (7.1)$$

con:

$$X = X(L, E) \quad (7.2)$$

$$Z = Z(E). \quad (7.3)$$

La condición de primer orden es:

$$\frac{\partial U(\cdot)}{\partial E} = 0 \quad (7.4)$$

que, junto a las expresiones (7.2) y (7.3), conduce a:

$$\frac{\partial U(\cdot)}{\partial X} \frac{\partial X(\cdot)}{\partial E} + \frac{\partial U(\cdot)}{\partial Z} \frac{dZ(E)}{dE} = 0. \quad (7.5)$$

Puesto que los consumidores son idénticos:

$$\frac{\partial X(\cdot)}{\partial E} = -N \frac{\frac{\partial U(\cdot)}{\partial Z} \frac{dZ(E)}{dE}}{\frac{\partial U(\cdot)}{\partial X}} \quad (7.6)$$

Este es uno de los resultados ya obtenidos en el Capítulo 3 y fundamentales en la Economía Ambiental: el óptimo requiere de la igualación de los beneficios marginales privados de las emisiones, $BMP(E)$, y los costes externos marginales de las emisiones, $CME(E)$. Las emisiones son equivalentes en este modelo a un factor de producción, por lo que los beneficios totales se expresan en términos del bien X , representando la suma de los costes marginales externos la valoración económica de la externalidad.

Como ya hemos avanzado, el óptimo implica un análisis coste-beneficio de las emisiones, comparando sus efectos positivos sobre el bienestar, a través de la producción, con los causados por el deterioro ambiental:

$$W(E) = BTP(E) - CTE(E) \quad (7.7)$$

donde $W(E)$ es bienestar, la diferencia entre los beneficios totales privados de contaminar, $BTP(E)$ y los costes totales externos asociados a las emisiones, $CTE(E)$. Estas funciones aumentan con E y sus segundas derivadas son respectivamente $\frac{d[BMP(E)]}{dE} < 0$ y $\frac{d[CME(E)]}{dE} > 0$.

Sin embargo, el funcionamiento del libre mercado no lleva al óptimo, puesto que la maximización de beneficios de la empresa la lleva a emitir hasta que el beneficio marginal de las emisiones es nulo.

Esto se observa a continuación, donde el precio del bien producido por la empresa se normaliza a uno y p es el precio del *input* convencional:

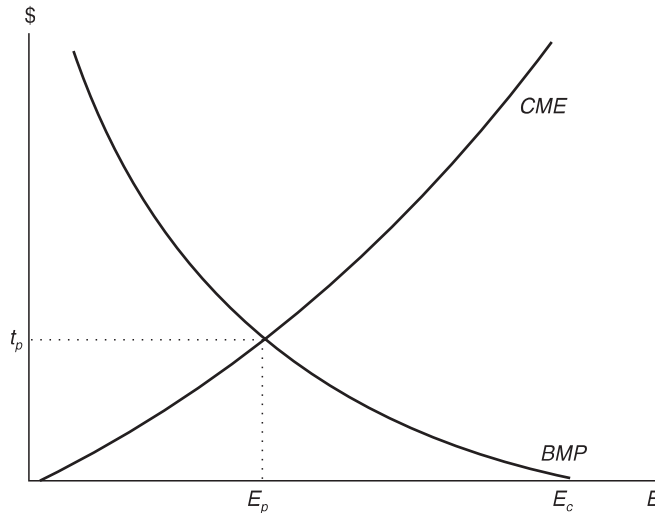
$$\max X(L, E) - pL \quad (7.8)$$

siendo la condición de primer orden:

$$\frac{\partial X(\cdot)}{\partial E} = 0 \quad (7.9)$$

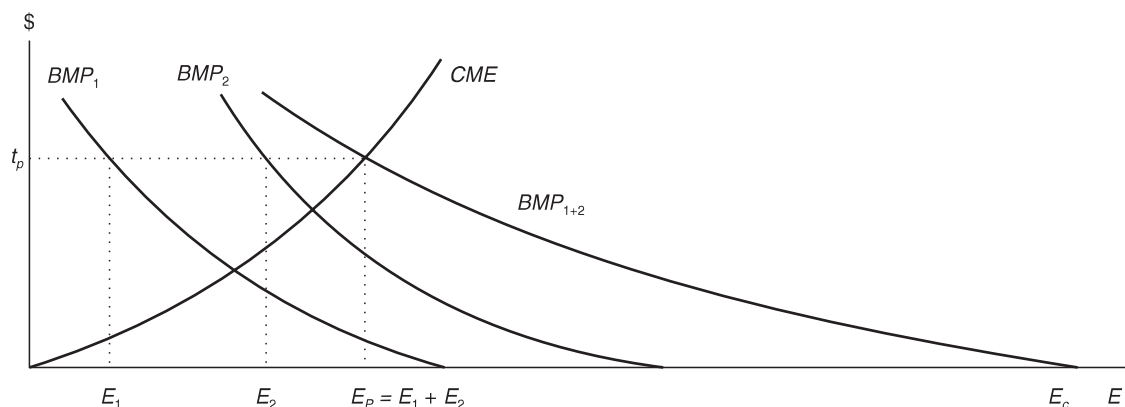
La expresión (7.9) implica emisiones no reguladas de E_c , con una externalidad de $\int_0^{E_c} CME \, dE$. Esto contrasta con la solución óptima expresada en la ecuación (7.6), donde las emisiones son E_p y los costes externos totales $\int_0^{E_p} CME \, dE$, de manera que el óptimo no implica una internalización total de la externalidad (eliminar el problema ambiental) sino una reducción de ésta equivalente a $\int_{E_p}^{E_c} CME \, dE$ (véase la Figura 7.8).

Figura 7.8 El nivel no regulado de emisiones y el óptimo pigouviano



El impuesto pigouviano permite corregir el funcionamiento del mercado no regulado a través de un precio asimétrico, positivo para el contaminador y cero para el contaminado (puesto que en el óptimo los ingresos fiscales deben devolverse a través de transferencias de suma fija). La expresión (7.10) y la Figura 7.9 ilustran esta opción, donde el tipo impositivo t_p es igual a los costes marginales externos en el óptimo. Si existe más de un contaminador es obviamente necesario calcular las curvas agregadas de beneficios y costes marginales para determinar el impuesto pigouviano, tal y como se observa en la Figura 7.2 para el caso de dos contaminadores.

$$t_p = -N \frac{\frac{\partial U(\cdot)}{\partial Z} \frac{dZ(E)}{dE}}{\frac{\partial U(\cdot)}{\partial X}} \quad (7.10)$$

Figura 7.9. El impuesto pigouviano con dos contaminadores

Es evidente que el esquema de intervención pigouviano es de difícil aplicación y, como ya avanzamos en el Capítulo 3, debe considerarse sólo como una ilustración de la intervención pública óptima (que puede servir de referencia para evaluar actuaciones sub-óptimas, como veremos a continuación). En particular, el impuesto pigouviano exige conocer los niveles de $CME(E)$ y $BMP(E)$ para un intervalo amplio de emisiones, puesto que el tipo impositivo debe determinarse en el óptimo. Nuestro recorrido por las técnicas de valoración ambiental en capítulos anteriores sugiere además que el cálculo de la curva de costes marginales externos (no de los costes totales externos en el momento actual) es tremendamente complicado. Por último, el regulador puede enfrentarse a una situación de información asimétrica en relación a las curvas de beneficios marginales privados de contaminar (véase sección 7.4).

7.5.2 El segundo óptimo y el impuesto coste-eficiente

Si bien un análisis coste-beneficio en los términos anteriores es la opción preferida para los economistas, los problemas de información que acabamos de describir recomiendan una aproximación menos ambiciosa. En este epígrafe nos referiremos al uso de impuestos ambientales coste-eficientes: aquéllos que obtienen un nivel predeterminado, subjetivo y probablemente distinto del óptimo, al mínimo coste para la sociedad (véase el principio de efectividad en la sección 7.3). Los impuestos coste-eficientes pueden ejemplificarse como instrumentos económicos de política ambiental (ver definiciones y equivalencias en las secciones 7.2 y 7.4), pero también reflejan la preferencia de los científicos y decisores públicos por los estándares exógenos de calidad ambiental (los necesarios para desarrollar una calidad de vida aceptable).

La modelización del problema cambia radicalmente, ya que no es necesario considerar las curvas de costes externos de la contaminación y se evitan así los problemas asociados a la valoración exhaustiva de los bienes ambientales. Así, el planificador social desea minimizar:

$$\sum_{k=1}^K CTR_k(r_k) \quad (7.11)$$

donde CTR_k es una función convexa y con segundas derivadas continuas que indica los costes totales de reducir las emisiones en un nivel r_k por parte del contaminador k . El punto de referencia para el cálculo

de las reducciones en el nivel de emisiones que realiza el contaminador cuando no hay restricciones, E_{k_c} . Por tanto, las emisiones reales (después de reducciones) son:

$$E_k = E_{k_c} - r_k \quad (7.12)$$

Como es habitual, se asume que los costes marginales de reducción son positivos y aumentan con el nivel de las reducciones, $\frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} > 0$ y $\frac{d^2CTR_k(r_k)}{dr_k^2} > 0$.

El problema ambiental asume un proceso simple e instantáneo de acumulación de contaminación (Z):

$$Z = \sum_{k=1}^K (E_{k_c} - r_k) \quad (7.13)$$

Las restricciones al problema de optimización vienen dadas por la presencia de un estándar agregado exógeno de contaminación $\bar{Z}$ (equivalente al utilizado por las normas de inmisión descritas en 7.2) y por la ecuación (7.15):

$$\sum_{k=1}^K (E_{k_c} - r_k) \leq \bar{Z} \quad (7.14)$$

$$r_k \geq 0 \quad (7.15)$$

El Lagrangiano para el problema es:

$$L = \sum_{k=1}^K CTR_k(r_k) - \varphi \left[\sum_{k=1}^K (E_{k_c} - r_k) - \bar{Z} \right] \quad (7.16)$$

y las condiciones de Kuhn-Tucker:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} + \varphi &\geq 0 \\ \left[\frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} + \varphi \right] r_k &= 0 \\ r_k &\geq 0 \end{aligned} \right\} \quad (7.17)$$

donde φ es el precio sombra que informa sobre la dificultad marginal de alcanzar el estándar ambiental en términos de los costes de reducción de emisiones.

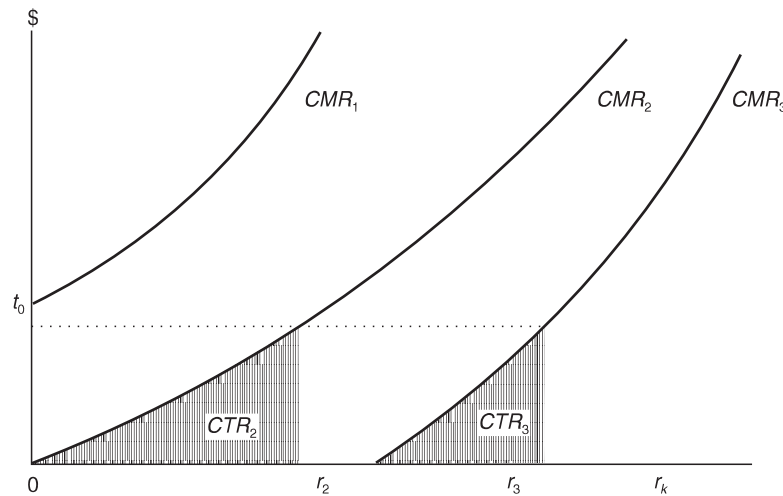
De (7.17) podemos distinguir dos casos generales. Cuando la reducción óptima de emisiones es positiva para todos los contaminadores, los costes marginales de reducción serán iguales al negativo del precio sombra para todas las empresas, esto es, si $r_k > 0$ entonces $\frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} = -\varphi$. Sin embargo, cuando la reducción óptima de algún contaminador sea cero, esto implicará que sus costes marginales de reducción de emisiones son mayores que el precio sombra negativo. En ambos casos, la distribución de las responsabilidades de reducción se hace de forma eficiente, puesto que los contaminadores con costes muy elevados de reducción pueden no reducir sus emisiones y aquellos que sí lo hacen igualarán sus costes marginales de reducción.

El impuesto coste-efectivo es, por tanto, igual al negativo del precio sombra:

$$t_e = -\varphi \quad (7.18)$$

lo que demuestra de modo más formal lo ya indicado en la sección 7.4 sobre la eficiencia estática de los instrumentos económicos de política ambiental. La Figura 7.10 representa las curvas de costes marginales de reducción (CMR_k) para tres contaminadores, uno de los cuales no realiza ningún esfuerzo reductor por sus elevados costes.

Figura 7.10 Reducción coste-eficiente de las emisiones contaminantes



7.6 El tránsito del primer al segundo óptimo en la gestión de la lluvia ácida y el cambio climático (*)

En esta sección escogemos dos problemas ambientales de distinta naturaleza, ambos muy relevantes, y comparamos la asignación de primer óptimo (con sus correspondientes impuestos pigouvianos) con aproximaciones de segundo óptimo en las que se utilizan impuestos ambientales. Aunque de nuevo ilustradas con impuestos, nuestro objetivo es demostrar cómo las políticas ambientales se enfrentan a importantes y múltiples problemas cuya solución no es trivial desde un punto de vista técnico. En ambos casos procederemos con una breve descripción del problema, la correspondiente modelización de la externalidad y del impuesto pigouviano, para finalizar con las soluciones sub-óptimas.

7.6.1 Impuestos ambientales y lluvia ácida

La lluvia ácida es la deposición, seca o húmeda, de sustancias contaminantes atmosféricas de naturaleza ácida. Las emisiones precursoras de la lluvia ácida son principalmente el dióxido de azufre (SO_2) y los óxidos de nitrógeno (NOx), originadas fundamentalmente cuando se queman combustibles fósiles. La deposición sólida se produce habitualmente en los alrededores del foco emisor, mientras que la

húmeda puede observarse a cientos o miles de kilómetros de distancia debido a la lentitud de los procesos de oxidación en la atmósfera y a la presencia de vientos que dispersan los contaminantes. Los daños físicos y económicos asociados a la lluvia ácida se concentran en los efectos sobre el soporte de vida, biodiversidad y crecimiento de suelos (principalmente a través de cambios en la vegetación) y lagos, además del deterioro en las construcciones humanas. La lluvia ácida ejemplifica, por tanto, un problema ambiental en el que la localización de los emisores es imprescindible tanto para su descripción como para su regulación (véase el Capítulo 8 para más sobre este asunto).

7.6.1.1 Modelizando la externalidad y el impuesto pigouviano

A continuación presentamos un modelo en que se consideran los efectos estáticos de la emisión de un precursor de la lluvia ácida (por ejemplo SO_2), y se describe la internalización óptima pigouviana. Para evitar complejidades no incorporamos otras sustancias contaminantes ni la posible acumulación de acidificación en los medios receptores (esto último desarrollado en el Apéndice 7.1).

Asumamos que en la economía existen J bienes finales, N consumidores, I inputs para la producción y K productores en la economía. $X_{j,n}$ es el consumo del bien j por parte del individuo n , $Y_{j,k}$ es la cantidad del bien j producido por la empresa k y $L_{i,k}$ es el *input* convencional para la producción i usado por la empresa k . Las emisiones del precursor de la lluvia ácida por parte de la empresa k , E_k , siguen un determinado proceso de dispersión, con efectos negativos sobre M localizaciones. Estos efectos geográficamente diferenciados se definen en la matriz:

$$\sigma_k = \begin{bmatrix} \sigma_{1,k} \\ \vdots \\ \sigma_{M,k} \end{bmatrix}$$

donde $\sigma_{m,k}$ es el coeficiente de transporte que indica la proporción de las emisiones de la empresa k que afectan a la localización m , con $\sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} = 1$. En consecuencia, la contaminación sufrida en la localización m con origen en el contaminador k es:

$$E_{m,k} = \sigma_{m,k} E_k \quad (7.19)$$

El problema ambiental está causado por la concentración de la contaminación en la localización m :

$$Z_m = \sum_{k=1}^K E_{m,k} \quad (7.20)$$

La función de utilidad del consumidor es:

$$U_n = U_n(X_{1,n}, \dots, X_{J,n}; Z_1, \dots, Z_M) \quad (7.21)$$

que es estrictamente cuasi-cóncava y con segundas derivadas continuas, $\frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial X_{j,n}} > 0$ y $\frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial Z_m} < 0$.

La función de producción de la empresa contaminadora es:

$$F_k(Y_{1,k}, \dots, Y_{J,k}; L_{1,k}, \dots, L_{I,k}; E_{1,k}, \dots, E_{M,k}) \leq 0 \quad (7.22)$$

que es estrictamente convexa y con segundas derivadas continuas, $\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial Y_{j,k}} \neq 0$, $\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial L_{i,k}} \neq 0$ y $\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}} \neq 0$.

El óptimo paretiano se puede encontrar fijando arbitrariamente el nivel de bienestar para los $N-1$ individuos y maximizando la utilidad del individuo restante. El problema es, por tanto:

$$\max U_1 (X_{1,1}, \dots, X_{j,1}; Z_1, \dots, Z_M) \quad (7.23)$$

sujeto a:

$$\bar{U}_n \leq U_n (X_{1,n}, \dots, X_{j,n}; Z_1, \dots, Z_M) \quad n = 2, \dots, N \quad (7.24)$$

$$F_k (Y_{1,k}, \dots, Y_{j,k}; L_{1,k}, \dots, L_{I,k}; E_{1,k}, \dots, E_{M,k}) \leq 0 \quad k = 1, \dots, K$$

$$\sum_{n=1}^N X_{j,n} \leq \sum_{k=1}^K Y_{j,k} \quad j = 1, \dots, J \quad (7.25)$$

$$\sum_{k=1}^K L_{i,k} \leq L_i \quad i = 1, \dots, I \quad (7.26)$$

$$\sum_{k=1}^K E_{m,k} = Z_m \quad m = 1, \dots, M$$

donde las expresiones (7.25) y (7.26) describen las restricciones de producción y consumo de la economía. Por tanto, el Lagrangiano es:

$$\begin{aligned} L = & U_1 (\cdot) - \sum_{n=2}^N \lambda_n \left[\bar{U}_n - U_n (\cdot) \right] - \sum_{k=1}^K \Psi_k - F_k (\cdot) - \sum_{j=1}^J \omega_j \left(\sum_{n=1}^N X_{j,n} - \sum_{k=1}^K Y_{j,k} \right) - \\ & - \sum_{i=1}^I \tau_i \left(\sum_{k=1}^K L_{i,k} - L_i \right) - \sum_{m=1}^M \mu_m \left(\sum_{k=1}^K E_{m,k} - Z_m \right) \end{aligned} \quad (7.27)$$

Asumiendo que $X_{j,n}$, $Y_{j,k}$, $L_{i,k}$, $E_{m,k}$ y Z_m son estrictamente positivas, desarrollando las condiciones (suficientes y necesarias) de primer orden para la optimalidad paretiana, obtenemos:

$$\frac{\frac{\partial U_n (\cdot)}{\partial X_{j,n}}}{\frac{\partial U_n (\cdot)}{\partial X_{j',n}}} = \frac{\omega_j}{\omega_{j'}} = \frac{\frac{\partial U_{n'} (\cdot)}{\partial X_{j,n'}}}{\frac{\partial U_{n'} (\cdot)}{\partial X_{j',n'}}} \quad j \neq j', n \neq n' \quad (7.28)$$

$$\frac{\frac{\partial F_k (\cdot)}{\partial Y_{j,k}}}{\frac{\partial F_k (\cdot)}{\partial Y_{j',k}}} = \frac{\omega_j}{\omega_{j'}} = \frac{\frac{\partial F_{k'} (\cdot)}{\partial Y_{j,k'}}}{\frac{\partial F_{k'} (\cdot)}{\partial Y_{j',k'}}} \quad j \neq j', k \neq k' \quad (7.29)$$

$$\frac{\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial L_{i,k}}}{\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial L_{i',k}}} = \frac{\tau_i}{\tau_{i'}} = \frac{\frac{\partial F_{k'}(\cdot)}{\partial L_{i,k'}}}{\frac{\partial F_{k'}(\cdot)}{\partial L_{i',k'}}} \quad i \neq i', k \neq k' \quad (7.30)$$

$$\frac{\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}}}{\frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m',k}}} = \frac{\mu_m}{\mu_{m'}} = \frac{\frac{\partial F_{k'}(\cdot)}{\partial E_{m,k'}}}{\frac{\partial F_{k'}(\cdot)}{\partial E_{m',k'}}} \quad m \neq m', k \neq k' \quad (7.31)$$

En particular, la expresión (7.28) indica que la tasa marginal de sustitución entre dos bienes cualquiera debe ser igual para todos los consumidores, mientras que (7.29) y (7.30) reproducen este resultado para respectivamente la tasa marginal de transformación de producto y la tasa marginal de sustitución técnica entre *inputs* para todas las empresas. La expresión (7.31) señala que la tasa marginal de transformación entre las emisiones del precursor de lluvia ácida que afecten a dos localizaciones cualquiera ha de ser igual para todas las empresas.

Si bien el funcionamiento del libre mercado lleva a las expresiones (7.28)-(7.30) a través de los mecanismos de precio, éste carece del conjunto de incentivos para la consecución de (7.31). No obstante, esto puede solucionarse a través de una nueva condición para el óptimo procedente de (7.27):

$$\frac{\frac{\partial U_1(\cdot)}{\partial Z_m} + \sum_{n=2}^N \lambda_n \frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial Z_m}}{\frac{\partial U_1(\cdot)}{\partial Z_{m'}} + \sum_{n=2}^N \lambda_n \frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial Z_{m'}}} = \frac{\mu_m}{\mu_{m'}} \quad m \neq m' \quad (7.32)$$

donde el precio sombra μ_m es el coste externo asociado al aumento marginal de la contaminación en el medio m :

$$\mu_m = \frac{\partial U_1(\cdot)}{\partial Z_m} + \sum_{n=2}^N \lambda_n \frac{\partial U_n(\cdot)}{\partial Z_m} \quad (7.33)$$

Por tanto, este precio sombra es la base para determinar el impuesto corrector de primer óptimo, aunque se define considerando los efectos de todos los contaminadores en la localización m :

$$t_m = \mu_m \quad (7.34)$$

El impuesto pigouviano (sobre emisiones) para el contaminador k puede obtenerse de las expresiones (7.20) y (7.34):

$$t_{p,k} = \sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} t_m \quad (7.35)$$

o bien:

$$t_{p,k} = \sum_{m=1}^M t_{m,k} \quad (7.36)$$

donde $t_{m,k}$ es el tipo impositivo sobre $E_{m,k}$. La introducción de un impuesto de estas características genera los incentivos para la consecución del óptimo paretiano, de modo que la tasa marginal (social) de sustitución entre deterioro ambiental en dos localizaciones cualquiera (7.32) iguala a la correspondiente tasa marginal de transformación (7.31).

Hasta el momento, hemos asumido que $E_{m,k}$ era estrictamente positiva. Sin embargo, este puede no ser el caso bien porque el contaminador k no afecta a la localización m por razones físicas ($\sigma_{m,k} = 0$) o bien porque no es socialmente óptimo que esto se produzca. Ahora $E_{m,k} = 0$ y las condiciones de Kuhn-Tucker exigen:

$$\left. \begin{aligned} -\Psi_k \frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}} - \mu_m &\leq 0 \\ \left[-\Psi_k \frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}} - \mu_m \right] E_{m,k} &= 0 \\ E_{m,k} &\geq 0 \end{aligned} \right\} \quad (7.37)$$

donde $-\Psi_k \frac{\partial F_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}}$ puede interpretarse como el coste marginal de reducir las emisiones de la empresa k sobre el medio m . La segunda ecuación establece que cuando este coste es mayor que el coste marginal social de la contaminación en la localización m (μ_m), bien porque la contaminación es ya muy elevada o porque se traspasaría un determinado umbral, entonces es óptimo que la empresa k no realice emisiones que afecten a la localización m .

A continuación se reformula este problema para permitir una mejor comparación con el modelo presentado en la sección 7.5.1. Así, el regulador maximiza:

$$W(Z_m, E_k) = \sum_{k=1}^K B_k(E_k) - \sum_{m=1}^M C_m(Z_m) \quad (7.38)$$

donde el bienestar, $W(\cdot)$, se define como la diferencia entre los beneficios privados de las emisiones para todos los contaminadores menos los costes externos de la contaminación en todos los medios. De nuevo, asumimos que las curvas de beneficios y costes tienen derivadas continuas y positivas.

Tomando en consideración la expresión (7.20), la condición de primer orden indica la igualdad entre los beneficios marginales privados y los costes marginales externos de las emisiones:

$$\frac{dB_k(E_k)}{dE_k} = \sum_{m=1}^M \frac{dC_m(Z_m)}{dZ_m} \sigma_{m,k} \quad (7.39)$$

En presencia de funciones de costes totales externos lineales:

$$C_m(Z_m) = \beta_m \sum_{k=1}^K \sigma_{m,k} E_k \quad (7.40)$$

la condición de primer óptimo es:

$$\frac{dB_k(E_k)}{dE_k} = \sum_{m=1}^M \beta_m \sigma_{m,k} \quad k = 1, \dots, K \quad (7.41)$$

Puede observarse cómo los costes marginales son constantes. Por tanto, si es posible valorar los efectos económicos de la contaminación en todas las localizaciones y conocer los coeficientes de dispersión para todos los contaminadores, el regulador podría introducir los impuestos pigouvianos definidos en (7.42) sin necesidad de calcular los beneficios marginales privados netos de las emisiones (o costes marginales de reducción de emisiones), puesto que la expresión (7.41) garantiza que los contaminadores se situarán en el nivel óptimo de emisiones.

$$t_{p,k} = \sum_{m=1}^M \beta_m \sigma_{m,k} \quad k = 1, \dots, K \quad (7.42)$$

Sin embargo, las demandas informacionales asociadas a (7.42) son, por la propia naturaleza del problema ambiental, mucho más amplias que en el modelo simple de la sección 7.5.1. Además, en el caso más probable de funciones de costes no lineales (como en el modelo simple), el tipo impositivo pigouviano no es independiente del nivel óptimo de emisiones y por tanto el regulador debe contar con información sobre los beneficios marginales privados netos de contaminar. Esto se evita mediante los impuestos ambientales coste-efectivos contra la acidificación, como veremos a continuación.

7.6.1.2 Imposición ambiental sub-óptima contra la acidificación

Tomando como referencia el modelo simple de la sección 7.5.2, el planificador social desea minimizar:

$$\sum_{k=1}^K CTR_k(r_k) \quad (7.43)$$

sujeto a la nueva restricción ambiental, que recoge las características específicas del problema de la lluvia ácida:

$$\sum_{k=1}^K \sigma_{m,k} (E_{k_c} - r_k) \leq \bar{Z}_m \quad (7.44)$$

$$r_k \geq 0 \quad (7.45)$$

donde $\bar{Z}_m$ es el estándar ambiental exógeno para la localización m . Los estándares pueden tomar en este caso la forma de cargas críticas: el nivel máximo de concentraciones ácidas que no causan efectos negativos sobre el ecosistema a largo plazo.

El Lagrangiano es:

$$L = \sum_{k=1}^K CTR_k(r_k) - \sum_{m=1}^M \varphi_m \left[\sum_{k=1}^K \sigma_{m,k} (E_{k_c} - r_k) - \bar{Z}_m \right] \quad (7.46)$$

y las condiciones de Kuhn-Tucker:

$$\left. \begin{aligned} \frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} + \sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} \varphi_m &\geq 0 \\ \left[\frac{dCTR_k(r_k)}{dr_k} + \sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} \varphi_m \right] r_k &= 0 \\ r_k &\geq 0 \end{aligned} \right\} \quad (7.47)$$

que nos permiten obtener la asignación coste-eficiente de las responsabilidades de control entre contaminadores y su correspondiente tipo impositivo coste-eficiente sobre concentraciones:

$$t_{e,m} = - \sum_{k=1}^K \sigma_{m,k} \varphi_m \quad (7.48)$$

y sobre emisiones:

$$t_{e,k} = - \sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} \varphi_m \quad (7.49)$$

Estos tipos impositivos son la versión sub-óptima de los definidos respectivamente por las expresiones (7.34) y (7.35). En particular, la ecuación (7.48) garantiza que los costes marginales de reducción de las concentraciones de contaminación en la localización m se igualan entre los contaminadores con reducciones óptimas positivas. En general, esto conduce a impuestos sobre emisiones (coste-eficientes) que son diferentes según la localización de los contaminadores.

En este contexto, los requisitos informacionales para conseguir la asignación sub-óptima siguen siendo enormes. Incluso con información perfecta sobre la matriz de transporte de los contaminantes para la empresa k , σ_k puede ser muy difícil calcular los tipos impositivos sub-óptimos con más de un estándar ambiental. De hecho, la ratio de impuestos ambientales sub-óptimos entre dos contaminadores cualquiera:

$$\frac{\sum_{m=1}^M \sigma_{m,1} \varphi_m}{\sum_{m=1}^M \sigma_{m,2} \varphi_m} \quad \text{para todo } m \quad (7.50)$$

indica que, con un único receptor de contaminación ($m=1$), al fijar el tipo impositivo para un contaminador inmediatamente se determina el tipo para el otro y se puede seguir un proceso de aproximación iterativa al estándar ambiental de forma coste-eficiente. En el resto de los casos, la imposibilidad de alcanzar la asignación coste-eficiente de este modo hace necesario que el regulador deba tener información completa sobre las curvas de costes marginales de reducción de emisiones para calcular los precios sombra. Obviamente este es un resultado decepcionante, ya que precisamente contradice las ventajas informacionales de las aproximaciones de segundo óptimo.

7.6.2 Cambio climático e imposición pigouviana y coste-eficiente

El cambio climático es un fenómeno ambiental originado por la concentración atmosférica de un conjunto de gases cuya presencia genera una especie de efecto invernadero. Los denominados gases de efecto invernadero (GEI), precursores del cambio climático, surgen fundamentalmente de la quema de combustibles fósiles (como ocurría en buena medida en el caso de la lluvia ácida) y su emisión tiene por tanto una naturaleza humana. Este problema ambiental contrasta, no obstante, con la lluvia ácida puesto que los daños ambientales no dependen de la localización geográfica del responsable (al distribuirse las concentraciones uniformemente en la atmósfera) y siempre hay que considerar los procesos de acumulación de contaminantes. El dióxido de carbono (CO_2) representa en torno al 80% del total de las emisiones causantes de este fenómeno y, en consecuencia, ha de ocupar un lugar central en las políticas ambientales correctoras.

Los efectos socio-económicos del cambio climático son, potencialmente, de una gran magnitud. Los científicos no sólo esperan unas subidas considerables de las temperaturas medias, sino también un aumento importante de la variabilidad climática (inundaciones, sequías, etc.). Además, el cambio climático

podría provocar una catástrofe repentina de grandes dimensiones en vez de configurarse como un proceso gradual que permitiese una cierta adaptación. En cualquier caso, no sólo han de preocuparnos la magnitud y el horizonte temporal de los daños asociados al cambio climático: son especialmente relevantes las cuestiones éticas vinculadas a distintos efectos y capacidades de adaptación y respuesta de sociedades con un grado muy distinto de desarrollo. De hecho, en el Capítulo 8 observaremos cómo este problema ambiental encabeza las preocupaciones y las respuestas de los diseños y aplicaciones de la política ambiental contemporánea (en muchos casos a través de impuestos y/o de mercados de derechos de emisión).

7.6.2.1 El cambio climático como externalidad y la solución de primer óptimo

Atendiendo a lo dicho, para modelizar el cambio climático sin excesivas complejidades consideramos solamente las emisiones y concentraciones atmosféricas de CO_2 como respectivamente las variables de control y estado de un problema de control óptimo. Así, la dinámica de acumulación en la atmósfera de las emisiones de CO_2 es:

$$\dot{Z} = E(t) - \alpha Z(t) \quad (7.51)$$

donde el cambio en las concentraciones atmosféricas de carbono viene dado por las emisiones de dióxido de carbono en el instante t , $E(t)$, y por la reducción natural del *stock* atmosférico en el instante t , $\alpha Z(t)$, donde $0 \leq \alpha \leq 1$.

El bienestar en el instante t se define como:

$$W(t) = B[E(t)] - C[Z(t)] \quad (7.52)$$

donde $B(\cdot)$ es una función estrictamente cóncava con segundas derivadas continuas que recoge los beneficios privados netos de las emisiones de un contaminador en el momento t y $C(\cdot)$ es una función estrictamente cóncava con derivadas continuas que indica los costes externos causados por la concentración del precursor del cambio climático en el instante t .

Por tanto, el problema del planificador social es maximizar:

$$\int_0^{\infty} e^{-\delta t} \{B[E(t)] - C[Z(t)]\} dt \quad (7.53)$$

sujeto a:

$$\begin{aligned} \dot{Z} &= E(t) - \alpha Z(t) \\ Z(0) &\text{ dado} \end{aligned}$$

El Hamiltoniano de valor presente es:

$$H_c = B(\cdot) - C(\cdot) + \mu(t)[E(t) - \alpha Z(t)] \quad (7.54)$$

con las condiciones de principio máximo:

$$\frac{\partial H_c(\cdot)}{\partial E(t)} = \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} + \mu(t) = 0 \quad (7.55)$$

$$\dot{\mu} - \delta\mu(t) = -\frac{\partial H_c(\cdot)}{\partial Z(t)} = \frac{dC(\cdot)}{dZ(t)} + \alpha\mu(t) \quad (7.56)$$

El precio sombra $\mu(t)$ puede interpretarse como el valor negativo del incremento marginal de las concentraciones de carbono en la atmósfera en el instante t . En consecuencia, el tipo impositivo pigouviano es:

$$t_p(t) = -\mu_m(t) \quad (7.57)$$

y de (7.55) obtenemos la conocida igualdad de costes y beneficios marginales de contaminar en el óptimo:

$$t_p(t) = \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} \quad (7.58)$$

La tasa de cambio del precio sombra en el tiempo viene dada por:

$$\frac{\dot{\mu}}{\mu(t)} = \frac{\frac{dC(\cdot)}{dZ(t)}}{\mu(t)} + \delta + \alpha \quad (7.59)$$

Para obtener las combinaciones óptimas de las concentraciones de carbono en la atmósfera y las emisiones de CO_2 (implícitamente a partir de impuestos óptimos sobre dichas emisiones) calculamos las isoclinas $\dot{E} = 0$ y $\dot{Z} = 0$. El estado estacionario (E^* , Z^*) es un punto de silla que se da cuando ambas isoclinas intersectan.

De las expresiones (7.55) y (7.56) obtenemos:

$$-\frac{d^2B(\cdot)}{dE(t)^2} E + \delta \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} = \frac{dC(\cdot)}{dZ(t)} - \alpha \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} \quad (7.60)$$

por tanto:

$$\dot{E} = \frac{(\delta + \alpha) \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} - \frac{dC(\cdot)}{dZ(t)}}{\frac{d^2B(\cdot)}{dE(t)^2}} \quad (7.61)$$

que junto a la ecuación (7.51) conforma un sistema no lineal para las variables de estado y control. Las isoclinas se definen por:

$$(\delta + \alpha) \frac{dB(\cdot)}{dE(t)} = \frac{dC(\cdot)}{dZ(t)} \quad (7.62)$$

$$Z(t) = \frac{E(t)}{\alpha} \quad (7.63)$$

cuando respectivamente $\dot{E} = 0$ y $\dot{Z} = 0$.

La pendiente de la primera isoclina se determina de acuerdo a:

$$\left. \frac{dE}{dZ(t)} \right|_{\dot{E}=0} = \frac{\frac{d^2C(\cdot)}{dZ(t)^2}}{(\delta + \alpha) \frac{d^2B(\cdot)}{dE(t)^2}} \quad (7.64)$$

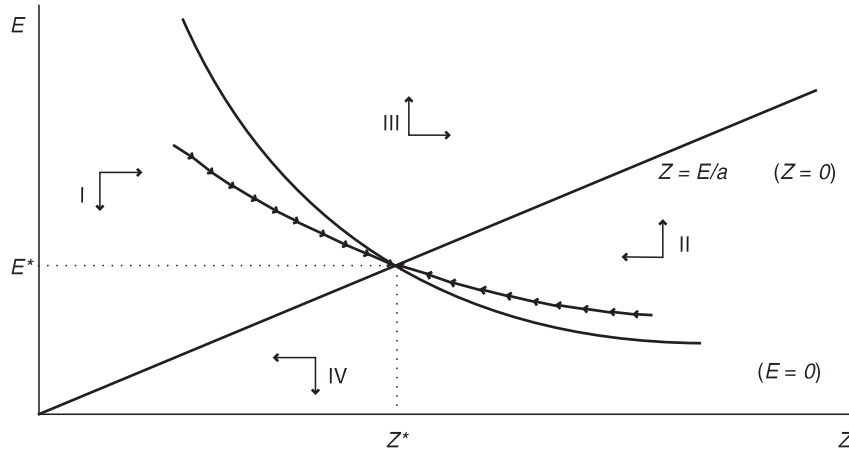
que es negativa cuando $B(\cdot)$ es estrictamente cóncava, $C(\cdot)$ estrictamente convexa y δ y α positivas.

La Figura 7.11 muestra el diagrama de fase plano para este sistema. Las isoclinas dividen el ortante positivo en cuatro isosectores, cada uno con una flecha que indica el movimiento de un punto (E, Z) a lo largo del tiempo. Los isosectores I y II contienen una trayectoria, la separatriz, que lleva al estado estacionario. Ambas separatrices definen el camino óptimo al problema puesto que cualquier otra trayectoria conduciría bien a $E = 0$ ó a $Z = \infty$ cuando $t \rightarrow \infty$. Si se pudiesen calcular ambas separatrices obtendríamos, por tanto, una política óptima de emisiones (y tipos ambientales óptimos). Esto se conoce como política de control retroalimentada puesto que las emisiones y tipos impositivos óptimos se especifican como una función del estado actual de las concentraciones Z :

$$E^* = E^*(Z) \quad (7.65)$$

$$t_p^* = t_p^*(Z) \quad (7.66)$$

Figura 7.11 Diagrama de fase plano para $X = 0$ y $Z = 0$



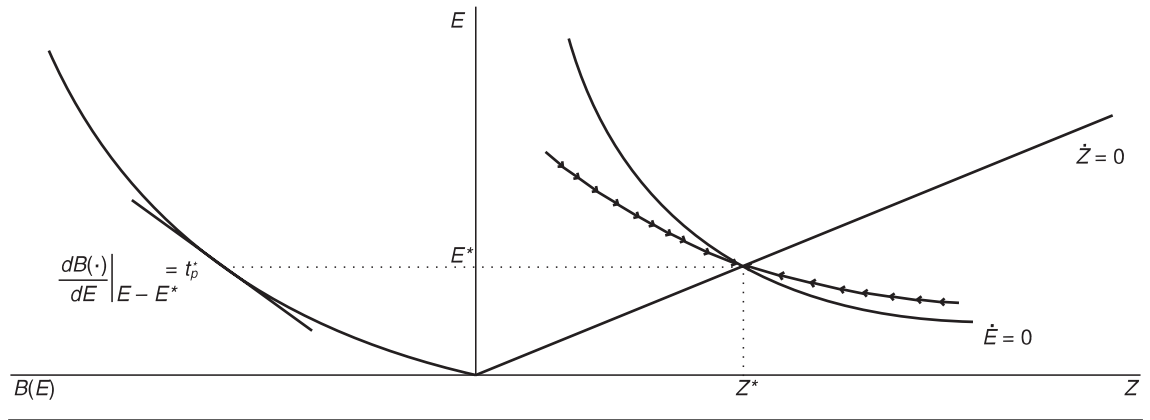
La Figura 7.12 complementa este diagrama con la inclusión de la función (cóncava) de beneficios totales privados sobre emisiones. Por la ecuación (7.58) sabemos que los beneficios marginales privados de las emisiones, tangentes a la curva de beneficios totales, son iguales al impuesto ambiental. De modo que cuando las concentraciones de carbono están por debajo (sobre) las del estado estacionario, el impuesto óptimo sobre emisiones debe aumentar (disminuir) a lo largo del tiempo hasta llegar al estado estacionario. En ese momento, el tipo impositivo debe permanecer estable a lo largo del tiempo y en una cuantía de $t_p^*(Z^*)$.

7.6.2.2 El impuesto coste-eficiente con cambio climático

Ilustramos a continuación el caso de un impuesto ambiental de segundo óptimo sobre las emisiones precursoras de cambio climático. Ahora planteamos el problema en términos discretos, de modo que la relación ambiental viene dada por:

$$Z(T) = \sum_{t=0}^T \sum_{k=1}^K (1 - \alpha)^{T-t} [E_{k_c}(t) - r_k(t)] \quad (7.67)$$

Figura 7.12 Beneficios totales de las emisiones, imposición pigouviana y el camino óptimo al estado estacionario



donde α es la tasa de degradación del *stock* de contaminación a lo largo del tiempo y T es el último periodo de tiempo considerado.

Como en casos anteriores, el objetivo del planificador social es ahora minimizar:

$$\sum_{t=0}^T \sum_{k=1}^K \left(\frac{1}{1+\delta} \right)^t CTR_k [r_k(t)] \quad (7.68)$$

sujeto a:

$$\sum_{t=0}^T \sum_{k=1}^K (1-\alpha)^{T-t} [E_k(t) - r_k(t)] \leq \bar{Z}(T) \quad (7.69)$$

$$r_k(t) \geq 0 \quad (7.70)$$

donde δ es la tasa de descuento y $\bar{Z}(T)$ es el estándar exógeno de calidad ambiental para el periodo T . Esta aproximación es mucho más realista que la desarrollada en la sección precedente puesto que buena parte de las políticas públicas en este campo persiguen la consecución de un nivel de concentraciones atmosféricas en un horizonte temporal determinado (véase el Capítulo 8).

El Lagrangiano es:

$$L = \sum_{t=0}^T \sum_{k=1}^K \left(\frac{1}{1+\delta} \right)^t CTR_k [r_k(t)] - \varphi \left[\sum_{t=0}^T \sum_{k=1}^K (1-\alpha)^{T-t} [E_k(t) - r_k(t)] - \bar{Z}(T) \right] \quad (7.71)$$

y las condiciones de Kuhn-Tucker:

$$\left. \begin{aligned} & \left(\frac{1}{1+\delta} \right)^t \frac{dCTR_k[r_k(t)]}{dr_k(t)} + (1-\alpha)^{T-t} \varphi \geq 0 \\ & \left[\left(\frac{1}{1+\delta} \right)^t \frac{dCTR_k[r_k(t)]}{dr_k(t)} + (1-\alpha)^{T-t} \varphi \right] r_k(t) = 0 \\ & r_k(t) \geq 0 \end{aligned} \right\} \quad (7.72)$$



A partir de (7.72) podemos obtener la asignación coste-eficiente de responsabilidades de control de las emisiones entre los contaminadores. Cuando el nivel de reducción de emisiones es positivo para todos los contaminadores y en todos los momentos:

$$\left(\frac{1}{1+\delta}\right)^t \frac{dCTR_k[r_k(t)]}{dr_k(t)} + (1-\alpha)^{T-t} \varphi = 0 \quad (7.73)$$

lo que implica,

$$\frac{dCTR_k[r_k(t)]}{dr_k(t)} = -\left(\frac{1+\delta}{1-\alpha}\right)^t (1-\alpha)^T \varphi \quad (7.74)$$

de modo que los costes marginales de reducción deben ser iguales para todas las empresas contaminantes en el periodo t , esto es, hay una asignación coste-eficiente en cada periodo temporal.

El conjunto de los impuestos ambientales coste-eficientes es:

$$t_{e,k}(t) = -\left(\frac{1+\delta}{1-\alpha}\right)^t (1-\alpha)^T \varphi \quad (7.75)$$

con tipos impositivos crecientes puesto que $\delta + \alpha > 0$. En consecuencia, el nivel de emisiones se reduce hasta que se consigue el nivel exógeno de calidad ambiental. De hecho, la asignación dinámica coste-eficiente requiere:

$$\frac{dCTR_k[r_k(t)]}{dr_k(t)} = \left(\frac{1-\alpha}{1+\delta}\right) \frac{dCTR_k[r_k(t+1)]}{dr_k(t+1)} \quad (7.76)$$

para todos los contaminadores y periodos de tiempo. Por tanto, la expresión (7.76) completa las propiedades coste-eficientes de los impuestos ambientales dinámicos (sub-óptimos).

La trayectoria de las emisiones hacia el estándar ambiental exógeno para el período T viene dado por:

$$\bar{Z}(T) = \sum_{t=0}^T (1-\alpha)^{T-t} E(t) \quad (7.77)$$

donde:

$$E(T) = \sum_{k=1}^K E_{k_e}(t) - r_k(t) \quad (7.78)$$

En este caso, las posibilidades de una aproximación iterativa para alcanzar el estándar ambiental exógeno se ven seriamente afectadas por la naturaleza dinámica del problema, incluso sin incorporar aspectos espaciales (véase Apéndice 7.1 para la simultánea presencia de dinámica y variabilidad geográfica de efectos).

En suma, hemos comprobado cómo la transición de un esquema simple a otro que se aproxime más al comportamiento real de los problemas ambientales dificulta considerablemente el diseño y la gestión de las políticas públicas para la protección del medio ambiente. Pero incluso si el cálculo de los tipos óptimos fuese posible, su aceptabilidad (por tanto viabilidad práctica) sería probablemente muy baja porque los contaminadores se enfrentarían a tipos variables tanto estática (entre ellos) como dinámicamente.

7.7 Ingresos y efectos distributivos de instrumentos de política

Hasta el momento nos hemos referido fundamentalmente a los aspectos internalizadores de los instrumentos de política ambiental, observando cómo variaban sus diseños en función de las características de los problemas considerados o interesándonos en su efectividad y eficiencia para conseguir los objetivos ambientales. Esto es lo normal, ya que los instrumentos de política ambiental surgieron precisamente por ese motivo y su definición y evaluación deben poner el acento en los objetivos internalizadores.

Sin embargo, ello no quiere decir que sea posible obviar otros efectos económicos relacionados con la aplicación de los instrumentos de política ambiental. Estos efectos pueden ser de naturaleza macroeconómica, alterando variables fundamentales como nivel de precios, empleo, producción o crecimiento. Por tanto, su cuantificación o consideración es imprescindible y, de hecho, debe llevar a recomendaciones normativas que influirán en su implantación/supresión y diseño.

La aplicación de instrumentos de política ambiental también genera efectos distributivos. Su cuantificación es necesaria por varios de los motivos que ya avanzamos parcialmente en el apartado 7.3. Primeramente, por su elevada vinculación con el objetivo prioritario de corrección ambiental y con el cumplimiento del principio de «quien contamina paga». En segundo lugar, por la necesaria evaluación de los efectos de equidad de las distintas políticas públicas. Y, finalmente, por la gran importancia que tienen las cuestiones distributivas en la aplicabilidad y viabilidad de los instrumentos de política en el mundo real.

Asimismo, ciertos instrumentos de política ambiental también generan recursos para el sector público y esto da origen a otra serie de implicaciones de diseño y aplicación. En particular, podemos distinguir tres tipos de mecanismos según esta variable: los que demandan recursos públicos (por ejemplo, subvenciones), los que generan recursos (por ejemplo, impuestos) y los neutrales en términos recaudatorios (por ejemplo, normas de emisión). En todos los casos nos referimos al funcionamiento habitual del instrumental, sin incorporar los costes que puedan ocasionar la gestión y monitorización asociada.

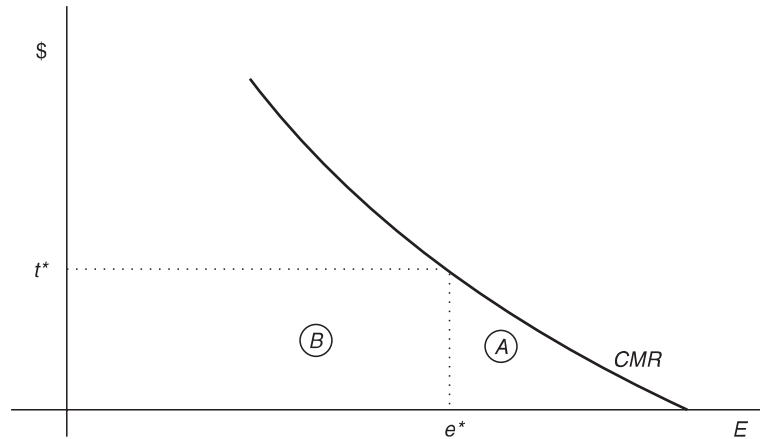
A continuación afrontamos con un mayor detalle el análisis de estas dos cuestiones, ciertamente interrelacionadas entre sí. En el caso de los instrumentos que obtienen ingresos para el sector público, el análisis se concentra en los impuestos por su mayor relevancia y por la posibilidad de extrapolar las conclusiones obtenidas.

7.7.1 La distribución de la carga regulatoria

Como decíamos, habitualmente todo instrumento de política ambiental genera un coste para el regulado. En la Figura 7.13 se ilustran los costes de dos mecanismos regulatorios sobre una empresa contaminante: una regulación MC que marca una emisión máxima de e^* , y un impuesto ambiental que fija un tipo impositivo marginal de t^* . En el primer caso los costes empresariales (o carga regulatoria) de ese instrumento se representan con el área A, mientras que en el segundo hay que sumar también la recaudación impositiva, área B.

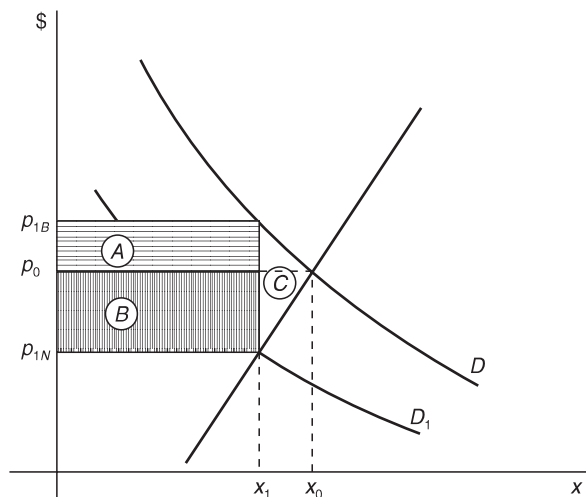
Pero, ¿quién paga realmente el coste regulatorio? Para analizar esta cuestión nos basaremos en el concepto de incidencia, muy habitual en Economía Pública. Partimos de que, dada la estructura regulatoria, la empresa intenta minimizar el tamaño de ese coste (por eso son superiores los instrumentos flexibilizadores que dan más margen de maniobra a los agentes en este aspecto). El siguiente paso es distribuir ese coste entre los agentes individuales implicados porque, efectivamente, la incidencia asume que los costes de las políticas son finalmente soportados por personas físicas.

Así, es de suponer que una parte del coste regulatorio será asumido por los propietarios de esa empresa. Esto es en sí positivo porque precisamente induce a los gestores empresariales a minimizar

Figura 7.13 Costes directos de regulaciones MC y de impuestos ambientales

el coste regulatorio mediante las medidas operativas y tecnológicas que permitan alcanzar el objetivo ambiental. Otra parte del coste será posiblemente trasladado a los proveedores de bienes y trabajadores de la empresa, en forma de menores precios. Finalmente, otra parte del coste se transferirá a los compradores de los productos o servicios que elabora la empresa, algo que de nuevo es positivo porque es esta demanda la que ocasiona el daño ambiental y cualquier política moderadora tendrá efectos ambientales positivos.

Por supuesto, la capacidad de traslación de la carga regulatoria dependerá de la fuerza relativa de los distintos agentes implicados en los mercados correspondientes. La Figura 7.14 ilustra el proceso de traslación de la carga asociada a la introducción de un impuesto unitario (por unidad de producto vendida) sobre un bien cuyo consumo genera contaminación.

Figura 7.14 Traslación de un impuesto sobre un bien cuyo consumo causa contaminación

Antes de la aparición del impuesto, el mercado se vaciaba a un precio p_0 , con una cantidad consumida de x_0 . Asumamos que el impuesto se cobra sobre el comprador, de modo que se produce un desplazamiento de la curva de demanda, paralelo, hacia adentro y en cuantía u . Ahora el impuesto introduce una ruptura en el precio y comienza a observarse un precio bruto pagado por el comprador, p_{1B} , y el precio neto recibido por el vendedor, p_{1N} . La diferencia entre ambos es u , que multiplicada por la nueva cantidad intercambiada, x_1 , nos da la recaudación del impuesto (área sombreada $A+B$). De hecho, la incidencia real sería exactamente la misma si el impuesto se cobrase sobre los vendedores (con desplazamiento paralelo y hacia la izquierda de la curva de oferta, cuya representación se deja para el lector). Por ello, medidas distributivas basadas en la incidencia legal son claramente imperfectas.

En la Figura 7.14 se observa cómo la mayor parte de la carga del impuesto (incluyendo C , la pérdida de eficiencia asociada al impuesto o exceso de gravamen) cae sobre el vendedor (área B más el triángulo más grande dentro de C). Es decir, un impuesto legalmente establecido sobre el comprador ha podido ser trasladado en buena medida hacia el vendedor. Esto obviamente está relacionado con la ratio de elasticidades precio de la oferta y la demanda: aquel agente con mayor elasticidad precio relativo, por ello con mayor capacidad de adaptación, evita más fácilmente la carga fiscal.

Hasta ahora nos hemos referido a la incidencia en el equilibrio parcial. No obstante, la relación existente entre los distintos mercados y la implicación habitual de más de dos agentes en los procesos de traslación recomiendan una aproximación mucho más general. Así, el uso de aproximaciones de equilibrio general nos puede informar con más exactitud sobre la distribución de la carga regulatoria entre agentes. Por supuesto, unas evaluaciones precisas de la incidencia de distintos instrumentos regulatorios nos pueden permitir calcular correctamente las medidas de equidad horizontal y vertical, ya mencionadas en el apartado 7.3, y conocer la calidad del instrumento en la obtención de objetivos ambientales.

7.7.2 ¿Un doble dividendo de la imposición ambiental?

Desde mediados de los años ochenta una serie de trabajos han investigado la posible existencia de un segundo dividendo de la imposición ambiental, simultáneo al primer dividendo de naturaleza correctora, originando la denominada teoría del doble dividendo. El segundo dividendo de la imposición ambiental surge cuando la recaudación impositiva ambiental se utiliza para reducir o eliminar impuestos distorsionantes (todos los existentes, menos los inaplicables de suma fija), limitando así los excesos de gravamen. La aplicación práctica de la teoría del doble dividendo da lugar a las denominadas reformas fiscales verdes (RFV), a las que nos referiremos en el Capítulo 8.

Las razones que explican el interés académico en esta cuestión, con la irrupción de numerosos economistas públicos en el debate, se relacionan con la creciente preocupación por los problemas de cambio climático, puesto que impuestos potentes sobre las emisiones de CO_2 aparecen como candidatos perfectos para la reducción del deterioro ambiental y de las distorsiones causadas por los impuestos directos convencionales a través de procesos de RFV. Esto se debe a la gran intensidad energética de los países desarrollados y a su fuerte dependencia de combustibles fósiles, lo que llevaría a una recaudación elevada y sostenida en el tiempo.

Las primeras interpretaciones sobre las dobles ganancias de eficiencia conseguidas con la imposición ambiental fueron quizás excesivamente optimistas, en lo que se conoce como interpretación «fuerte» del doble dividendo. A partir de aproximaciones de equilibrio parcial se afirmaba que los impuestos ambientales presentaban excesos de gravamen negativos, por lo que se justificarían sólo con las ganancias de eficiencia fiscal conseguidas y sin necesidad de acudir a sus efectos correctores ambientales. Una posterior utilización de modelos de equilibrio general demostró que los impuestos ambientales también ocasionaban costes de eficiencia convencionales, con

distorsiones en los mercados factoriales y de bienes, por lo que el segundo dividendo de los impuestos ambientales podría incluso tomar valores negativos. En particular, se observaba que las anteriores distorsiones parecían estar directamente relacionadas con la magnitud de los excesos de gravamen convencionales pre-existentes, en una interpretación claramente contra-intuitiva sobre las potencialidades fiscales de la imposición ambiental dentro de sistemas fiscales muy distorsionantes

A continuación se presenta un modelo simple de equilibrio general en el que se incorporan las cuestiones anteriores. Suponemos una economía en la que existe un único consumidor representativo, competencia perfecta y rendimientos constantes de escala. En ella se producen un bien final, X , y otro intermedio, F , que es un recurso natural cuyo consumo origina una externalidad negativa. El trabajo, L , es el único factor productivo, con las siguientes funciones de producción:

$$\begin{aligned} X &= X(L_X, F) \\ F &= F(L_F) \\ L &= L_X + L_F \end{aligned} \quad (7.79)$$

Los precios se encuentran normalizados, tomando los salarios como numerario. El consumidor representativo obtiene utilidad del consumo del bien X y del ocio $(1-L)$. Además, la utilidad del consumidor disminuye como resultado de la externalidad negativa asociada con el consumo por los productores del bien F , $\phi(F)$. El sector público gasta G , que distribuye en forma de transferencias de suma fija a los consumidores, financiado a través de un impuesto unitario sobre el consumo del bien intermedio, t_F , y de un impuesto sobre el rendimiento del trabajo, t_L .

El equilibrio óptimo de la economía se obtiene de la maximización de:

$$U = u(X, 1 - L) - \phi(F) \quad (7.80)$$

sujeto a las restricciones:

$$\begin{aligned} p_X X &= (1 - t_L)L + G \\ p_X X &= L_X + (t_F + p_F)F \\ p_F F &= L_F \\ G &= t_F F + t_L L \end{aligned} \quad (7.81)$$

donde:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial X} &> 0 & \frac{\partial u}{\partial(1-L)} &> 0 & \frac{\partial \phi}{\partial F} &> 0 \\ \frac{\partial^2 u}{\partial X^2} &< 0 & \frac{\partial^2 u}{\partial(1-L)^2} &< 0 & \frac{\partial^2 \phi}{\partial F^2} &> 0 \end{aligned} \quad (7.82)$$

Las condiciones de primer orden son:

$$\frac{\partial u}{\partial X} = \lambda p_X \quad \frac{\partial u}{\partial(1-L)} = \lambda(1 - t_L) \quad (7.83)$$

Las funciones de demanda para X y L pueden obtenerse de las condiciones de primer orden que resuelven el problema. Asimismo, la función de utilidad indirecta en equilibrio puede recuperarse sustituyendo las funciones de demanda en la función de utilidad original:

$$v = V(p_x, t_L, G) - \phi(F) \quad (7.84)$$

donde:

$$\frac{\partial v}{\partial p_x} = -\lambda X \quad \frac{\partial v}{\partial t_L} = -\lambda L \quad \frac{\partial v}{\partial G} = \lambda \quad (7.85)$$

Ahora podemos analizar los efectos de una RFV en la que se incrementa el impuesto de naturaleza ambiental, t_F , y sus ingresos extra se utilizan íntegramente para reducir el impuesto sobre el trabajo, t_L , permaneciendo el presupuesto público inalterado (expresión 7.87). Para conocer los efectos de esa RFV diferenciamos la función de utilidad indirecta con respecto a los cambios en ambos tipos impositivos:

$$\frac{dV}{dt_F} = \frac{\partial v}{\partial p_x} \frac{dp_x}{dt_F} + \frac{\partial v}{\partial t_L} \frac{dt_L}{dt_F} - \phi_F \frac{dF}{dt_F} \quad (7.86)$$

donde,

$$\frac{dt_L}{dt_F} = - \left[\frac{F + t_F \frac{dF}{dt_F} + t_L \frac{\partial L}{\partial t_F}}{L + t_L \frac{\partial L}{\partial t_L}} \right] < 0 \quad (7.87)$$

Manipulando la expresión (7.86) para incluir un término para el exceso de gravamen asociado al impuesto sobre el rendimiento del trabajo, S :

$$S = - \frac{t_L \frac{\partial L}{\partial t_L}}{L + t_L \frac{\partial L}{\partial t_L}} > 0 \quad (7.88)$$

A partir de aquí se pueden visualizar los cambios de bienestar asociados a la RFV,

$$\frac{1}{\lambda} \frac{dV}{dt_F} = \underbrace{\left[\frac{\phi_F}{\lambda} - t_F \right] \left[- \frac{dF}{dt_F} \right]}_{W^P} + \underbrace{S \left[F + t_F \frac{dF}{dt_F} \right]}_{W^R} - \underbrace{(1 + S) \left[- t_F \frac{\partial L}{\partial t_F} \right]}_{W^I} \quad (7.89)$$

Como se resume en la Tabla 7.3, los efectos sobre el bienestar de una RFV se producen a través de tres canales. En primer lugar, están los beneficios primarios (W^P) sobre el bienestar como consecuencia del impacto de la RFV en el mercado directamente afectado por el impuesto ambiental. Los beneficios primarios resultan de la suma de dos elementos: los costes primarios (CP) de los impuestos ambientales por reducción de los excedentes de productores y consumidores a causa de la imposición

Tabla 7.3 Efectos de una reforma fiscal verde (RFV)

Efectos Primarios (W^P), efectos directos producidos por impuestos ambientales sobre los bienes o actividades gravadas.

Beneficios Primarios (BP), costes externos reducidos.

$$PB = \frac{\phi_F}{\lambda} \left[-\frac{dF}{dt_F} \right]$$

Costes Primarios (CP), pérdidas en los excedentes de los productores y consumidores del bien gravado.

$$PC = -t_F \left[-\frac{dF}{dt_F} \right]$$

Efectos Secundarios (W^S), efectos indirectos producidos por los impuestos a través de la cadena de valor añadido de la economía.

Efecto Interacción (W^I), pérdidas de bienestar a causa de las distorsiones creadas por la interacción de los impuestos ambientales con otros impuestos distorsionantes.

$$W^I = -(1 + S) \left[-t_L \frac{\partial L}{\partial t_F} \right]$$

Efecto Reciclaje (W^R), ganancias de bienestar por la reducción de impuestos distorsionantes gracias a la recaudación ambiental.

$$W^R = S \left[F + t_F \frac{dF}{dt_F} \right]$$

Resultado y Costes Netos de una RFV

$$\text{Resultado de una RFV, } BRFV = W^P + W^S = BP - CP - W^I + W^R$$

$$\text{Costes Netos de una RFV, } CNRFV = CP + W^I - W^R$$

correctora (aproximados por los costes de reducción en los modelos de equilibrio parcial), y los beneficios primarios (BP) vinculados a la reducción de la externalidad ambiental. Ambos han sido, en general, considerados por los modelos simples desarrollados desde el comienzo del capítulo.

Una segunda influencia estaría definida por el denominado efecto interacción (W^I): la reducción del bienestar motivada por las distorsiones creadas por el impuesto ambiental a través de las interacciones con la imposición distorsionante. Este efecto fue descrito por primera vez a comienzos de los noventa y supuso el fin de las aproximaciones ingenuas a la cuestión de los dividendos múltiples de la imposición ambiental.

Y finalmente está lo descrito por los economistas ambientales desde los ochenta, el denominado efecto reciclaje (W^R) o las ganancias de bienestar asociadas a la sustitución de impuestos distorsionantes por impuestos ambientales. Sin embargo, su importancia estratégica se ve ahora reducida porque convive con otro efecto de naturaleza fiscal que presenta un signo contrario. Y no sólo eso, la relevancia del efecto reciclaje también se ve afectada por las limitadas capacidades recaudatorias por la unidad de distorsión causada al corregir la externalidad.

En resumen, hemos observado cómo las indicaciones optimistas e incompletas de los ochenta sobre el posible uso fiscal de la imposición ambiental han sido seriamente puestas en cuestión. Sin embargo,

no dejan de sorprender dos asuntos: la creciente aplicación de RFV en la práctica (como veremos en el Capítulo 8) y la abundancia de resultados empíricos que parecen avalar la existencia de dividendos extra de la imposición ambiental.

Es posible que ello se deba a la simplificación de la literatura teórica respecto a un conjunto de condicionantes del resultado de las RFV (por ejemplo, el grado de distorsiones del sistema fiscal), y también a la incorrecta cuantificación de los distintos dividendos. Así en el caso particular de que los costes primarios no se viesan como costes de eficiencia sino como parte del esfuerzo corrector, como parece adecuado, los resultados podrían ser bien distintos.

En todo caso, sí hay un acuerdo generalizado sobre la existencia de un segundo dividendo «débil» de la imposición ambiental. Este no es otro que las ganancias de eficiencia conseguidas con la utilización de la recaudación ambiental para reducir impuestos distorsionantes, pero definidas en relación con el uso de esa recaudación con otros objetivos (por ejemplo, para compensar a las víctimas de la contaminación). Es decir, puede no darse un segundo dividendo positivo pero aun así ser preferible utilizar la recaudación con objetivos fiscales para así conseguir mejores resultados en términos de eficiencia.

La relevancia de este resultado no sólo podría tener que ver con la ya mencionada popularidad de las RFV. También puede ser un poderoso argumento de eficiencia para favorecer, dentro de las políticas de protección ambiental, el uso de impuestos ambientales u otros instrumentos que obtienen ingresos públicos.

7.8 La descentralización de la regulación ambiental

La definición y gestión de las políticas de protección ambiental puede ser asignada a distintos niveles administrativos: desde un hipotético gobierno mundial a una administración local. Hasta ahora hemos asumido la existencia de un regulador que diseñaba y ejecutaba las actividades correctoras, sin entrar en este asunto más que de una manera colateral cuando nos referíamos al alcance geográfico y a las características espaciales de los problemas ambientales considerados. Esto no quiere decir que la cuestión no sea importante desde un punto de vista teórico o empírico, tal y como lo demuestra la abundante literatura académica existente. Además, la elevada descentralización política y administrativa existente en buena parte del planeta hace necesario reflexionar sobre el tema.

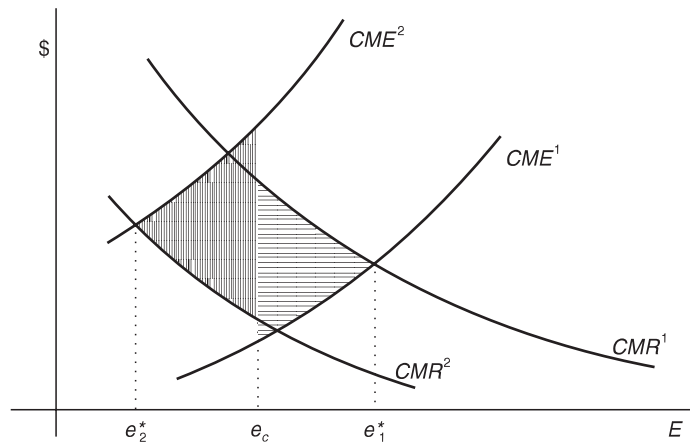
En particular, este asunto es muy relevante para países con estructuras federales o cuasi-federales por diversos motivos. En primer lugar, porque pueden existir efectos ambientales cruzados entre regiones debido a los procesos de difusión de los contaminantes. En segundo lugar, porque las regiones están vinculadas económicamente a través de la movilidad de bienes y factores que generan efectos ambientales. En tercer lugar, porque la calidad del bien ambiental de una región puede introducirse en las funciones objetivo de los agentes de otra región. Y finalmente, porque las regiones suelen estar relacionadas a través de sistemas institucionales de transferencias o impuestos que generan efectos ambientales.

En un contexto como éste, la deseabilidad o no de la descentralización de las políticas ambientales puede estudiarse desde fundamentalmente dos ángulos. A través de la adecuación espacial de cada administración al problema, para lo que es necesario conocer el alcance geográfico del bien público ambiental a proteger. O bien contemplando las características y demandas de los instrumentos regulatorios para controlar el problema y las capacidades, fortalezas y debilidades de cada nivel administrativo.

En relación con la primera de las cuestiones y retomando el concepto de bien público ambiental (Capítulo 3), podemos distinguir entre bienes globales con un alcance máximo (por ejemplo, la protección contra el cambio climático), bienes de alcance intermedio (por ejemplo, la protección contra la

acidificación) y bienes locales (por ejemplo, el nivel de ruido). La asignación regulatoria es en estos casos ideales bastante clara, siguiendo los preceptos de la teoría del federalismo fiscal. En este sentido, el concepto de equivalencia fiscal llevaría a atribuir las regulaciones ambientales a aquellas jurisdicciones donde se agotasen los costes y beneficios asociados al bien ambiental. En un modelo básico de externalidades, con una aproximación de equilibrio parcial que refleja un análisis coste-beneficio de la regulación ambiental, esta solución se observa en la Figura 7.15,

Figura 7.15 Solución centralizada y descentralizada de un problema ambiental variable regionalmente

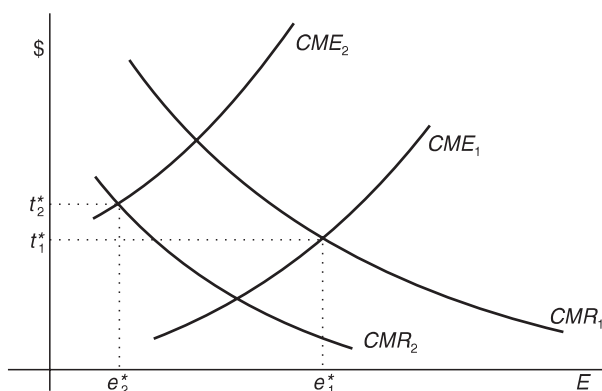


Puesto que el nivel óptimo de emisiones es aquel en el que los daños marginales sociales de la contaminación (CME) igualan a los costes marginales de descontaminar (CMR), ante dos problemas ambientales con distinto alcance (1 y 2) cualquier solución centralizada, que llevase por ejemplo a e_c , sería ineficiente (con pérdidas de bienestar recogidas por las áreas sombreadas). El óptimo se daría sólo cuando las jurisdicciones 1 y 2 eligiesen instrumentos regulatorios que llevasen a las emisiones e_1^* y e_2^* . Por supuesto, sería posible conseguir una solución eficiente centralizada con variación regulatoria entre jurisdicciones, aunque las dificultades informacionales y de gestión serían significativas tanto por las diferencias espaciales de las preferencias como por la persistencia de los problemas de información asimétrica ya avanzados en otras secciones.

En el caso precedente, el medio ambiente tiene claramente las características de un bien público local y, por tanto, su regulación debe ser asignada al nivel más bajo de gobierno que pueda gestionar óptimamente dicha responsabilidad (subsidiaridad). Detrás de este resultado se encuentran dos nociones básicas de federalismo fiscal: el teorema de la descentralización («en ausencia de economías de escala y de externalidades entre las jurisdicciones, el nivel del bienestar será como mínimo, igual de elevado con respecto a otra opción si los niveles Pareto-eficientes de consumo son proporcionados por cada jurisdicción») y el concepto de votación con los pies de Tiebout («agentes heterogéneos que seleccionan la jurisdicción que ofrece el menú más conveniente de impuestos y bienes públicos que maximiza su bienestar»). En realidad, el problema que se plantea es similar al observado en la sección 7.4 cuando se comparaba la opción planificadora con la alternativa de mercado. Ahora el gobierno central no es capaz de aplicar una regulación que tenga en cuenta las características diferenciales y por ello acude a una solución uniforme.

En relación a la segunda de las cuestiones, buena parte de la literatura se ha concentrado en la atribución jurisdiccional de instrumentos de mercado, particularmente impuestos ambientales. Es ésta quizá una forma muy evidente de visualizar cuáles son las cuestiones básicas que se encuentran detrás de las distintas elecciones locales: competencia e internalización de externalidades. De hecho, la aportación seminal en estos asuntos utiliza una explicación gráfica muy similar a la seguida en la Figura 7.16 para describir la superioridad de la descentralización impositiva en la definición y aplicación de los impuestos pigouvianos (que son aquellos que llevan a e_1^* y e_2^* como se observa en la Figura 7.16).

Figura 7.16 Descentralización de la política ambiental a través de instrumentos impositivos



Una cuestión que explica la preferencia por soluciones sub-centrales y puede informar sobre la elección de instrumentos, se refiere a las diferencias territoriales entre las variables que tienen un impacto significativo sobre la función de *CME*. Parece evidente así que los efectos negativos de una fuente de emisiones contaminantes serán mayores cuanto mayor sea la densidad demográfica en torno a dicha fuente. También que la topografía, los suelos o el clima son variables fundamentales que determinan los daños y costes de reducción de la contaminación. En este sentido, una administración que pueda obtener más fácilmente la información requerida o gestionar mejor instrumentos complejos (que tengan en cuenta variabilidad geográfica, por ejemplo), será claramente preferible. Puesto que es probable que la proximidad de la administración sub-central mejore sus capacidades en este campo, ésta es otra razón para una asignación sub-central (sólo matizable en el caso de unos mayores medios o capacidades administrativas por parte del gobierno central).

Volviendo a la alternativa impositiva, una conclusión favorable como la señalada en la Figura 7.16 es compatible con las obtenidas por modelos más sofisticados que muestran como, en determinadas circunstancias, las comunidades sub-centrales tienden a la selección de incentivos fiscales para nuevas industrias y niveles de emisiones (relacionados con bienes ambientales sub-centrales), socialmente óptimos a pesar de estar en situación de competencia interjurisdiccional. Si bien esa aportación se centra en el *trade-off* entre incentivos fiscales empresariales y regulaciones ambientales en gobiernos sub-centrales, sus conclusiones son válidas para analizar los procesos de competencia fiscal en un estado federal. No obstante, otros autores han sugerido qué tipos impositivos variables entre jurisdicciones podrían causar competencia fiscal destructiva y llevar a pérdidas de eficiencia generalizadas. Básicamente, las externalidades ambientales estarían sobredimensionadas porque la unidad sub-central intentaría atraer a las actividades económicas móviles y se produciría así una «carrera hacia lo mínimo».

Una forma de resolver la duda planteada por las interpretaciones contrarias anteriores es a través de la evidencia empírica sobre posibles movimientos factoriales originados por regulaciones ambientales variables geográficamente. La mayor parte de los trabajos rechazan esta hipótesis porque no se han observado alteraciones significativas en la localización de plantas, flujos comerciales o exportaciones netas ante modificaciones en las regulaciones ambientales. Esto se ve reforzado por la actuación habitual de administraciones sub-centrales en este campo, tal y como describiremos con cierto detalle en el Capítulo 8.

En resumen, en general hay sustento teórico y empírico del uso de impuestos ambientales por parte de autoridades sub-centrales (y supra-estatales). No obstante, puede ser deseable discutir la necesidad de un nivel mínimo (central) de fiscalidad ambiental entre territorios que, por ejemplo, garantice una calidad ambiental mínima a lo largo del estado. Incluso hay autores que defienden una variación geográfica de los tipos impositivos, pero decidida y aplicada por una unidad central que evite comportamientos estratégicos.

También es conveniente analizar la asignación de la recaudación ambiental en este contexto, lo que obviamente está relacionado con lo observado en el apartado 7.7. Tomando como base las discusiones sobre qué agencias gubernamentales deberían fijar los tipos impositivos ambientales y recibir la recaudación (administración ambiental y fiscal), se ha argumentado que los impuestos ambientales sobre problemas globales deberían ser definidos y gestionados por el ente supranacional más elevado, a pesar de que su recaudación podría ser distribuida a jurisdicciones políticas inferiores. De esta manera se evitaría un uso estratégico de estos tributos para maximizar recursos fiscales: el que fija el impuesto no recibe los recursos y por tanto se guía por consideraciones puramente ambientales. Un arreglo de este tipo es perfectamente plausible en el caso de la Unión Europea, aunque podría reinterpretarse a la inversa para las distintas administraciones territoriales de un estado y evitar así pérdidas de eficiencia. En este sentido, de acuerdo con las preferencias de sus ciudadanos, un gobierno sub-central podría fijar los niveles impositivos ambientales y cedería la recaudación al gobierno central. Dada la magnitud de sus ingresos, éste sería menos dependiente de estos recursos que un gobierno local y podría establecer un sistema de transferencias hacia las unidades sub-centrales con objetivos de suficiencia.

7.9 Aplicación y cumplimiento de las políticas ambientales

A lo largo del capítulo hemos descrito y valorado los distintos instrumentos disponibles para el desarrollo de las políticas ambientales, asumiendo su total cumplimiento por parte de los agentes regulados. Sin embargo, en la realidad no todos los agentes cumplen y por ello el regulador debe incorporar un conjunto de soluciones suplementarias para la aplicación de sus políticas. Aunque en apartados anteriores nos hemos referido indirectamente a estas cuestiones, por ejemplo al incluir algunos factores que influyen en la viabilidad práctica de los instrumentos (véanse los criterios de evaluación) o al subrayar las dificultades del regulador con instrumentos en los que sus necesidades de información eran considerables, es imprescindible desarrollar estos asuntos en profundidad.

Este epígrafe comienza aclarando las nociones fundamentales relacionadas con la aplicación y el cumplimiento de los instrumentos de política más habituales. En segundo lugar se presenta un esquema general sobre los incentivos al cumplimiento dentro de la aplicación o ejecución de políticas ambientales, con claras implicaciones y relación con lo analizado en este tema hasta el momento. Seguidamente se analizan algunas cuestiones vinculadas a la estructura y funcionamiento de los instrumentos disuasorios. Finalmente, como subsección avanzada, se presenta un modelo normativo en el que se exploran algunos de estos asuntos en un contexto de daños ambientales de naturaleza estocástica.

7.9.1. El marco general

Nos interesa el análisis de estrategias para la aplicación exitosa de políticas ambientales, esto es, que sean cumplidas por parte de los agentes regulados. Nótese que el cumplimiento se evalúa de forma diferente según el tipo de instrumento ambiental considerado: cuando hay una regulación MC de naturaleza tecnológica el agente cumplirá cuando tiene instalada dicha tecnología, mientras que en el caso de un impuesto ambiental lo hará si paga correctamente la cantidad estipulada por las normas fiscales. Esto hace evidente la diferencia entre cumplimiento y reducción del deterioro ambiental, ya que en ambos ejemplos se puede conseguir cumplimiento regulatorio sin caída de emisiones. Obviamente habrá ocasiones en que el cumplimiento sí implique directamente una reducción del deterioro ambiental, como en el caso de una política desarrollada a través de estándares de emisiones.

Dentro de las estrategias para la aplicación de la política ambiental se incluyen fundamentalmente mecanismos de obtención de información (monitorización previa, *ex-ante*, o *a posteriori*, *ex-post*), que permitan identificar quién está cumpliendo, y también sanciones de distinta naturaleza por el no cumplimiento: penales, monetarias, revocación de autorizaciones de actividad, etc. Además de las posibles sanciones y del empleo de recursos asociados al cumplimiento parcial o total (costes de reducción de emisiones, de introducción de nuevas tecnologías, pagos fiscales, etc.), la aplicación de las políticas ambientales puede generar costes extra, tanto para los regulados (por ejemplo, relacionados con el tiempo o la documentación aportados en los procesos públicos de monitorización) como para el regulador. Siguiendo la terminología habitual en Economía Pública, los primeros se conocen como costes de cumplimiento regulatorio y los segundos como costes de administración.

Buena parte de la literatura económica sobre estos asuntos se basa en la comparación coste-beneficio que realizan los agentes entre cumplimiento y no cumplimiento. Por un lado existen beneficios derivados de no cumplir con las regulaciones ambientales, en forma de menores costes de reducción de emisiones, menor esfuerzo tecnológico o menores pagos por permisos o impuestos ambientales. Por otro lado, existen costes derivados de no cumplir, básicamente originados por las sanciones que se introducen cuando el regulador detecta el no cumplimiento. Por tanto, los no cumplidores potenciales responden tanto a la probabilidad de detección como a la severidad del castigo si son detectados y sancionados, configurando estos factores la disuasión.

Así la empresa se encuentra ante un beneficio por no cumplimiento (o coste por cumplimiento), B , y los posibles costes asociados al no cumplimiento (o beneficio de cumplimiento), $p(m)T$, donde $p(m)$ es la probabilidad de detección del no cumplimiento, m son los recursos empleados por el sector público para la detección (monitorización, inspección, etc.), y T es la sanción (en este caso monetaria). Una empresa neutral, ante el riesgo, buscará maximizar el valor esperado de su beneficio, por lo que no cumplirá siempre y cuando $B > p(m)T$.

Simultáneamente existe un regulador que pretende internalizar una externalidad ambiental negativa originada por la empresa precedente, D , a través de un conjunto de instrumentos de política. Para que éstos sean efectivos es necesario el cumplimiento que, como ya indicamos, puede conseguirse con disuasión. Sin embargo, la disuasión es costosa para el regulador y, puesto que éste cuenta con recursos limitados, debería igualar el coste marginal de la aplicación o ejecución de sus políticas ambientales, con el beneficio social marginal que se deriva de éstas.

Es obvio que el regulador puede reducir el coste marginal de la aplicación de sus políticas incidiendo en los recursos empleados para la detección. Actuando sobre la calidad, frecuencia y extensión de las actividades de monitorización e inspección, m , se reduce la probabilidad de detección y por tanto el valor esperado de la sanción, $p(m)T$, y la disuasión. No obstante, la disuasión también aumenta cuando se eleva el montante de T , por lo que una estrategia de sanciones máximas y esfuerzos de monitorización mínimos sería claramente coste-efectiva para el sector público.

Los problemas asociados al desarrollo en la práctica de una estrategia de ese tipo son, sin embargo, múltiples. De hecho, son similares a los señalados en el caso de la responsabilidad estricta como

posible origen de disfunciones ambientales. En particular, los efectos ambientales de sanciones máximas cuando los agentes involucrados tienen limitaciones de riqueza pueden ser muy negativos. De materializarse la sanción, ésta podría llevarles a la bancarrota e inducirles así a tomar mayores riesgos *ex-ante* de los habituales. Una opción sería imponer sanciones no monetarias al infractor (encarcelación, etc.), pero esa alternativa parece interesante sólo en casos de baja probabilidad de detección, elevadas ganancias para los infractores y muy amplio daño social (superior a la riqueza del agente).

Además, hasta el momento hemos asumido que el agente es neutral al riesgo. Si no fuese así, una empresa aversa al riesgo preferiría una monitorización más frecuente que evitase una sanción potencialmente muy elevada. En caso de que el regulador no respondiese a esta demanda, la empresa podría generar costes sociales al sobre-invertir en medidas preventivas. Obviamente esta monitorización frecuente tiene un coste para la sociedad, que debería ser comparado con las pérdidas sociales ocasionadas por el contaminador averso al riesgo.

7.9.2 Estrategias para la disuasión

El esquema de decisión binaria sobre cumplir o no cumplir las regulaciones ambientales es ciertamente ilustrativo pero simplifica en exceso y obvia cuestiones a que se enfrentan reguladores y regulados en la aplicación de las políticas públicas correctoras. En particular, la empresa no sólo decide si no cumple con la regulación ambiental sino también la medida en que se aleja del cumplimiento (incumplimientos leves o graves). En este contexto, a continuación nos ocupamos brevemente del papel flexibilizador que puede jugar la ejecución real de la política ambiental, de la estructura y tipo de sanciones y a las distintas estrategias de monitorización y control.

Imaginemos primeramente que la sanción se determina en función de las unidades extra de emisiones que se producen por encima de un determinado límite regulatorio. El primer interrogante que surge tiene que ver con la definición del nivel de la sanción y su relación con el tamaño del incumplimiento. Es evidente que para aumentar la disuasión, mayores incumplimientos deberían enfrentarse a mayores sanciones. Sin embargo, una sanción constante por unidad de emisiones recoge el potencial flexibilizador de un instrumento de mercado. Esto es así porque la empresa puede decidir pagar la sanción y utilizarla como una válvula de escape ante costes de reducción muy elevados.

Por tanto, determinadas formas de aplicar la política ambiental pueden mejorar el resultado de las regulaciones convencionales MC en términos de eficiencia estática. En cualquier caso, estas mejoras sólo se aplicarían al grupo de incumplidores puesto que los cumplidores se encuentran en/o por debajo del límite prefijado pero probablemente con asignaciones que no son coste-eficientes.

El método de cálculo de las sanciones también tiene efectos sobre los resultados flexibilizadores. En principio podríamos tener sanciones determinadas discrecionalmente, sanciones relacionadas con los beneficios por no cumplimiento (o costes del cumplimiento: tecnologías no contaminantes, gastos de reducción de emisiones, etc.) o por daño ambiental. Cualquiera de las anteriores podría ser general o específica según agente. A partir de todo lo visto con anterioridad (disuasión, flexibilidad, eficiencia), parece recomendable usar sanciones generales definidas en función del daño ambiental ocasionado.

Hasta ahora asumimos implícitamente un sistema de obtención de información, a través de inspecciones y procesos de monitorización, de naturaleza aleatoria y que cubría a todas las empresas con mayor o menor intensidad (dependiendo de los recursos públicos empleados). Puesto que el sector público cuenta con recursos limitados para llevar a cabo esta labor, es necesario emplearlos de la mejor manera posible. Una primera alternativa sería simplemente concentrar la actuación pública sobre un conjunto limitado de empresas, de manera que la probabilidad de detección del incumplimiento aumente y con ello la disuasión.

Una segunda alternativa podría consistir en limitar las inspecciones a aquellas empresas sobre las que exista evidencia de incumplimientos pasados. Esto podría completarse con un sistema en el que haya flujos continuos bidireccionales entre los grupos de cumplidores (después de detectarse no

cumplimiento, con una monitorización mínima) y no cumplidores (después de un período determinado de cumplimiento). De hecho, pertenecer a un grupo de no cumplidores podría también llevar a una mayor sanción que aumentase el nivel de disuasión sobre los incumplidores con reiteración.

En todo caso, no podemos cerrar esta discusión sobre estrategias de disuasión al incumplimiento de las regulaciones ambientales sin citar la denominada paradoja de Harrington. Ésta refiere la existencia de bajos niveles de disuasión y altos niveles de cumplimiento en buena parte del mundo desarrollado. Entre las posibles causas de esta paradoja se han mencionado, entre otras:

- Aspectos reputacionales relacionados con el cumplimiento empresarial.
- Desconocimiento de los riesgos de detección y del nivel de las sanciones.
- Temor a nutrir listas negras de incumplidores.
- Alto incumplimiento de normas menores poco controladas.
- Alto cumplimiento de normas básicas con elevadas dosis de disuasión.

7.9.3 Daños estocásticos, responsabilidad y monitorización (*)

Nos situamos en este apartado en un contexto en el que la política ambiental se desarrolla a través de regulaciones MC y sistemas de responsabilidad sobre los agentes contaminadores, cuya actuación puede generar daños ambientales potencialmente graves y extraordinarios (esto es, no continuos o habituales), de naturaleza estocástica. En este contexto, tal y como hemos sugerido a lo largo de este tema, aproximaciones regulatorias de este tipo tienen sentido.

Nuestro objetivo es ilustrar el comportamiento del regulador y del regulado ante distintos sistemas disponibles de monitorización (*ex-ante* y *ex-post*) y sanciones penalizadoras (*ex-ante* y *ex-post*). Asumimos que el deterioro ambiental se produce por la emisión de sustancias contaminantes que realiza una empresa de forma aleatoria como resultado de sus actividades productivas. Se supone que aunque la empresa no puede controlar directamente el daño ambiental, sí puede alterar su distribución de probabilidad dado que las emisiones (e) están en función del nivel de esfuerzo realizado por la empresa (r) para reducir la contaminación que ocasiona, por ejemplo, a través de las tecnologías implantadas o de los procesos productivos. En consecuencia, supondremos que el problema ambiental está distribuido en la economía de acuerdo con una función de densidad $f(e,r)$ y una función de distribución $F(e,r)$. Por tanto, $F(e,r)$ es la probabilidad de que el nivel de emisiones sea inferior a e , cuando la empresa ha realizado un esfuerzo r .

En este contexto, el regulador podría abordar el problema exigiendo un nivel mínimo de esfuerzo de modo que con probabilidad *ex-ante* $P_a(m_{ar})$ se inspeccione a la empresa para ver su cumplimiento con la regulación relacionada con el esfuerzo, donde m_{ar} es el volumen de recursos gubernamentales dedicados a la monitorización *ex-ante* sobre el esfuerzo realizado. Si se produce la inspección y se observa no cumplimiento de la regulación por parte de la empresa, se plantearía una sanción *ex-ante* $T_a(r)$, que obviamente sería menor a mayores niveles observados de esfuerzo.

Imaginemos que se materializase una externalidad negativa de naturaleza ambiental asociada a la actividad empresarial. En este caso, la probabilidad de que la externalidad sea detectada y vinculada al agente contaminador puede denotarse como $P_p(m_{pe}, e)$, que obviamente se incrementa con el volumen de recursos empleados por el regulador en la monitorización *ex-post* del deterioro ambiental, m_{pe} , y conforme éste sea mayor y consecuentemente más evidente. Si se produce detección, ese contaminador se enfrentaría a una sanción *ex-post* que podría estar o no vinculada al esfuerzo, $T_p(e,r)$ o $T_p(e)$, aunque en el primer caso el regulador debería dedicar recursos (m_{pr}) a la monitorización *ex-post* de éste.

Dadas esas circunstancias, suponiendo que existe una situación de neutralidad al riesgo por parte de la empresa y que los costes de producción son separables de los costes de realizar un esfuerzo para reducir las emisiones, el nivel esperado de beneficio por contaminar por parte de la empresa es:

$$EU(r) = B - P_a T_a(r) - \int_e [P_p(e) T_p(e)] f(e,r) de - r \quad (7.90)$$

donde B es la parte de los beneficios que no depende del esfuerzo de reducir las emisiones.

Por su parte, asumimos que las sanciones son meras transferencias de recursos (por lo que el regulador es indiferente a éstas) y que el regulador desea maximizar el nivel de beneficio social esperado, para lo que minimiza la suma de los daños ambientales $D(e)$, los niveles de esfuerzo y los recursos gubernamentales empleados para monitorización *ex-ante* y *ex-post*,

$$EW(r, m_{ar}, m_{pe}, m_{pr}) = - \int_e [D(e)] f(e, r) de - r - m_{ar} - m_{pe} - m_{pr} \quad (7.91)$$

Si no se aplican sanciones *ex ante*, sobre todas las variables anteriores, el regulador sólo puede controlar los niveles de monitorización e inspección. Puesto que no puede observar directamente el nivel de esfuerzo de la empresa, el regulador podría establecer una función de sanción *ex post* que induzca a ésta a adoptar el esfuerzo óptimo a partir del nivel de contaminación detectado y observado,

$$T_p(e) = \frac{D(e)}{P_p(e)} \quad (7.92)$$

Si sustituimos la expresión (7.92) en (7.90) obtenemos (7.91) con gastos de inspección y detección nulos. Esto es, el contaminador es inducido a elegir el nivel de esfuerzo óptimo sin el empleo de recursos por parte del regulador. La expresión (7.92) indica que, si la probabilidad de detección es uno, la pena esperada iguala a los costes sociales originados por la externalidad y por tanto, se produce una internalización total de éstos. Si la probabilidad es menor, la sanción óptima aumentaría (más que internalizando la externalidad) e induciría a los contaminadores al nivel óptimo de esfuerzo. Si la probabilidad de detección fuese nula, no hay ninguna función que lleve al óptimo de esfuerzo del contaminador y por tanto, sería necesario realizar gastos en monitorización para la detección del deterioro ambiental, m_{pe} .

Nótese que la sanción óptima presentada es una medida de responsabilidad estricta, ya descrita en el apartado 7.3. También presenta similitudes con la aproximación pigouviana, al incluir el daño ambiental como determinante de la sanción y pretender así aproximar los costes sociales de la actividad empresarial. No obstante, a diferencia del impuesto pigouviano, la sanción óptima se define a partir de los daños totales ya realizados y en términos totales frente a los daños marginales en el óptimo de emisiones. De ahí, su más fácil aplicación con el uso de las técnicas existentes de valoración ambiental (para más sobre este asunto, véase el Capítulo 8).

Una alternativa a la sanción óptima expresada en (7.3) sería una penalización que incorporase también el nivel de esfuerzo. Puesto que ahora tendríamos una sanción también relacionada con el cumplimiento de algunas pautas de comportamiento empresarial (por ejemplo, el uso de ciertos procedimientos o *inputs* productivos), nos trasladaríamos a una medida basada en la responsabilidad limitada o negligencia. En este caso sólo se establecería la penalización cuando se observase que el contaminador no tenía el nivel adecuado de esfuerzo (r^*) para evitar el deterioro ambiental,

$$T_p(e, r) = \frac{D(e)}{P_p(e)} \quad \text{si } r < r^* \quad (7.93)$$

$$T_p(e, r) = 0 \quad \text{si } r > r^*$$

Aunque los resultados de ambas sanciones son iguales en este caso (asumiendo disponibilidad de información para el regulador a coste nulo), existe una preferencia por la responsabilidad estricta pues con la limitada, el gobierno generalmente habrá de inspeccionar el nivel de esfuerzo. Una segunda razón para preferir la responsabilidad estricta en el campo ambiental es su inducción dinámica a un mayor desarrollo tecnológico para evitar futuros daños (y costes) asociados a la externalidad. Sin embargo, una ventaja del sistema de negligencia es su menor uso de sanciones, ya que los agentes son penalizados de no respetar los estándares o procedimientos establecidos.



7.10 Sumario

Este capítulo se ha ocupado de ofrecer un panorama de los instrumentos para la aplicación de las políticas ambientales, partiendo de lo más simple (su enumeración) para continuar después con la descripción de las pautas para su valoración, de los criterios para la elección entre alternativas y finalmente, considerar una serie de variables y factores que se dan en el mundo real y que complejizan sobremanera los análisis.

Como economistas hemos querido insistir en las bondades de las aproximaciones flexibilizadoras o de mercado, pero sin pretender sacralizarlas (no son útiles o deseables en muchos casos) y dejando claro las dificultades para su aplicación en determinados contextos. Hemos intentado además prestar atención a un asunto muchas veces olvidado o supuesto: la ejecución de las políticas e instrumentos.

Nuestra progresión técnica a lo largo del capítulo, de lo más simple a lo más complejo, ha pretendido evitar trivializar con el diseño y efectos de las regulaciones ambientales, además de mostrar las grandes complejidades que surgen al tratar, incluso de forma abstracta, los problemas ambientales más relevantes. En este sentido, hemos escogido como hilo conductor de buena parte de este capítulo la evolución del primer al segundo óptimo y la ilustración a través de los problemas de lluvia ácida y cambio climático.

Como resumen y preparación para el próximo capítulo, lo ya avanzado en la introducción y a lo largo de lo recorrido en estas páginas: los instrumentos de política ambiental son muchos y su valoración no es unívoca. De hecho, su mejor o peor funcionamiento va a depender de los criterios utilizados para su evaluación, de las disponibilidades técnicas y administrativas y, sobre todo, del contexto ambiental al que nos refiramos. Por ello es probablemente muy adecuado evitar posiciones preconcebidas, simplistas o no, y abordar el diseño y evaluación de las políticas ambientales desde una perspectiva multidireccional. Sólo sabiendo que la solución de los múltiples y complejos desafíos ambientales exige aproximaciones híbridas y cambiantes según el contexto y el momento del tiempo, podrá la Economía Ambiental aportar de forma significativa a los procesos de decisión pública.

Partiendo de esa base y de una selección personal, forzosamente limitada, de aplicaciones prácticas de instrumentos de política, el Capítulo 8 se ocupará de describir, valorar, y en algunos casos enunciar propuestas de reforma, un conjunto de experiencias desarrolladas en este campo a lo largo de los últimos años.

Preguntas para la reflexión

- ¿Hasta qué punto y cuándo es deseable aprovechar la flexibilidad de un instrumento de política cuando la problemática ambiental es grave?
 - ¿Qué filosofía básica debería seguirse para comparar instrumentos de política ambiental?
 - ¿Por qué los subsidios son tan denostados académicamente y favorecidos en las políticas prácticas?
 - ¿Qué papel deben jugar las aproximaciones de primer óptimo en la definición y aplicación de las políticas ambientales?
 - ¿Es viable un impuesto ambiental dinámico para abordar el problema de la lluvia ácida?
 - ¿Es siempre positivo descentralizar la gestión y definición de la política ambiental?
 - ¿Es conveniente que la aplicación de la política ambiental se base en fuertes castigos con pequeñas posibilidades de detección de infracciones?
-

Lecturas complementarias

Este capítulo se ha nutrido, como es habitual, de aportaciones de los propios autores en este campo y de un amplio conjunto de trabajos que cubren el variado y extenso recorrido aquí abordado. A continuación se enumeran las principales fuentes empleadas para la confección del capítulo, que a su vez pueden utilizarse para ampliar los contenidos aquí descritos, y otros trabajos de utilidad para el seguimiento de los contenidos del tema.

Referencias bibliográficas

- BAUMOL, W. J. y OATES, W. E. (1988): *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge University Press, Cambridge.
- COHEN, M. (1999): «Monitoring and Enforcement of Environmental Policy», en Folmer, H. y Tietenberg, T. (eds): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 1999/2000*. Edward Elgar, Aldershot.
- GAGO, A. y LABANDEIRA, X. (2000): *La Reforma Fiscal Verde. Teoría y Práctica de los Impuestos Ambientales*. Mundi Prensa, Madrid.
- OATES, W. E. y SCHWAB, R. M. (1996): «The Theory of Regulatory Federalism: The Case of Environmental Management», en Oates, W. E. (ed): *The Economics of Environmental Regulation*. Edward Elgar, Cheltenham.
- PARRY, I., WILLIAMS III, R. y GOULDER, L. (1999): «When Can Carbon Abatement Policies Increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Markets», *Journal of Environmental Economics and Management*, 37, págs. 52-84.
- PLOURDE, C. (1972): «A Model of Waste Accumulation and Disposal», *Canadian Journal of Economics*, 5, págs. 119-125.
- POLINSKY, M. y SHAVELL, S. (2000): «The Economic Theory of Public Enforcement of Law», *Journal of Economic Literature*, 38, págs. 45-76.
- ROBERTS, E. y SPENCE, M. (1979): «Effluent Charges and Licenses under Uncertainty», *Journal of Public Economics*, 5, págs. 193-208.
- WEITZMAN, M. L. (1974): «Prices vs. Quantities», *Review of Economic Studies*, 41, págs. 477-491.
-

APÉNDICE 7.1

EL IMPUESTO DE PRIMER ÓPTIMO CUANDO LAS DEPOSICIONES ÁCIDAS SE ACUMULAN EN LOS MEDIOS RECEPTORES (*)

En este apéndice consideramos la situación en que el precursor de la lluvia ácida se acumula en el ecosistema (por ejemplo, en los suelos), de manera que la externalidad negativa ha de modelizarse como *stock* considerando la variable temporal, aunque manteniendo las características espaciales particulares del problema ambiental.

Como ya hemos visto con anterioridad, las emisiones del contaminador k afectan a las distintas localizaciones según:

$$E_{m,k} = \sigma_{m,k} E_k(t) \quad (\text{A } 7.1.1)$$

El bienestar en el instante t es:

$$W(t) = \sum_{k=1}^K B_k[E_k(t)] - \sum_{m=1}^M C_m[Z_m(t)] \quad (\text{A } 7.1.2)$$

que es equivalente a:

$$W(t) = \sum_{k=1}^K B_k[E_{1,k}(\cdot), \dots, E_{M,k}(\cdot)] - \sum_{m=1}^M C_m[Z_m(t)] \quad (\text{A } 7.1.3)$$

donde $B_k(\cdot)$ son los beneficios privados netos de emitir para la empresa k , una función con derivadas continuas estrictamente cóncava, y $C_m(\cdot)$ son los costes externos causados por la concentración de la contaminación en la localización m , una función con derivadas continuas y estrictamente convexa.

Siendo δ el factor de descuento continuo, el problema para el planificador social es maximizar:

$$\int_0^\infty e^{-\delta t} = \left\{ \sum_{k=1}^K B_k(\cdot) - \sum_{m=1}^M C_m[Z_m(t)] \right\} dt \quad (\text{A } 7.1.4)$$

sujeto a:

$$Z_m = \sum_{k=1}^K E_{m,k}(\cdot) - \alpha_m Z_m(t) \quad m = 1, \dots, M \quad (\text{A } 7.1.5)$$

$$Z_1(0), \dots, Z_M(0) \text{ dadas}$$

con $E_{m,k}(\cdot)$ y $Z_m(t)$ respectivamente como variables de control y de estado.

La ecuación (A7.1.5) ilustra la dinámica del problema de la lluvia ácida. El cambio en la concentración de la contaminación en la localización m depende de las emisiones en el instante t , que afectan a esa localización y del *stock* pre-existente de contaminación disminuido por las propiedades regenerativas del medio ambiente, $\alpha_m Z_m(t)$, donde α_m es la tasa de biodegradación para la localización m ($0 \leq \alpha_m \leq 1$).

El Hamiltoniano de valor presente es:

$$H_c = \sum_{k=1}^K B_k(\cdot) - \sum_{m=1}^M C_m(\cdot) + \sum_{m=1}^M \mu_m(t) \left[\sum_{k=1}^K E_{m,k}(\cdot) - \alpha_m Z_m(t) \right] \quad (\text{A 7.1.6})$$

con las condiciones de principio máximo:

$$\frac{\partial H_c(\cdot)}{\partial E_{m,k}(t)} = \frac{\partial B_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}(t)} + \mu_m(t) = 0 \quad \text{para todo } k \text{ y } m \quad (\text{A 7.1.7})$$

$$\mu_m - \delta \mu_m(t) = - \frac{\partial H_c(\cdot)}{\partial Z_m(t)} = \frac{dC_m(\cdot)}{dZ_m(t)} + \alpha_m \mu_m(t) \quad \text{para todo } m \quad (\text{A 7.1.8})$$

El precio sombra $\mu_m(t)$ puede interpretarse como el valor (negativo) de un incremento marginal de la contaminación en la localización m en el instante t y, por tanto (véase sección 7.6), como el tipo impositivo ambiental de primer óptimo:

$$t_m(t) = - \mu_m(t) \quad (\text{A 7.1.9})$$

con la condición (A7.1.7) recogiendo la equivalencia entre los beneficios y costes marginales en el óptimo. Esta expresión también indica que el óptimo puede obtenerse a través del conjunto de impuestos:

$$\frac{\partial B_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}(t)} = t_m(t) \quad (\text{A 7.1.10})$$

Dadas las ecuaciones (A7.1.1) y (A7.1.3):

$$\frac{dB_k(\cdot)}{dE_k(t)} = \sum_{m=1}^M \frac{\partial B_k(\cdot)}{\partial E_{m,k}(t)} \frac{dE_{m,k}(\cdot)}{dE_k(t)} \quad (\text{A 7.1.11})$$

Por tanto, el impuesto pigouviano sobre las emisiones del precursor de lluvia ácida por parte del contaminador k en el instante t es:

$$t_{p,k}(t) = \sum_{m=1}^M \sigma_{m,k} t_m(t) \quad (\text{A 7.1.12})$$

De la ecuación de movimiento del precio sombra (A7.1.8) obtenemos:

$$\frac{\mu_m}{\mu_m(t)} = \frac{\frac{dC_m(\cdot)}{dZ_m(t)}}{\mu_m(t)} + \alpha_m + \delta \quad (\text{A 7.1.13})$$

que nos informa de la tasa de cambio del precio sombra en el tiempo.

En relación al camino temporal óptimo para los tipos impositivos ambientales, existe un estado estacionario para cada localización, (E_m^*, Z_m^*) en el caso de m , donde $\dot{E}_m^* = \dot{Z}_m^* = 0$. Tal y como observamos para el cambio climático en la sección 7.6, los impuestos ambientales óptimos llevarán a esta única solución estable. La variable clave que determina el tamaño y el camino temporal de los impuestos

ambientales es el *stock* inicial de contaminación, $Z_m(0)$. La trayectoria óptima hacia el estado estacionario definirá las emisiones óptimas que se corresponden a este *stock*, $E_m^*[Z_m(0)]$, que se obtendrán a través de un tipo impositivo ambiental $t_m^*(0)$, puesto que los contaminadores ajustarán sus emisiones de acuerdo con (A7.1.11) y así sucesivamente.

CAPÍTULO 8

LA PRÁCTICA DE LA POLÍTICA AMBIENTAL

Objetivos

- Apuntar la necesidad de los acuerdos internacionales para el control de los problemas ambientales globales.
 - Describir el Protocolo de Kioto como herramienta contra el cambio climático.
 - Ilustrar la aplicación de instrumentos de mercado, de cantidad y precio, para el control del cambio climático.
 - Destacar el papel de las soluciones híbridas en la definición y aplicación de las políticas de protección ambiental.
 - Enumerar y analizar un conjunto de experiencias con impuestos ambientales.
 - Estudiar el papel que la responsabilidad puede jugar en la práctica de las políticas ambientales.
 - Presentar unos apuntes sobre la relevancia del comercio internacional para las políticas y estrategias de protección ambiental.
 - Por tanto, indicar al lector cómo se aplican en la realidad algunos de los conceptos estudiados en los temas precedentes.
-

8.1 Introducción

Los Capítulos 3 y 7 nos han servido para entender por qué se producen los fenómenos de deterioro ambiental y cuáles son las principales aproximaciones para su control. Hemos observado así que el origen de los problemas ambientales se encontraba en el fallo de mercado. Este es consecuencia tanto de arreglos institucionales inadecuados que desembocaban en externalidades negativas, como de la naturaleza pública de los bienes ambientales. También pudimos comprobar cómo la intervención pública es la alternativa más fiable y habitual para la solución de estos problemas, si bien ésta se puede desarrollar de muy diversas formas. En particular, a lo largo del capítulo precedente subrayamos la necesidad de huir de aproximaciones unívocas y centrábamos buena parte de nuestro interés en la modelización de instrumentos para la gestión de problemas ambientales reales.

Este capítulo pretende completar y profundizar los mensajes ya apuntados, siguiendo con una consideración especial de las políticas híbridas, obviamente todas en un marco de segundo óptimo, y manteniendo una referencia continua a los instrumentos contra el cambio climático. A este efecto comenzamos analizando el papel de la concertación internacional en la gestión de los problemas ambientales globales, lo que da paso a una descripción del Protocolo de Kioto y de los instrumentos de mercado que incluye. El cuarto epígrafe se ocupa del uso de instrumentos de precio para el control del cambio climático, ejemplificado a través de las denominadas reformas fiscales verdes. La descripción de algunas soluciones híbridas en el diseño e implementación de las políticas públicas para el control de ciertos problemas ambientales da paso a la enumeración de un conjunto de aplicaciones específicas de impuestos ambientales. También dedicamos aquí un apartado al papel de la responsabilidad en el diseño de políticas ambientales reales, en dónde observamos con claridad las relaciones existentes entre la política ambiental y los procedimientos de valoración. Por último, el capítulo se completa con un epígrafe que se ocupa de las interacciones entre el comercio y el medio ambiente donde, obviamente, también hay un lugar para las reflexiones de política.

En cualquier caso, este capítulo es quizá el que mejor representa la selección parcial e «interesada» de contenidos y aproximaciones de que hablábamos en la introducción. Partiendo de la amplitud e inabarcabilidad de estos asuntos en un solo capítulo (de hecho, podrían fácilmente ocupar una monografía), hemos pretendido usar parte de nuestras investigaciones para ilustrar algunas políticas ambientales relevantes. Por ello muchas cuestiones se han obviado o se han tratado sólo superficialmente, como puede intuirse de la simple observación de los contenidos del Capítulo 7.

8.2 Problemas ambientales globales y acuerdos internacionales

Ya hemos indicado con anterioridad, en varios capítulos, la relevancia de los problemas ambientales de naturaleza global. Cuestiones como el cambio climático, la destrucción de la biodiversidad o el problema de la capa de ozono son de tal importancia que exigen una actuación rápida y contundente por parte de los decisores públicos. En este apartado presentamos un modelo simple en el que se consideran las condiciones para que un acuerdo internacional para la gestión de este tipo de problemas sea efectivo.

Los bienes públicos globales influyen en el bienestar de muchas personas y, al mismo tiempo, son influidos por las acciones unilaterales y colectivas de la sociedad en su conjunto. Es por ello que la gestión de este tipo de bienes requiere el acuerdo de todos los implicados. El problema, como ya observamos en el Capítulo 3, es que es difícil poner de acuerdo a todos los agentes implicados y hay una clara tendencia a salirse del acuerdo de un comportamiento cooperativo. Por tanto, para los bienes públicos globales es posible demostrar que, al igual que en el juego del dilema del prisionero, la cooperación para lograr un acuerdo de gestión que evite una calidad insatisfactoria de estos bienes, genera más beneficios que el comportamiento no cooperativo de todos los individuos. Sin embargo, el problema es dotar a los acuerdos de los incentivos adecuados para su mantenimiento, esto es, para que cada agente tenga incentivos para someterse al acuerdo y no desviarse unilateralmente de éste.

El diseño de los acuerdos internacionales se puede concebir como una negociación entre las partes implicadas que conduce a un equilibrio en el cual el acuerdo se garantiza por todas las partes. El beneficio global de todos los países se puede incrementar si se ponen de acuerdo en la gestión común de los bienes públicos globales. Un acuerdo se considera eficiente si el beneficio marginal agregado obtenido es igual al coste marginal agregado de control de contaminación. El problema es la conformación de mecanismos institucionales para controlar a los incumplidores de los acuerdos, y que éstos reciban su correspondiente pena. Siguiendo a Barrett (1994), un acuerdo se considera auto-ejecutable si los

signatarios tienen incentivos a cumplirlo, en el sentido que su comportamiento no se desvía del acuerdo cooperativo.

En el modelo de Barrett el número de firmantes del acuerdo, las acciones de los mismos y los términos del acuerdo se determinan de forma endógena. Los participantes maximizan los beneficios colectivos netos, reconociendo cómo la elección de las cláusulas afecta a las decisiones de los no firmantes. Así, cuando un país se incorpora a un acuerdo los firmantes establecidos aumentan su control de la contaminación, lo que produce un beneficio para el país que ingresa. Cuando alguien se retira, ocurre lo contrario: los que quedan en el acuerdo reducen el control y, por tanto, perjudican al ex-firmante. Este tipo de premios y penas pueden ser eficientes si se diseñan de acuerdo al criterio del máximo beneficio social para todos los firmantes.

No obstante, el acuerdo auto-ejecutable puede que no se genere con este sistema de penas y premios si existen muchos países involucrados. Todo dependerá de la especificación de la forma funcional de los beneficios y costes marginales. Un acuerdo internacional puede conseguir un alto grado de cooperación sólo si la diferencia entre los beneficios globales netos de la no cooperación y de la cooperación es pequeña. Si esta diferencia es grande, se puede demostrar que el acuerdo no puede soportar un número elevado de firmantes.

Si se considera un juego repetido infinitamente, entonces el número de participantes en el acuerdo puede ser alto sólo si la diferencia entre los beneficios netos globales de la no cooperación y de la cooperación es pequeña. Si esta diferencia es grande, el resultado cooperativo no puede ser un acuerdo auto-ejecutable. La razón es que las penalizaciones que sustentan el resultado cooperativo pueden ser vulnerables a la renegociación, lo cual es incompatible con el acuerdo auto-ejecutable.

Los supuestos de partida son los siguientes:

- Todos los países son idénticos.
- La función de beneficio neto de cada país es conocida por todos los países.
- El instrumento de política es el control de la contaminación.
- Los niveles de control de la contaminación son observados de forma instantánea y sin costes.
- Las funciones de costes son independientes.

Consideremos N países idénticos, que emiten un contaminante que daña un bien global que es común a todos. Los costes de reducción de la contaminación para cada país dependen del nivel particular de control, esto es:

$$C_i(q_i) = cq_i^2/2 \quad (8.1)$$

donde $C_i(q_i)$ es el coste de control y q_i es el nivel de control. El parámetro c representa el coste marginal del control de la contaminación de cada país.

Los beneficios de la reducción de la contaminación para cada país se pueden expresar como:

$$B_i(Q) = b(aQ - Q^2/2N). \quad (8.2)$$

Donde $B_i(Q)$ es el beneficio, a y b son parámetros positivos y Q es el nivel de control de la contaminación global:

$$Q = \sum q_i = Nq_i. \quad (8.3)$$

El beneficio marginal decrece para cada unidad de control, desde ab/N hasta 0. El parámetro b es la pendiente de la función de beneficio marginal agregado de todos los países, $NB_i(Q)$.

Los beneficios netos para cada país se pueden definir como:

$$\pi_i = B_i(q_i) - C_i(q_i). \quad (8.4)$$

La solución no cooperativa implica que cada país elige el nivel de control de la contaminación, q_i , maximizando el beneficio individual sin contar con las decisiones de los demás países. De esta forma, igualaría el beneficio marginal al coste marginal:

$$BM_i = b(a - q_i) = cq_i = CM_i. \quad (8.5)$$

El resultado es el nivel de control de la contaminación no cooperativo, o equilibrio de Cournot, para cada país:

$$q_n = a/(1 + c/b). \quad (8.6)$$

Si se actúa de forma coordinada a través de un acuerdo internacional, entonces el problema es el mismo para cada país: la igualación de su coste marginal al beneficio marginal agregado:

$$\sum BM_i = Nb(a - Q/N) = cQ/N = CM_i. \quad (8.7)$$

Dado que $q_i = Q/N$. La solución cooperativa es:

$$q_c = a/(1 + c/bN). \quad (8.8)$$

Si $N > 1$, la solución no cooperativa implica, para cada país, un nivel menor de control de la contaminación que la solución cooperativa. Por tanto, el nivel de control agregado será menor en la solución no cooperativa, como se ilustra en la Figura 8.1. Cada país obtiene más beneficios netos de la solución cooperativa, pero ningún país tiene un incentivo a cooperar unilateralmente por medio de la elección de q_c .

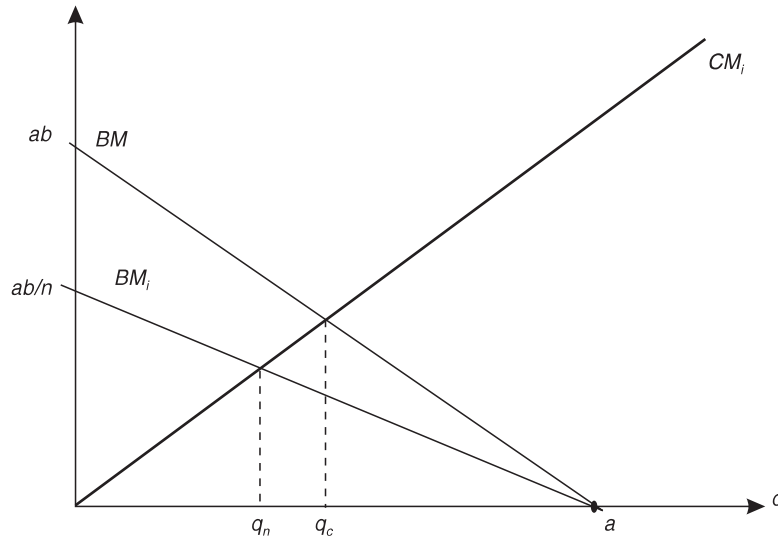
La diferencia entre los dos niveles de control de la contaminación depende de los parámetros que especifican las pendientes de las curvas de beneficios y costes marginales. Esta diferencia se puede expresar como:

$$q_c - q_n = aN[1/(N + c/b) - 1/(N + Nc/b)] \quad (8.9)$$

que será pequeña si el cociente c/b tiende a cero o a infinito, esto es, en casos extremos en los que el coste de control de la contaminación es muy bajo o los beneficios de este control son muy pequeños. Por tanto, los beneficios que se obtienen de la cooperación mediante un acuerdo serán mayores cuanto más se aproxime el parámetro c al parámetro b y cuanto más altos sean ambos valores. Ello implicará que las diferencias entre Q_c y Q_b sean mayores y, en consecuencia, las diferencias entre los beneficios obtenidos con la cooperación y sin la cooperación.

En la negociación de un acuerdo entre países o regiones se debe determinar simultáneamente el número de signatarios, los términos del acuerdo y el nivel de emisiones (control de la contaminación) de los signatarios. Para que el acuerdo sea efectivo resulta evidente que tanto los países que quedan fuera del acuerdo como los que lo firman no deben tener ningún incentivo para cambiar su postura. Esto ha conducido a invocar las condiciones para que un acuerdo sea auto-ejecutable en el sentido indicado con anterioridad. Siguiendo a Barrett (2002), éstas son:

- Ninguna parte puede mejorar su posición, en términos de beneficios, retirándose del acuerdo o incumpléndolo, dados los términos del mismo, la participación de las otras partes y el comportamiento de los que quedan fuera.

Figura 8.1 Control ambiental con y sin cooperación

- Los no miembros pueden ganar si acceden al acuerdo, dados los términos del mismo y la participación y el comportamiento de las otras partes.
- No puede haber beneficios potenciales de la renegociación del acuerdo.
- Ninguna parte fuera del acuerdo puede mejorar cambiando su propio nivel de emisiones, dado el comportamiento de las otras partes.

Formalmente, si llamamos λ a la proporción de países que firman el acuerdo y π_i a los beneficios de cada país respectivamente obtenidos con el acuerdo ($i = c$) y sin el acuerdo ($i = n$), el acuerdo es auto-ejecutable si satisface las condiciones:

$$\begin{aligned}\pi_c(\lambda + 1/N) &\leq \pi_n(\lambda) \\ \pi_c(\lambda) &\geq \pi_n(\lambda - 1/N).\end{aligned}\tag{8.10}$$

Es decir, tanto si se está fuera del acuerdo como si se está dentro, no hay ningún incentivo en términos de beneficios para sumarse o sustraerse del mismo, respectivamente.

La evidencia empírica de los acuerdos internacionales sobre el medio ambiente revela que no todos los agentes tienen interés en participar y que algunos países se excluyen voluntariamente o actúan de polizones, incumpliendo así los acuerdos adoptados. Por ello, a esta condición de auto-ejecución se puede añadir una condición más estricta de justicia del acuerdo. Esta condición implica que ninguna parte estaría interesada en cambiar su posición por otra parte, es decir, ni en salirse o entrar en el acuerdo ni en cambiarse por cualquier otro país.

Debido al carácter de bien público de los bienes ambientales sobre los que los acuerdos se establecen, el único acuerdo justo sería aquel en que todas las partes se comportasen siguiendo las normas comúnmente adoptadas. Pero el problema es que las condiciones de auto-ejecución de los acuerdos no garantizan que se evite el comportamiento de polizón o estratégico por alguno de los participantes del acuerdo. Sin embargo, la mayoría de los acuerdos terminan por atraer la participación de

casi todos los firmantes. La razón se puede encontrar en que los países tienen incentivos para adoptar o salirse de los acuerdos si se relaja el supuesto de racionalidad completa. Así, los países pueden tener preferencias para participar en los acuerdos con un comportamiento responsable, o bien pueden invocar razones culturales o políticas para desviarse. Esto se puede deber a que el coste de no actuar conforme al acuerdo puede resultar muy elevado en términos sociales o morales. Los países pueden reconocer que los beneficios de un acuerdo por consenso son mayores a la acción unilateral y a desviarse del acuerdo.

La evidencia revela, no obstante, que algunos países se han salido de algunos acuerdos importantes. Por ejemplo, Islandia se retiró de la Convención de las Ballenas en 1992 debido a que los otros firmantes rechazaron una relajación para la captura argumentando razones relacionadas con el derecho de los animales a la vida, y no razones puras de conservación. Más recientemente, Estados Unidos rechazó firmar el Protocolo de Kioto sustentando su postura en el tratamiento asimétrico dado a países ricos frente a los pobres (para más información sobre este acuerdo véase el siguiente apartado). En estos casos, por tanto, no parece que la salida de los acuerdos se deba principalmente al comportamiento de polizón sino más bien a otras razones.

8.3 Políticas contra el cambio climático a través de mercados

La existencia e importancia de los fenómenos de cambio climático es, en la actualidad, un hecho comúnmente aceptado por la comunidad científica. Sabemos que el cambio climático es un problema fundamentalmente causado por las emisiones de origen humano de GEI, de entre las que destaca por su peso relativo el dióxido de carbono. Puesto que la emisión de buena parte de los GEI está íntimamente relacionada con la quema de combustibles fósiles, una solución del problema a corto plazo es prácticamente imposible y las implicaciones sociales y económicas de las políticas diseñadas para su control son muy importantes. Ya observamos en el Capítulo 7 que los servicios atmosféricos que nos protegen de alteraciones climáticas pueden considerarse un bien público global de naturaleza dinámica y las emisiones que los afectan una externalidad negativa, sin que la localización de los emisores tenga importancia a efectos regulatorios. De entre los efectos más relevantes del cambio climático destacan una posible alteración brusca de las corrientes oceánicas que actúe sustancialmente sobre las condiciones de vida en buena parte del planeta, la subida del nivel del mar, los efectos sobre los recursos alimenticios o las implicaciones sobre la salud humana. Las implicaciones distributivas del cambio climático son inmensas, no sólo porque las posibilidades de control y mitigación difieren entre países sino también porque los efectos de éste no son uniformes a lo largo del planeta.

El cambio climático es así, probablemente, el problema ambiental más grave a que se enfrenta hoy en día la humanidad. Para un economista ambiental constituye, además, uno de los campos más completos, ricos e interesantes donde operar. Prácticamente todos los asuntos tratados a lo largo de este libro tienen cabida aquí. La valoración económica del daño ambiental ocasionado por estos fenómenos exige así esfuerzos monumentales, tanto por las magnitudes en juego como por las incertidumbres asociadas y el número de bienes involucrados. Al tratarse de un problema ambiental global, es además imprescindible una respuesta coordinada por parte de los distintos países (tal y como hemos visto en el epígrafe anterior). Sobre el papel de las políticas ambientales en estos asuntos ya hemos avanzado bastante en el Capítulo 7, en buena parte centrado en la modelización y control de este problema, pero cabe apuntar que prácticamente todas las aproximaciones posibles son aquí relevantes.

En este epígrafe presentamos, en primer lugar, alguna información sobre el Protocolo de Kioto y los instrumentos flexibilizadores que introduce. A continuación nos centramos en la estrategia seguida por la Unión Europea en sus políticas contra el cambio climático, subrayando el papel

del comercio de emisiones. Finalmente reflexionamos, a partir de la experiencia española, sobre aspectos normativos relacionados con el diseño de este instrumento de cantidad. El siguiente apartado seguirá centrado en las políticas contra este problema, esta vez a través de instrumentos de precio (impuestos y reformas fiscales verdes), y también dedicaremos un espacio en este capítulo al estudio de una interesante experiencia híbrida de política contra el cambio climático.

8.3.1 El Protocolo de Kioto

Hasta el momento buena parte de los esfuerzos para la coordinación internacional se han desarrollado a través del Protocolo de Kioto, un acuerdo que se enmarca dentro de la Convención Marco de la ONU sobre Cambio Climático (UNFCCC). El Protocolo fue negociado y acordado en 1997, entró en vigor en 2005, tiene como horizonte 2012 y se plantea como un primer paso para conseguir la estabilización de las concentraciones atmosféricas (la causa directa del problema). El acuerdo básicamente establece límites máximos de emisiones de GEI a los países desarrollados recogidos en el Anexo I, tal y como se reproduce en la Tabla 8.1. Estos límites llevan a una reducción global de un 5,2% entre 2012 (calculado como media del período desde 2008) y 1990, cifra que obviamente sería muy superior de asumir una evolución de las emisiones sin control (contra-factual sin regulación).

La retirada de los Estados Unidos y la tardía ratificación de Rusia hicieron que la aplicación del Protocolo estuviese en el aire durante muchos años, al no cumplirse el porcentaje de emisiones necesario para su entrada en vigor (55% de las emisiones de GEI de los países integrantes del Anexo I). En la actualidad se está iniciando el proceso de negociación de un acuerdo post-Kioto, en el que probablemente se habrá de poner énfasis en la extensión de los compromisos a países en vías de desarrollo y en la transferencia de tecnologías limpias.

Tabla 8.1 Países incluidos en el Anexo I del Protocolo de Kioto

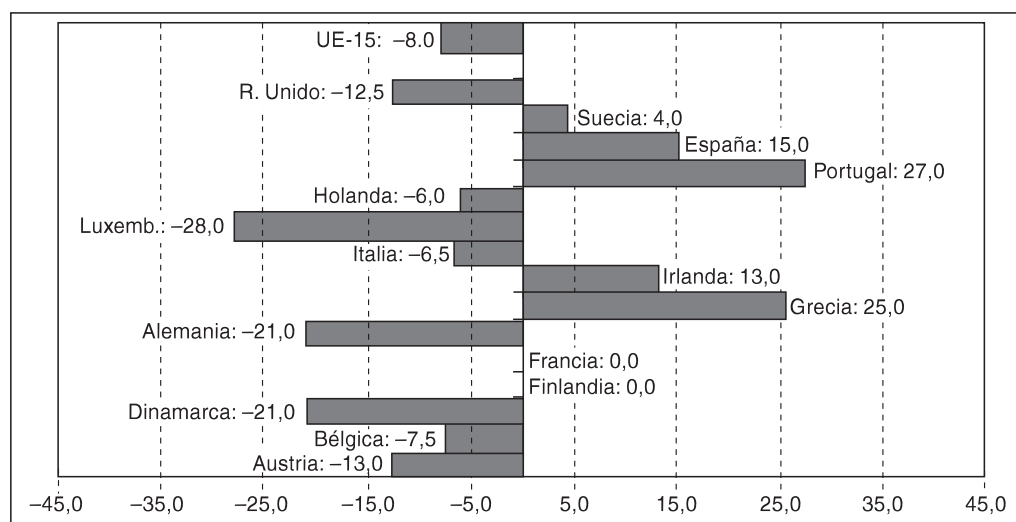
País o región	Reducción (2012-1990) en %
UE-15	-8
Rumania, Suiza, Bulgaria, Eslovaquia, Eslovenia, Estonia, Letonia, Lituania, Rep. Checa	-8
EE. UU.	-7
Japón, Canadá, Hungría, Polonia	-6
Croacia	-5
Rusia, Ucrania, Nueva Zelanda	0
Noruega	+1
Australia	+8
Islandia	+10

Los objetivos marcados por el Protocolo pueden obtenerse a través de los distintos tipos de instrumentos descritos en el capítulo 7. No obstante, se contempla explícitamente el uso de instrumentos flexibilizadores para alcanzar los objetivos comprometidos por los firmantes, lo que sin duda se inspira en la ya apuntada preferencia de los economistas por aproximaciones de mercado para las políticas ambientales. Entre los considerados por el Protocolo de Kioto están el mercado de comercio de emisiones y los mecanismos de aplicación conjunta y de desarrollo limpio. Mientras el primero implica la creación de un mercado para la transacción de derechos de emisión de GEI, aprovechando las ventajas inherentes que un arreglo institucional de este tipo tiene en relación con otras alternativas regulatorias (ver sección 7.4), los otros mecanismos fomentan la colaboración entre países desarrollados y países en transición al mercado (la aplicación conjunta) o en vías de desarrollo (mecanismo de desarrollo limpio) en acciones que contribuyan a la solución del problema. En esencia, estos dos últimos instrumentos funcionan de la siguiente manera: un agente realiza un proyecto en un país en desarrollo/transición y puede computar en su país de origen las reducciones de emisiones conseguidas, obviamente permitiendo a la vez aumentar el flujo de inversión y transferencia tecnológica desde el mundo desarrollado.

Una de las críticas más importantes al Protocolo de Kioto se refiere a que no tiene una naturaleza auto-ejecutable, cuestión clave en el diseño y aplicación de acuerdos internacionales en un mundo de estados soberanos tal y como se observó en el epígrafe precedente. También se han alzado voces contra la distribución de responsabilidades de control, que concentra el esfuerzo en un número reducido de estados y puede llevar a que finalmente se produzca un desplazamiento de emisiones (y actividades económicas) a otros territorios, reduciendo así la efectividad ambiental deseada. Por último, se ha apuntado a lo gravoso, en términos de coste de administración y cumplimiento, de los mecanismos flexibilizadores basados en proyectos.

Frente a la actitud renuente de ciertos países desarrollados, motivada en parte por las cuestiones anteriores, la UE decidió cumplir los compromisos pactados en Japón y ejerció así un liderazgo en las políticas de control de cambio climático. En este sentido, el objetivo europeo de reducción de emisiones se distribuyó, según acuerdo interno, entre los países miembros tal y como se reproduce en la Figura 8.2. Para la consecución de esos objetivos, la Comisión diseñó un mercado de comercio de emisiones, del que nos ocupamos a continuación.

Figura 8.2 Acuerdo de reparto de reducciones de GEI en la UE-15



8.3.2 El mercado europeo de permisos de emisión

El mercado europeo de derechos de emisión de GEI (Directiva 2003/87/CE) es una iniciativa anterior a la entrada en vigor del Protocolo de Kioto, lo que demuestra el liderazgo europeo en este campo. El interés en el uso de instrumentos de mercados para las políticas europeas contra el cambio climático se remonta a los años noventa, cuando la Comisión intentó, sin éxito, introducir impuestos ambientales armonizados. La regla de unanimidad fiscal impidió progresos, por lo que el mercado se configuró como el principal instrumento, aunque no el único, de la política comunitaria contra el cambio climático. Básicamente, éste consiste en la sujeción de un conjunto de sectores económicos a unos límites globales de emisiones determinados y atribuidos por los planes nacionales de asignación (PNA). Las emisiones asignadas a cada instalación contaminante pueden intercambiarse y, por tanto, alcanzan un precio que depende de la oferta y la demanda.

El mercado europeo de GEI se introduce siguiendo dos fases de implantación. La primera, entre los años 2005-2007, representa un período de «prueba y aprendizaje» tanto para el regulador como para los regulados. Durante este período, la reducción en las emisiones a través de la asignación de permisos será muy limitada y sólo se refiere a las emisiones de CO₂. La segunda fase (2008-2012) concentrará los esfuerzos reductores y en ella se producirá el enganche con el mercado internacional mencionado en la sección anterior. Se permite acumulación de permisos dentro de cada fase, pero no entre fases.

Ya se avanzó que el número de empresas y sectores económicos regulados por el nuevo mercado es limitado. En general, todas las actividades energéticas que dispongan de instalaciones de combustión con una potencia térmica nominal superior a 20 MW, refinerías de hidrocarburos, coquerías y la producción y transformación de metales férreos. También, a partir de determinados límites anuales de producción, la fabricación de cemento, vidrio, productos cerámicos y pasta de papel. Estos sectores representan conjuntamente menos del 50% de las emisiones de GEI en la UE. La no inclusión de pequeños emisores (hogares, pequeñas empresas, emisores difusos) responde probablemente a la existencia de elevados costes de transacción y cumplimiento para éstos, acompañados también de altos costes administrativos y regulatorios. Aunque es posible que la incorporación de todos los emisores al mercado no sea recomendable, la no sujeción de un porcentaje tan significativo de emisiones plantea interrogantes de eficiencia y equidad. Los primeros se explican porque los costes marginales de reducción no se igualan para todos los contaminadores (ver Figura 7.10) y los desiguales efectos distributivos sectoriales son obvios.

Cada país miembro realiza la distribución del número de permisos (volumen máximo de emisión, a partir de lo acordado dentro de la UE) entre las instalaciones afectadas de acuerdo con el correspondiente PNA. Una característica fundamental del mercado europeo es que los permisos se distribuyen gratuitamente a los sectores sujetos. En contraste con un sistema de subasta de permisos, la opción elegida significa que las empresas pueden realizar emisiones de manera gratuita hasta igualar el número de permisos que le fueron asignados por el regulador, sólo acudiendo al mercado cuando hay déficit o exceso de permisos sobre sus necesidades. Obviamente esto representa una atribución de rentas a los contaminadores, valorable según precio del mercado, frente a la transferencia de recursos desde instalaciones contaminantes a sector público asociada al sistema de subasta y que pueden utilizarse con distintos objetivos (véase sección 7.7). Hay probablemente dos razones que explican esta decisión: la protección que un sistema de estas características aporta a sectores que operan en un entorno competitivo internacional que incluye a productores no sujetos a las restricciones del Protocolo, y la menor resistencia esperable por parte de los regulados. De hecho, la experiencia internacional con este tipo de mecanismos demuestra que gran parte de los diseños de mercados de permisos sigue esta alternativa desde su popularización en los EE.UU. durante la década de los noventa (véase la sección 8.5).

8.3.3 Una ilustración: La aplicación del mercado europeo en España

Es conveniente comenzar describiendo brevemente el marco de referencia sobre el que actúa el recién descrito mercado de derechos de emisión en España. En esencia, la administración central mantiene su competencia exclusiva sobre la legislación básica ambiental (crecientemente influida desde Bruselas tras la integración de España en la Unión Europea), cuya aplicación y desarrollo corresponde a las comunidades autónomas (CCAA). La anterior distribución competencial ha sido fuente de numerosos conflictos, siendo habitual que las disposiciones ambientales de la administración central fueran recurridas por las CCAA ante el Tribunal Constitucional.

La política ambiental española ha estado basada principalmente en las regulaciones convencionales, con alguna excepción que se indicará en el apartado 8.6, y se ha caracterizado tanto por una tardía transposición de la legislación europea como por una aplicación laxa de ésta. Entre las actuaciones más destacadas se encuentran los planes de saneamiento de aguas desarrollados por la mayoría de las CCAA, la adopción de la Directiva sobre grandes instalaciones de combustión y las iniciativas llevadas a cabo por determinadas CCAA para la gestión de sus residuos sólidos urbanos e industriales.

La legislación general española, a la que se transpuso la Directiva comunitaria durante 2004, establece el funcionamiento del mercado, mientras que el primer PNA (cerrado en 2005) define el contexto específico en que se desarrolla éste. Entre lo marcado por el PNA español se encuentran los objetivos de reducción de GEI, la distribución de esfuerzos entre los sectores sujetos y no sujetos a la Directiva, la distribución de permisos de emisión entre las instalaciones sujetas y las políticas complementarias. En particular, los objetivos contenidos en el PNA español para cumplir el acuerdo intercomunitario asumiendo unas emisiones un 40% superior a las registradas en 1990 (hoy en día, ya bien por encima del 50%) son:

- Reducción de las emisiones españolas de GEI en un 16%.
- Asumir un 7% en concepto de compra de permisos y compensación por las reducciones en las emisiones realizadas por proyectos españoles a través de mecanismos de desarrollo limpio.
- Suponer un 2% mediante sumideros de GEI.

Una vez que cada instalación tiene una asignación de derechos para emitir GEI, a partir del PNA, es necesario establecer un sistema de verificación de las emisiones realizadas. Caben aquí dos posibilidades: utilizar instrumentos técnicos de medición directa o emplear sistemas de estimación indirecta. En la práctica, buena parte de las instalaciones españolas sujetas al mercado siguen un sistema indirecto de verificación de sus emisiones que requiere primeramente que cada instalación entregue un informe sobre el volumen de sus emisiones anuales ante el órgano autonómico competente. En segundo lugar, una empresa independiente, que debe contar con demostrada capacitación técnica para ejercer una labor verificadora, ha de elaborar un informe sobre el proceso de validación de las emisiones notificadas por la instalación afectada.

La legislación española contempla también que la detección de un incumplimiento de las obligaciones por parte de las instalaciones afectadas implique diversas sanciones, que varían según el tipo de infracción. En el caso de una infracción grave, como por ejemplo ocultar o alterar los datos de emisiones realizadas, será impuesta una multa de 50.001 a 2.000.000 euros o la clausura temporal, total o parcial de las instalaciones por un período máximo de dos años. Asimismo, se ha de pagar una multa de 100 euros por cada tonelada emitida en exceso, cuyo pago no exime a la empresa infractora de la necesidad de adquirir los permisos necesarios para cubrir las emisiones realmente realizadas.

En el caso español es especialmente preocupante la ya mencionada no sujeción al sistema de un amplio número de contaminadores, en particular dada la negativa evolución del sector del transporte durante el último decenio. En un contexto de fuertes reducciones de emisiones en un corto espacio de tiempo, los costes sobre los sectores afectados pueden alejarse considerablemente de las asignaciones

coste-eficientes, además de ocasionar efectos (innecesarios ambientalmente) sobre su competitividad. En realidad, el problema se ha originado por una falta de acción regulatoria durante muchos años, lo que exige concentrar las actuaciones correctoras en un espacio temporal limitado, aumentando así los costes totales de reducción.

8.4 Diseño, aplicación y efectos de reformas fiscales verdes

La Directiva de mercado europea menciona entre sus recomendaciones la posibilidad de utilizar, junto a otras medidas como el fomento del ahorro y la eficiencia energética, los impuestos ambientales para completar la sujeción de las emisiones de GEI. En este epígrafe nos referiremos a la aplicación de reformas fiscales verdes (RFV) para conseguir este objetivo, recordando su fundamento, describiendo algunas experiencias y presentando algunos resultados empíricos sobre sus efectos. Por tanto, bien podríamos ubicar esta sección dentro del epígrafe dedicado a las políticas híbridas o en el de experiencias con tributos ambientales. Si la situamos en este punto es porque las reformas consideradas surgen a consecuencia y gracias a la existencia de fenómenos de cambio climático y pueden actuar de forma complementaria a las aproximaciones de mercado para mejorar el perfil distributivo y eficiente de las políticas de protección ambiental.

8.4.1 Fundamentos y aplicaciones de RFV

En general, los impuestos ambientales pueden ser de dos tipos: específicos (de ámbito, incidencia y recaudación limitados), o genéricos (sobretudo sobre consumos energéticos y con carga impositiva adaptada a las emisiones de GEI). Un buen número de países han incorporado ya estos instrumentos fiscales, bien de forma parcial (sección 8.6) o sistémica. En el segundo caso, su fundamento se encuentra en la denominada teoría del doble dividendo (véase sección 7.7.2) y en la aparición de una fuente estable y continua de ingresos fiscales por el gravamen de GEI. Ya se ha indicado que esta teoría, incluso en su versión débil más aceptada, avanza las potencialidades fiscales de la imposición ambiental. De hecho, el debate académico sobre la existencia de un doble dividendo positivo se ha trasladado rápidamente a los decisores políticos en un número de países del norte y centro de Europa, inspirando y justificando una serie de modificaciones en sus sistemas fiscales.

La RFV es en realidad una variante europea del modelo extensivo aplicado por los países desarrollados desde la segunda mitad de la década de los ochenta. Su punto de partida es la búsqueda de sistemas fiscales más eficientes y sencillos, mediante el empleo de impuestos menos altos y más anchos, la reducción de tratamientos preferenciales y de tipos marginales, tramos e incentivos, el cambio en el peso relativo de los diferentes impuestos en favor de la imposición indirecta, y todo ello en el marco de una estricta restricción recaudatoria. Tomando como referencia este esquema básico, la principal novedad de la RFV es la idea de asociar regulación ambiental y cambio fiscal. Así, se propone que los impuestos ambientales sean utilizados para compensar los cortes realizados en la imposición directa (principalmente imposición sobre la renta, aunque también cotizaciones sociales), asegurando la recaudación y asumiendo el papel de alterar los equilibrios impositivos en la misma dirección, aunque con mayor intensidad, que el modelo extensivo. La imposición ambiental puede considerarse un instrumento óptimo para promover este trueque porque, además de ser coherente con los principios fiscales dominantes (imposición indirecta, aplicada sobre productos y consumos, no sobre personas, sin preocupación por la equidad vertical y con una aplicación relativamente sencilla), los beneficios adicionales (ambientales) que este intercambio puede generar son considerables. La Tabla 8.2 muestra las características básicas de este modelo reformista.

Especialmente interesantes son los cambios observados dentro de los sistemas fiscales de un conjunto de países del norte de Europa desde los años noventa. Así, las RFV de Suecia (1991),

Tabla 8.2 Esquema básico de un modelo de RFV

Reducción de ingresos		Incremento de ingresos
Reducción de los tipos marginales máximos del IRPF (impuesto personal sobre la renta)	NEUTRALIDAD RECAUDATORIA	Adaptación e incremento de las accisas vigentes
Reducción de los tipos aplicados en Cotizaciones Sociales (impuesto sobre el trabajo)		Nuevos impuestos ambientales

Noruega (1992), Dinamarca (1994), Holanda (1995) y Finlandia (1997) parten de una filosofía común y aplican básicamente el mismo conjunto de soluciones. Esta primera generación de RFV incluye un grupo de impuestos ambientales potentes (sobre las emisiones de CO₂ o, en todo caso, muy relacionados con el sector energético) que forman el núcleo de la reforma, compensando las reducciones aplicadas sobre los tipos impositivos sobre la renta (en menor medida sobre la imposición societaria o las cotizaciones sociales). Estos impuestos ambientales son generalmente simples y se tiende a una reducción del número de figuras, produciéndose una incorporación simultánea de consideraciones ambientales a la imposición energética tradicional. También abundan las exenciones a sectores industriales con el objetivo de evitar pérdidas de competitividad, por lo que la imposición ambiental grava básicamente a los consumidores finales y las reformas presentan un saldo distributivo potencialmente negativo.

Las variaciones sobre este esquema reformista general son muchas y con frecuencia responden a las características del sistema fiscal de partida. Una segunda generación de RFV, aplicada desde comienzos de siglo en Alemania, Austria o Reino Unido, prefiere concentrarse en reducir las cotizaciones sociales pagadas por los empleadores, en ocasiones limitadas a determinados segmentos del mercado laboral. También se opta en muchos casos por diseñar paquetes distributivos compensatorios sobre los grupos o sectores afectados. En todo caso, con la fórmula que más convenga, puede afirmarse que el modelo aquí descrito está perfectamente definido y asentado, existiendo ya una significativa experiencia comparada.

8.4.2 Métodos y resultados de la evaluación de RFV

El debate sobre la existencia o no de un doble dividendo fuerte y la abundancia de aplicaciones reales de RFV han potenciado una amplia literatura empírica sobre los efectos de este tipo de políticas (en muchos casos hipotéticas). Este epígrafe presenta las principales metodologías empleadas, sirviendo así de breve guía para el desarrollo de estudios aplicados sobre instrumentos de política ambiental, y los principales resultados obtenidos para RFV.

En relación con los métodos empíricos empleados para el análisis de políticas ambientales, es habitual distinguir entre modelos tecnológicos o ingenieriles (también conocidos como modelos abajo-arriba o *bottom-up*) y los modelos económicos (también conocidos como modelos arriba-abajo o *top-down*). La denominación de los primeros responde al tratamiento detallado que dispensan a la tecnología utilizada por productores y consumidores de energía (o emisores de contaminación). La estrategia adoptada en este sentido puede consistir en valorar todas aquellas medidas técnicas que permitan ahorrar energía y reducir las emisiones contaminantes o en modelizar explícitamente el comportamiento de los agentes. Los anteriores son modelos parciales, centrados habitualmente en los efectos

sobre la oferta y la demanda de energía, sin considerar cómo dichos efectos pueden repercutir sobre el resto de la economía.

Los modelos económicos, por el contrario, no consideran habitualmente las posibilidades técnicas de mejorar la eficiencia energética de las tecnologías actuales ni las tecnologías disponibles en el futuro. Sus estimaciones están basadas en la información obtenida del pasado, a la que aplican una gran variedad de metodologías, desde modelos *input-output* hasta aproximaciones dinámicas de corte macroeconómico. Los primeros son así una versión simplificada de un modelo de equilibrio general estático en el cual los coeficientes técnicos de producción son fijos, por lo que no existen posibilidades técnicas de sustitución. Dada la relevancia de la sustitución para el análisis de las políticas ambientales, su utilización en este campo es poco recomendable.

Los análisis económicos de equilibrio parcial pretenden, como su nombre indica, realizar estudios parciales de los efectos provocados por un instrumento de política en un determinado contexto. La forma más sencilla de realizar este tipo de análisis es utilizando modelos con datos agregados referidos a distintas industrias o consumidores. Una segunda alternativa consiste en utilizar observaciones individuales para analizar de forma exhaustiva el comportamiento de un grupo de agentes frente al instrumento de política.

Por su parte, los modelos macroeconómicos han sido utilizados habitualmente para predecir la evolución de los principales agregados de la contabilidad nacional en el corto y medio plazo. Son modelos estimados económicamente, principalmente mediante técnicas de cointegración a partir de series de datos temporales, aunque la crítica de Lucas puso en duda su utilidad para simular los efectos de las políticas públicas. Pese a todo, pueden ofrecer buenas predicciones acerca de los efectos más inmediatos de un instrumento de política.

El último método de análisis, a través de modelos de equilibrio general, es sin duda el más completo. Debe su nombre a la consideración de que todos los mercados del sistema económico (con mayor o menor grado de desagregación) están en equilibrio en todo momento, siendo los fundamentos microeconómicos muy importantes. Su definición muestra diferencias notables según se adopte una perspectiva estática o dinámica. Así, los modelos de equilibrio general estáticos no simulan la evolución o senda económica entre el viejo y el nuevo equilibrio al cual se dirige la economía, ni por tanto los costes de transición entre ambos. Son modelos que permiten comparar una situación de equilibrio *ex-ante*, con otra situación *ex-post* después de una reforma. Por su parte, los modelos dinámicos permiten mostrar los efectos económicos de la aplicación de un instrumento en el corto, medio y largo plazos. No obstante, son modelos que habitualmente consideran un menor grado de desagregación (un único consumidor y pocos sectores económicos) con el fin de evitar complejidades.

A continuación nos ocupamos de sintetizar los resultados empíricos de la literatura sobre RFV, a partir de la revisión de más de 200 simulaciones realizadas durante los últimos años y que se recogen en las Tablas 8.3 y 8.4. La información aquí presentada debe tomarse con cautela, no obstante, puesto que hay una gran variedad metodológica y las simulaciones no son ni mucho menos uniformes.

Como se puede observar en la Tabla 8.3, los resultados según modelizaciones muestran diferencias considerables entre sí. Las estimaciones macroeconómicas son las más numerosas y las que proporcionan mejores resultados para la RFV, siguiéndoles los modelos estáticos de equilibrio general y, en menor medida, los dinámicos. Por variable, los efectos son positivos en términos de empleo en todas las tecnologías empíricas empleadas. Este resultado se confirma lógicamente en el análisis conjunto, apreciándose efectos positivos en el 88% de las estimaciones. La incidencia es también positiva y significativa con respecto al PIB, con un 62% de resultados positivos, y se reduce considerablemente en términos de bienestar (28%), si bien en este caso el número de estimaciones es más reducido y, además, el 89% de ellas sitúa los cambios sobre el bienestar en un rango $(-0,5/0,5)$, lo que indica una escasa relevancia.

Tabla 8.3 Efectos de RFV sobre empleo, PIB y bienestar en % de resultados positivos o nulos sobre el total (con número de estimaciones)

Tipo de modelización	Empleo	PIB	Bienestar
Modelos macroeconómicos (101)	87% (77)	74% (64)	—
Modelos estáticos de equilibrio general (37)	100% (1)	37% (3)	33% (11)
Modelos dinámicos de equilibrio general (69)	90% (37)	49% (32)	19% (4)
Totales (207)	88% (115)	62% (99)	28% (15)

Tabla 8.4 Efectos de RFV con diversas alternativas de reciclaje (con número de estimaciones)

Tipo de reforma	Empleo	PIB	Bienestar
RFV con reducción de cotizaciones sociales (106)	98% (93)	87% (76)	45% (5)
RFV con transferencias a tanto alzado (45)	80% (4)	4% (1)	15% (4)
RFV con reducción del déficit público (24)	58% (11)	43% (10)	50% (2)
RFV con reducción de IRPF (18)	57% (4)	18% (2)	28% (2)

La diversidad de resultados es aún más patente si clasificamos las simulaciones según la propuesta de reciclaje que hacen los distintos tipos de reforma. No es fácil extraer conclusiones de los datos que aporta la Tabla 8.4 porque agrupamos modelizaciones diversas, no todas estiman los mismos efectos (de las 45 estimaciones disponibles para la segunda reforma, sólo cinco evalúan los efectos sobre el empleo), las poblaciones son muy distintas (106 estimaciones para el primer tipo de reforma y 18 para el cuarto) y, en consecuencia, el análisis de porcentajes de éxito/fracaso puede inducir a confusión si no se relativiza. Pero, con todas estas reservas y cautelas, creemos que hay señales reseñables para la reforma fiscal aplicada:

- La evidencia empírica disponible confirma la posibilidad de que los efectos de una RFV puedan ser positivos en términos de empleo, algo especialmente claro cuando se reducen cotizaciones sociales.
- En el resto de esquemas reformistas los resultados son diversos y no permiten, por tanto, enunciar una guía clara de política.
- La solución con resultados menos positivos es la que contempla con transferencias a tanto alzado, lo que confirma la hipótesis del doble dividendo débil.

8.5. Políticas ambientales híbridas en la práctica

En este epígrafe nos ocupamos de un asunto en el que incidimos de forma especial a lo largo del Capítulo 7: el diseño y aplicación de políticas ambientales que combinen instrumentos de distinta naturaleza. Ilustramos esta cuestión a través de cuatro subsecciones que recogen la definición de tres

políticas que utilizan diversos instrumentos y un análisis más genérico sobre las relaciones entre valoración ambiental y política ambiental (a lo que volveremos en el apartado 8.7).

8.5.1 La aproximación británica al control del cambio climático

El interés del gobierno británico en el desarrollo y aplicación de instrumentos de mercado para las políticas ambientales se remonta a la segunda mitad de los ochenta. Durante los últimos años, el Reino Unido se ha centrado especialmente en el desarrollo de mercados, en RFV y en el uso de aproximaciones voluntarias. En este apartado nos referimos a la aproximación híbrida seguida en el diseño y ejecución de sus políticas de cambio climático, que quizá constituye el ejemplo más evidente de cómo un objetivo puede buscarse a través de una rica combinación de instrumentos.

Los objetivos del Reino Unido en relación a sus emisiones de GEI provienen, en primer lugar, del ya mencionado acuerdo interno de distribución de reducciones para la consecución de los compromisos europeos establecidos en el Protocolo de Kioto. A esa reducción obligatoria del 12.5% de emisiones en el período 2008-2012 con respecto a 1990, se añaden dos objetivos propios: una reducción del 20% para 2010 en relación con 1990 (abandonado en 2004) y una aspiración a reducir las emisiones de GEI en un 60% en 2050 con respecto al mismo punto de partida.

Para cumplir esos ambiciosos objetivos se diseñaron tres instrumentos que completan las regulaciones MC existentes y los impuestos energéticos en vigor. En primer lugar el denominado impuesto contra el cambio climático (ICC, *climate change levy*), en vigor desde 2001. En segundo lugar, los acuerdos voluntarios contra el cambio climático y que se vinculan desde un principio al ICC. Y, finalmente, un mercado de comercio de emisiones puesto en funcionamiento en 2002 (tres años antes del inicio del mercado europeo al que nos hemos referido en 8.3) y también vinculado a los acuerdos voluntarios. Seguidamente, describimos cada instrumento y apuntamos más en detalle las relaciones existentes entre ellos.

El ICC es un impuesto sobre el uso industrial y comercial de energía que toma la forma de una accisa aplicada en el momento en que ésta se suministra a la industria, comercio, sector público y agricultura. Los carburantes utilizados por el sector del transporte, los utilizados por el sector eléctrico y los consumidores residenciales están exentos. También hay exenciones para la energía renovable y de buena calidad ambiental (por ejemplo, de ciclos combinados). Los ingresos fiscales se utilizan mayoritariamente (95%) para reducir las cotizaciones sociales pagadas por los empleadores, por lo que el tributo forma parte de una RFV.

Los acuerdos voluntarios surgen de la negociación entre el gobierno y organizaciones que representan a distintos sectores industriales. Éstos pueden tomar fundamentalmente dos formas: límites de emisiones o límites de consumos energéticos (en ambos casos tanto en términos absolutos como relativos). Gran parte de los acuerdos se refieren a mejoras en la eficiencia energética, aunque en todos los casos se fija como horizonte 2010 (con objetivos puntuales para todos los años pares). Como contrapartida, los participantes en los acuerdos reciben una reducción del 80% de sus pagos por ICC.

Por último, el mercado británico de comercio de emisiones de GEI tiene un periodo de vida de cinco años (hasta 2006) y se diseñó con varios objetivos. En primer lugar conseguir mayores reducciones de emisiones, a través de una subasta de reducciones de GEI que efectuó el gobierno en 2002. En segundo lugar, dotar de más flexibilidad a la política de cambio climático y conseguir reducciones a mínimo coste. Y, por último, permitir una adaptación al futuro mercado europeo. Hay dos tipos de participantes en el mercado: por un lado, las empresas que acudieron a la subasta (participantes directos) a vender reducciones de GEI y que pueden vender sobrantes o comprar permisos para cumplir los objetivos comprometidos (reducciones por las que el gobierno pagó un total de 215 millones de libras, aproximadamente 325 millones de euros); por otro, las empresas que se encuentran dentro de acuerdos voluntarios, de nuevo para vender emisiones sobrantes o adquirir permisos que ayuden a alcanzar sus compromisos.

8.5.2 El caso de la lluvia ácida

Ya conocemos, por la sección 7.6, las características fundamentales del problema de la lluvia ácida y las soluciones óptimas y sub-óptimas (de precio). La lluvia ácida constituye además un claro ejemplo de un problema ambiental transfronterizo, con amplias diferencias en las exportaciones e importaciones relativas de contaminantes entre países. La información procedente del Programa Europeo de Evaluación y Seguimiento (EMEP), muestra los considerables beneficios de una acción coordinada contra este problema: puesto que la ratio de las deposiciones totales europeas a las emisiones totales europeas es más grande que cualquier ratio nacional, los costes de obtener un determinado nivel de deposiciones serán significativamente más bajos cuando los países actúen conjuntamente. Por tanto, parece existir una fuerte razón para la cooperación internacional a la hora de afrontar esta cuestión en el sentido indicado por la sección 8.2. Sin embargo, también existen dificultades para conseguir una acción concertada porque los acuerdos internacionales pueden verse afectados, por ejemplo, por comportamientos estratégicos o falta de recursos económicos.

a) *Más sobre elección de instrumentos*

Respondan o no a un acuerdo internacional, serán los países individualmente los que tomen medidas para reducir sus emisiones. En el caso de las emisiones de precursores de la lluvia ácida provenientes de la producción de energía, las reducciones pueden conseguirse a través de cambios estructurales en la composición del sector productivo (por ejemplo, sustituyendo centrales a carbón por centrales a gas natural), a través de la introducción de políticas de conservación o por una modificación de los procesos productivos en unidades contaminantes existentes. En este último caso, las alternativas son la sustitución de combustibles, la desulfurización de combustibles, las modificaciones en la combustión y el uso de métodos de limpieza de gases al final del proceso. En general, todas las estrategias mencionadas pueden ser fomentadas por la introducción de regulación MC o persiguiendo la adaptación de los contaminadores por medio del uso de incentivos económicos o instrumentos de mercado.

Ya hemos tratado en el capítulo precedente las características y ventajas comparativas de los instrumentos anteriores. En particular, los impuestos ambientales y los mercados de derechos contaminantes han sido tradicionalmente tratados del modo más simple, sin tener en cuenta la dimensión espacial. Por tanto, son rasgos comunes un tipo único para los impuestos y una única tasa de intercambio (uno por uno) para los permisos comercializables. Al hacer esto, se evita la complejidad en el diseño y administración de los instrumentos de política, y simultáneamente se mejora la viabilidad de la modelización teórica. No obstante, se ha sugerido que los instrumentos de mercado pueden no ser demasiado apropiados cuando las consideraciones espaciales son importantes como en este caso. Sin embargo, existe soporte teórico para el diseño de mecanismos incentivadores que se adapten a las características espaciales de muchos problemas ambientales. En el caso de los sistemas de permisos la solución puede tomar la forma de mercados con ratios de intercambio distintos a uno y para los impuestos puede ser conseguida considerando los coeficientes de dispersión a la hora de definir los tipos (véase 7.2).

En todo caso, puede haber fuertes razones que sustenten el uso de instrumentos «simples» de mercado. En primer lugar, porque un tratamiento espacialmente diferenciado puede ser muy costoso para la agencia ambiental (compleja definición y seguimiento) y para los contaminadores. Además, es posible que los costes (económicos) de complicar los mecanismos con la introducción de la dimensión espacial sean mayores que los beneficios (ambientales) asociados con este proceso. Por último, la comparación de los costes que resultan del uso de instrumentos simples con las regulaciones MC puede justificar la adopción de la primera aproximación, incluso en el caso de contaminantes con diferentes efectos espaciales. Las diferencias en costes entre los sistemas MC y los sistemas de incentivo «simples» pueden descomponerse en el componente de igualdad marginal de costes, y el componente

de grado de control de la contaminación requerido. El primero favorece las aproximaciones incentiva-doras porque para cada grado de requerimiento de control lo conseguirían al mínimo coste. Sin embar-go, el signo del segundo componente es ambiguo porque la distribución de las responsabilidades de control entre las unidades contaminadoras será diferente para cada sistema en una situación en la que la localización de los contaminadores es relevante.

b) *La práctica de las políticas contra la lluvia ácida*

La estructura básica para la cooperación internacional en relación al problema de la lluvia ácida es la Convención sobre Contaminación Aérea Transfronteriza de Largo Alcance, de la Comisión Económi-ca para Europa de las Naciones Unidas, en vigor desde marzo de 1983. Dentro de este esquema gené-rico se enmarcan los Protocolos del azufre. El primer Protocolo, adoptado en 1985 en Helsinki, requería a sus firmantes (veinte países, con la ausencia de algunos grandes emisores como el Reino Unido, Polonia o España) una reducción uniforme de sus emisiones de SO_2 en un 30% durante el pe-ríodo 1980-1993, que ha sido conseguida e incluso sobrepasada por la mayoría de los países europeos. El Protocolo actual, adoptado en Ginebra en 1994, utiliza una aproximación orientada a los efectos, basando la cantidad de reducción de emisiones en la susceptibilidad de los ecosistemas naturales a la deposición ácida. Los objetivos ambientales a largo plazo son extremadamente ambiciosos puesto que pretenden alcanzar las denominadas cargas críticas, esto es, un daño ecológico nulo. Sin embargo dadas las dificultades técnicas y económicas para alcanzar estos objetivos en el corto plazo, el Proto-colo fomenta un movimiento gradual hacia estos objetivos en el que la distancia entre las deposiciones de azufre en 1990 y el 5 percentil de las cargas críticas (protegiendo el 95% de los ecosistemas de una excesiva deposición de azufre) ha de ser reducida al menos en un 60%.

Ciertamente, estos compromisos internacionales de cara a una reducción de las emisiones y depo-siciones de azufre demandan un desarrollo de estrategias tradicionales de control y una simultánea introducción de nuevos instrumentos que se enfrenten al problema. Comenzando por las regulaciones MC, éstas pueden ser ilustradas a través del principal instrumento de regulación usado por la Unión Europea (UE) para afrontar el problema de la acidificación durante muchos años: la Directiva de Gran-des Instalaciones de Combustión (88/609/EC). Ésta sigue el principio de prevención mediante el uso de la mejor tecnología disponible para evitar emisiones, así como la aceptación de niveles máximos de emisiones a nivel de la UE. La Directiva se refiere a plantas de combustión mayores de 50 MW, y con-siste de dos elementos: (i) niveles de emisión para nuevas plantas, dependiendo de su tamaño, y (ii) techos de emisión que limitan la contaminación proveniente de plantas existentes a lo largo de varias fases. En general, cuanto mayor es el tamaño más rigurosos son los niveles de emisión permitidos y, si no pueden ser alcanzados ha de conseguirse un grado de desulfurización mínimo. Es evidente que esta regulación uniforme y prefijada puede llevar a los fenómenos de ineficiencia estática y dinámica cita-dos con anterioridad.

La mayoría de las experiencias con los llamados instrumentos de mercado han tenido lugar en Europa (precios) y los EE.UU. (mercados). Así, se han utilizado impuestos para controlar las emisio-nes de azufre en casi todos los países escandinavos y los EE.UU. cuentan con un sistema de intercamb-io para los derechos de emisión de SO_2 desde comienzos de los noventa. El mercado estadounidense constituyó la primera aplicación a gran escala de un instrumento de estas características. Funciona como un mercado nacional con límite global de emisiones de dióxido de azufre, asignación gratuita de permisos a partir de datos históricos, intercambios uno por uno y posibilidad de acumulación. La ya abundante evidencia empírica existente indica que la experiencia ha sido sumamente exitosa, al con-seguir la reducción global al mínimo coste, sin crear problemas ambientales localizados y con unos costes de administración y cumplimiento relativamente bajos. El mercado ha favorecido la extensión de instalaciones desulfurizadoras y, sobre todo, el cambio al uso de carbones de mejor calidad ambien-tal. Próximamente se espera una reducción aún mayor del límite global de emisiones.

En relación con las alternativas de precio, el impuesto sueco sobre el azufre fue introducido en 1991 y representa probablemente el ejemplo más completo en este campo. Grava cada 0,1% de azufre en peso de carbones y gasóleos utilizados para la generación de energía, con diferentes tipos impositivos para cada clase de combustible. La escasa información existente sobre los costes ambientales causados por los óxidos de azufre, hizo que el tipo impositivo se estableciese considerando el premio pagado en el mercado por combustibles con menores niveles de azufre, así como los costes estimados de desulfurización del combustible en cuestión. El impuesto no sustituye a las regulaciones anteriores sino que las complementa con el objetivo de obtener resultados coste-eficientes. La recaudación fiscal no se encuentra afectada porque la imposición ambiental pretende compensar la caída en la recaudación causada por la RFV (ver sección 8.5). La administración del impuesto es bastante simple, con costes de administración inferiores al 1% de la recaudación, porque se utiliza el mismo aparato administrativo que gobierna los impuestos sobre energía y sobre emisiones de CO_2 . Además, las regulaciones existentes ya requerían la medición de los contenidos de azufre de los combustibles por lo que no se introdujeron nuevas complejidades. Finalmente, el impuesto sobre el azufre parece haber influido considerablemente en los mercados, con reducciones importantes de los contenidos medios de azufre en diferentes combustibles y mejora de la eficiencia en la descontaminación de la mayoría de centrales térmicas, lo que anuló su utilidad para la RFV en pocos años.

Otro impuesto con efectos sobre los fenómenos de acidificación se aplica sobre las emisiones suecas de óxidos de nitrógeno. En este caso, el objetivo de incentivación se lleva al límite a través de tipos impositivos extremadamente elevados sobre emisiones medidas de NO_x . No obstante, el sistema se sostiene porque se aplica sobre un número limitado de contaminadores y los ingresos se reciclan íntegramente en función de la producción. De este modo se intensifican aún más las razones para reducir las ratios de emisión/producción y el sistema se hace aceptable para los contaminadores. Esto contrasta con la experiencia española, a la que nos referiremos en la sección 8.6, donde la necesidad e interés de este tipo de figuras se ha visto limitada a aplicaciones puntuales y de escasa relevancia.

En resumen, la práctica totalidad de los instrumentos de mercado que se han usado para controlar los problemas de la lluvia ácida presentan elevadas dosis de simplicidad y una ausencia de la variable espacial. Aquí se ha seguido claramente una aproximación híbrida, al coexistir en todos los casos instrumentos de mercado con regulaciones MC. Respecto a la supuesta superioridad teórica de los instrumentos que incluyan la cuestión espacial, ésta no se ha materializado en la práctica posiblemente por la ya citada complejidad implícita. La preferencia teórica a favor de los instrumentos incentivadores sobre las regulaciones MC también parece haber sufrido un cierto revés, con solamente un número limitado de aplicaciones prácticas de impuestos y mercados. Hay múltiples razones que explican el fenómeno anterior, principalmente las asunciones incorrectas de la teoría, que compara alternativas ideales a regulaciones MC desgastadas por la práctica y exagera la superioridad de los mecanismos de mercado a partir de investigaciones empíricas imperfectas. Además, las ventajas de utilizar regulaciones MC cuando nos enfrentamos a problemas ambientales con una dimensión espacial, pueden suministrar otra explicación del escaso uso de los mecanismos incentivadores.

8.5.3 El transporte

Ya hemos indicado a lo largo de las páginas de este libro que el transporte genera importantes problemas ambientales en el mundo desarrollado, siendo España probablemente uno de los ejemplos más claros. Sin olvidar la importancia que el transporte tiene para el desarrollo económico y el bienestar, la variedad y magnitud de los costes externos relacionados con esta actividad exige su cuantificación y posterior control. En este sentido, los costes sociales del transporte incluyen los costes internos vinculados a los desplazamientos (pagos por carburantes y componentes, amortización de vehículos, etc.) y aquellos que genera el transporte pero no son reconocidos o compensados en el funcionamiento habitual del mercado. En este apartado vamos a centrarnos en el transporte por carretera, el origen de

la mayor parte de las externalidades, enumerando los costes externos e indicando los instrumentos de política disponibles. Si bien apuntaremos la conformación híbrida de las políticas internalizadoras en este campo, analizaremos con cierto detalle las opciones impositivas.

Entre los múltiples efectos externos negativos asociados al transporte por carretera destaca el deterioro ambiental. Éste afecta al medio ambiente fundamentalmente a través de la emisión de sustancias contaminantes y ruidos, aunque también por los efectos que causan las infraestructuras viarias sobre ecosistemas y paisajes. Dentro de las emisiones de contaminantes debe distinguirse entre las que ocasionan efectos globales (especialmente las emisiones de CO_2 , precursoras del cambio climático), regionales (principalmente las emisiones de NO_x , causantes de lluvia ácida) y locales (destacando los compuestos orgánicos volátiles, COV, y las pequeñas partículas, PM_{10}). Por ello, la valoración económica de las externalidades ambientales del transporte es particularmente compleja. En cualquier caso, la literatura señala la relevancia de los daños asociados a la salud humana por contaminación local (mortalidad y morbilidad) y de aquellos vinculados a los procesos de cambio climático (subida del nivel del mar, efectos sobre actividades primarias, etc.).

La congestión es otro de los costes externos que ocasionalmente origina el transporte por carretera. En este caso el problema surge porque, al aumentar el flujo de tráfico con una capacidad viaria fija, los usuarios del transporte ocasionan costes adicionales en tiempo a otros conductores sin que medie compensación. Evidentemente, la congestión también expande las externalidades ambientales del transporte al aumentar las emisiones atmosféricas y los ruidos. Finalmente, el transporte por carretera da lugar a otro tipo de externalidades: costes materiales y humanos por accidentes, deterioro de la infraestructura viaria y costes destinados a limitar los riesgos de la dependencia energética.

Respecto al tamaño económico del anterior conjunto de externalidades, hay una abundante evidencia empírica internacional. A pesar de los múltiples problemas a que se enfrenta la comparación de este tipo de trabajos (diversidad metodológica y de alcance, dificultad de la transferencia geográfica de resultados, etc.), existe consenso en la importancia cuantitativa de dichos costes externos. De hecho, los resultados demuestran que es habitual que las externalidades negativas del transporte superen anualmente el 5% del PNB de un país desarrollado. Estas cifras justifican indudablemente la actuación correctora, aunque la variada naturaleza de las externalidades ocasionadas por el transporte hace prácticamente imposible abordar su solución con un único mecanismo.

Dentro de las regulaciones MC en este campo destacan los estándares de vehículos que, generalmente, fijan niveles máximos de emisiones y dispositivos mínimos de seguridad. También se han utilizado muy habitualmente los estándares de combustibles, con el establecimiento de límites para el uso de ciertas sustancias en su composición (por ejemplo, plomo o azufre). Finalmente, los controles periódicos de vehículos han sido y son comunes en muchos países, constituyendo otra variedad regulatoria de características similares. Estas aproximaciones MC han sido las preponderantes en las políticas de control de externalidades y han conseguido un éxito considerable en la reducción de algunos efectos externos negativos, fundamentalmente en las emisiones por vehículo vinculadas en parte a una caída de consumos (por tanto, a una menor dependencia energética) y accidentes. Su efectividad ha sido menor en otros aspectos, siendo además bien conocidas sus limitaciones en términos de eficiencia y sus elevados costes de administración en determinados casos.

Aunque las regulaciones MC no son totalmente sustituibles, existen otros mecanismos que pueden mejorar o completar sus resultados. Esto es especialmente cierto cuando el objetivo es reducir la congestión del tráfico porque aquí las regulaciones MC son prácticamente inoperantes frente a instrumentos de precio. En este sentido, los peajes son muy habituales en las autopistas con un objetivo fundamentalmente recaudatorio y en el acceso a algunas ciudades (por ejemplo Londres o Singapur), si bien los avances tecnológicos permiten la introducción de exacciones menos acotadas y más efectivas contra la congestión. En este sentido, actualmente Holanda y Reino Unido están considerando la introducción de impuestos variables temporal y geográficamente por kilómetro recorrido en vehículos de carretera, algo que ya existe en países como Alemania o Suiza para los vehículos pesados.

Sin embargo, la imposición sobre el transporte privado se ha centrado en la titularidad de los medios de transporte, en el acto de compra y recurrentemente por posesión, y en el uso de combustibles de locomoción. La efectividad de estos instrumentos para el control de las externalidades del transporte es obviamente limitada e indirecta, dado el vínculo imperfecto del hecho gravado con los efectos externos negativos. Sin embargo, estos mecanismos provocan una contracción de la demanda y generan mejoras dinámicas en la eficiencia energética de los vehículos, por lo que llevan a una reducción de las emisiones, dependencia, congestión, uso de infraestructuras y accidentes. A su favor juega también su alta viabilidad administrativa y la escasa operatividad de los instrumentos de cantidad en este campo, aunque los actuales impuestos sobre el transporte privado se conforman claramente como mecanismos de segundo óptimo por su ya mencionada baja efectividad internalizadora. Así, el control de los accidentes puede llevarse a cabo más adecuadamente mediante regulaciones *ad hoc*; la congestión y el deterioro de infraestructuras a través de peajes de acceso y sistemas de pago por kilómetro; y las externalidades ambientales preferiblemente mediante impuestos sobre emisiones. Por tanto, sólo parece claramente efectivo el uso de impuestos sobre combustibles de locomoción cuando se pretende internalizar los efectos de la dependencia energética o cuando los instrumentos preferidos no son viables (por ejemplo un impuesto sobre emisiones con medición directa).

Lo que está especialmente claro en este campo (donde existe una asentada tradición fiscal), como también apuntamos en las secciones 7.7 y 8.5, es que los impuestos sobre el transporte juegan un papel corrector y recaudatorio. Es bien conocido el resultado teórico de Sandmo (1976) que, básicamente, afirma que los impuestos/tipos recaudatorios deben aplicarse sobre y por encima de los impuestos/tipos correctores de externalidades negativas. Por su parte Diamond y Mirrlees (1971) demostraron, asumiendo la no existencia de externalidades, que es ineficiente gravar los productos energéticos intermedios. Consecuentemente, desde el punto de vista de la imposición óptima, los vehículos o carburantes utilizados como *inputs* productivos deberían enfrentarse a tipos nulos o al menos inferiores a los aplicados sobre consumidores finales.

De lo anterior puede extraerse una preferencia por el uso de impuestos recaudatorios *ad valorem* que, como en el caso del IVA, pueden ser neutrales desde un punto de vista productivo. Los problemas de eficiencia se reducen además por las bajas elasticidades precio que habitualmente presentan los productos y servicios involucrados, lo que hace que los excesos de gravamen sean limitados. En el caso de consumos de carburantes, el IVA se aplicaría también sobre un impuesto unitario que ejercería las labores correctoras, si bien la volatilidad del mercado de productos petrolíferos provoca una mayor estabilidad de la recaudación obtenida con la imposición unitaria. Esta solución es muy habitual en las políticas fiscales de muchos países, claramente en el sistema armonizado de la UE donde conviven impuestos específicos (unitarios) con IVA. Dentro de la UE, sin embargo, existe una gran diferencia en la presión fiscal existente sobre los carburantes, fruto sobre todo de accisas con niveles muy variables (a partir de un mínimo común). En particular el Reino Unido es, a distancia, el estado miembro con mayores niveles impositivos sobre estos productos, especialmente en el diesel de automoción. La razón de esta elevada imposición se encuentra en el mecanismo automático de subida de las accisas por encima de la inflación (*escalator*), establecido en 1993 con el objetivo de enviar señales consistentes a los consumidores para forzar un cambio de comportamiento. Este sistema estuvo en vigor hasta 1999 y tuvo un enorme y continuo efecto sobre los precios de venta, lo que finalmente forzó su supresión.

8.5.4 Combinando la política ambiental y las técnicas de valoración ambiental

A estas alturas ya sabemos que los efectos negativos causados por el sector energético son muy relevantes, de una naturaleza múltiple y distintos en función de las tecnologías y combustibles utilizados en la producción, transporte y consumo de sus productos. También conocemos los distintos métodos

que podemos utilizar para evaluar los daños ambientales y los instrumentos correctores de política. En esta subsección vamos a ilustrar las relaciones entre métodos de valoración e instrumentos regulatorios para el caso del sector eléctrico, algo que puede interpretarse como una aproximación integrada a las políticas ambientales y que guarda ciertos parecidos con el uso simultáneo de diversos mecanismos con un mismo objetivo.

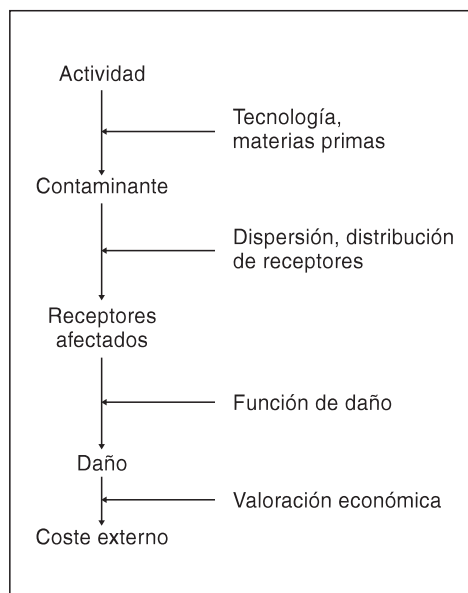
Una de las metodologías más avanzadas para la cuantificación económica de externalidades de la energía, es la aplicada por el proyecto europeo ExternE (*External Costs of Energy*), desarrollado a partir de comienzos de los noventa. Se trata de un gran esfuerzo de investigación, multidisciplinar y con la participación inicial de investigadores estadounidenses. Como objetivo fundamental, está la definición y cuantificación de las externalidades negativas relacionadas con la producción de la electricidad para cada tecnología: eólica, solar, biomasa, nuclear, carbón, hidro, gas y diesel. Además, se ha aplicado ExternE a la cuantificación de los efectos ambientales negativos del transporte.

Un cálculo correcto de los costes externos del sector energético, que permita una posterior definición de políticas públicas, exige en primer lugar un sistema de evaluación homogéneo y comprensivo. Esto puede conseguirse a través del análisis de ciclo de vida (ACV), que permite cuantificar todos los flujos de materia y energía asociados con un sistema o proceso desde que se comienza hasta que termina. En el caso de la energía producida por combustibles fósiles, el ACV comenzaría en la extracción de combustible, e incluiría su transporte y preparación, la construcción, operación y desmantelamiento de las instalaciones de generación, el transporte de la energía, y la gestión de los residuos producidos.

Una vez calculados en términos físicos los daños producidos por las distintas tecnologías energéticas y no recogidos en su precio, la siguiente etapa es su cuantificación económica. Una primera alternativa es el método arriba-abajo (con similitudes a lo referido en la sección 8.4.2) que usa datos muy agregados, por ejemplo, emisiones totales del sector energético y los daños causados por la contaminación ambiental, para atribuir los efectos negativos a cada fuente de energía. El método es relativamente sencillo de aplicar y proporciona una primera aproximación a los costes ambientales de la energía, aunque es claramente inexacto por calcular daños medios y no tener en cuenta circunstancias particulares del contaminador. Una segunda alternativa es el método abajo-arriba, que esencialmente cuantifica los impactos negativos sobre el medioambiente de una instalación específica y que después agrega para un territorio determinado. En este caso se obtienen resultados marginales (similares a precios) y además mucho más exactos porque se tienen en cuenta dispersión de contaminante, población directa e indirectamente afectada, etc.

ExternE se basa en el ACV a través del método de la función de daño, una sucesión de etapas que siguen el impacto desde la actividad que lo crea hasta el daño que produce. Además, se opta por una aproximación abajo-arriba, que permite calcular daños específicos para cada emplazamiento y tecnología. El *output* de ExternE es la cuantificación monetaria de los impactos de las distintas tecnologías consideradas sobre la salud humana (mortalidad y morbilidad), pérdidas de cosechas, daño de materiales y cambio climático. Esta metodología utiliza un enfoque marginal para el análisis de externalidades, considerando el efecto de una instalación específica adicional a las ya existentes, en todo su ciclo de vida y de forma comprensiva.

Un ejemplo simplificado de ACV se muestra en la Figura 8.3. En función de la tecnología y las materias primas se definen las actividades y sus consecuencias y se analiza su distribución entre los receptores, generalmente a través modelos de dispersión. La cuantificación de los impactos se realiza por distintos métodos según el tipo de actividad y receptor, pudiendo ser desde estadísticas a (más habitualmente) funciones dosis-respuesta que relacionan la exposición a un determinado contaminante con el daño que produce en el receptor. Las funciones dosis-respuesta se elaboran en general a partir de estudios epidemiológicos más o menos amplios sobre poblaciones reales, lo cual ofrece la ventaja de su realismo aunque dificulta su extrapolación a otros contextos.

Figura 8.3 Fases del impacto en ExternE

La valoración económica de los daños exige primero diferenciar las externalidades propiamente dichas de aquellos impactos que pudieran estar ya internalizados, además de asignar un valor económico a los diferentes daños cuantificados. Ésta se lleva a cabo fundamentalmente midiendo los cambios en el bienestar de la sociedad producidos por un cambio en la calidad o cantidad de los bienes ambientales, generalmente a través del cálculo la disponibilidad a pagar por un cambio favorable. Esta valoración de la disponibilidad a pagar se computa a partir de los resultados de trabajos académicos que utilizan las técnicas descritas en el Capítulo 5.

ExternE acometió la cuantificación de las externalidades de las distintas tecnologías de generación eléctrica en un conjunto de países europeos a lo largo de los años noventa. La Tabla 8.5 recoge un resumen de estos resultados. Si bien no todas las tecnologías fueron examinadas en todos los países, se puede observar que las externalidades calculadas son similares, aunque en general presenten valores algo superiores en los países del centro y norte de Europa. En cuanto a los combustibles utilizados, carbón, petróleo y lignitos, ocasionan mayores costes externos. Gas natural, renovables y energía nuclear son las menos dañinas en términos ambientales, aunque en este último caso es la alta seguridad de las instalaciones europeas la que explica el resultado (menor riesgo de accidentes). Es necesario resaltar que las cifras no recogen todos los impactos y, por tanto, son parciales y no en la misma proporción para cada tecnología. Así, las cifras correspondientes a las renovables serían las que más cerca se encuentran de la externalidad total teórica, seguida a continuación por las fósiles y por último la energía nuclear. Ésta presenta unas externalidades muy reducidas debido a que es complicado incorporar al análisis la percepción del riesgo por parte de la población y también presenta problemas por el larguísimo plazo en el que se producen los impactos de los residuos radiactivos.

En todo caso, las externalidades producidas por casi todos los tipos de generación eléctrica son elevadas. Si se tiene en cuenta que el precio medio de generación del Kwh. de electricidad en Europa ronda los 4 céntimos de euro, la externalidad asociada a cada tecnología es, al menos, de la misma

Tabla 8.5 Valoración de los costes externos de la generación eléctrica (céntimos de euro por Kwh.)

País	Carbón/ lignito	Turba	Petróleo	Gas	Nuclear	Biomasa	Hidráulica	Fotovoltaica	Eólica
ALEMANIA	3-6		5-8	1-2	0,2	3			0,05
AUSTRIA				1-3		2-3	0,1	0,6	
BÉLGICA	4-15			1-2	0,5				
DINAMARCA	4-7			2-3		1			0,1
ESPAÑA	5-8			1-2		3-5 (1)			0,2
FINLANDIA	2-4	2-5				1			
FRANCIA	7-10		8-11	2-4	0,3	1	1		
GRECIA	5-8		3-5	1		0-0,8	1		0,25
HOLANDA	3-4			1-2	0,7	0,5			
IRLANDA	6-8	3-4							
ITALIA			3-6	2-3			0,3		
NORUEGA				1-2		0,2	0,2		0-0,25
PORTUGAL	4-7			1-2		1-2	0,03		
SUECIA	2-4					0,3	0-0,7		
REINO UNIDO	4-7		3-5	1-2	0,25	1			0,15

(1) Biomasa en co-combustión con lignitos.

Fuente: ExternE.

magnitud. De acuerdo con lo visto en los Capítulos 3 y 7, esto demanda una actuación correctora para incorporar los costes indirectos al precio de la electricidad. Si bien ExternE podría ser muy útil a ese efecto, por ejemplo, sirviendo de base para el cálculo de tipos impositivos sobre los productos energéticos, hasta el momento ha tenido una influencia escasa en las políticas ambientales. En particular, sólo se han usado los resultados de ExternE para la realización de análisis coste-beneficio de diferentes regulaciones impulsadas por la UE:

- Directiva sobre incineración de basuras.
- Directiva sobre grandes instalaciones de combustión.
- Directiva sobre límite de emisiones.
- Directiva sobre calidad ambiental en monóxido de carbono y benceno.

Merece una mención especial la Directiva sobre ayudas a nuevas instalaciones renovables, que permite a los estados miembros de la UE fijar las subvenciones a las tecnologías renovables a partir del coste ambiental evitado por estas instalaciones. Para ello se podrían utilizar directamente los cálculos de ExternE sobre el ahorro neto de daños que representa una instalación renovable frente a una convencional. Nótese que, como hemos observado en la sección 8.3, toda Directiva ha de ser trasladada en sus aspectos esenciales a la normativa legal de cada estado miembro de la UE.

Además, los negociadores europeos han utilizado los resultados de ExternE para fijar algunas de sus posiciones negociadoras en el campo ambiental internacional. De hecho, la Estrategia Europea

para Combatir la Acidificación y los Protocolos contra la Acidificación, se han definido parcialmente a partir de resultados de daños proporcionados por ExternE.

8.6 Experiencias específicas con impuestos ambientales

A finales de los ochenta, la OCDE señalaba la existencia de casi 100 gravámenes con objetivos de naturaleza ambiental, cifra que no ha hecho sino crecer desde entonces (OCDE, 2005), con experiencias en prácticamente todos los países desarrollados. No obstante, estas experiencias no respondían entonces a ningún esquema general de cambio fiscal y los impuestos ambientales no pasaban de ser simples apéndices para unos sistemas fiscales todavía escépticos sobre sus posibles ventajas fiscales y regulatorias. El cambio de papel se produjo unos años más tarde, como ya se adelantó en la sección 8.4, ante las urgentes necesidades de corrección y las potencialidades fiscales que implicaba el problema del cambio climático.

En este apartado nos vamos a ocupar del estudio de algunas experiencias puntuales con impuestos ambientales. En particular, combinaremos aquí el análisis de una política ambiental a través de instrumentos de mercado mediante precio pero desarrollada por administraciones subcentrales, con la descripción de impuestos ambientales para el control de un conjunto representativo de problemas ambientales. Dado que en otras partes del capítulo ya nos hemos referido a la imposición ambiental (secciones 8.4 y 8.5), ahora intentaremos ceñirnos a aplicaciones no consideradas. Nos referiremos fundamentalmente al caso español, cuya política ambiental ya fue brevemente tratada en la sección 8.3.3, aunque las figuras analizadas son habituales en y extrapolables a otros países.

El apartado 7.8 sustentaba teóricamente el uso de instrumentos de política ambiental por parte de administraciones regionales o locales para el control de ciertos problemas ambientales. En la práctica esto parece estar produciendo, al señalar la OCDE (2005) la existencia de hasta 38 figuras ambientales de carácter subcentral y 14 países en los que esta práctica es habitual, destacando las aplicaciones en el campo energético, transporte privado y vertidos líquidos. Lógicamente, en un país altamente descentralizado como España, la cuestión es relevante y cabía esperar una distribución jurisdiccional de responsabilidades ambientales y fiscales según los ya indicados principios de la teoría del federalismo fiscal. Básicamente, esto dejaría en manos del gobierno central los impuestos ambientales más potentes y sobre problemas globales/centrales, mientras que buena parte de las figuras específicas deberían ser implantadas por las administraciones subcentrales.

Sin embargo, tanto el gobierno central como las administraciones locales españolas han optado por ignorar esta opción regulatoria y fiscal. Las haciendas autonómicas o regionales constituyen la excepción al prácticamente nulo interés mostrado por los otros niveles de gobierno en estos instrumentos. Así, desde comienzos de los ochenta la práctica totalidad de las CCAA aprobaron y pusieron en vigor diversas figuras con alguna finalidad ambiental. Esta intensa actuación de las administraciones autonómicas en este campo probablemente tiene que ver con sus necesidades financieras y con las fuertes restricciones que impone la legislación española para su captura de hechos impositivos: no exportabilidad de la carga y, sobre todo, no duplicidad con otras administraciones. En todo caso, constituye una interesante, poco habitual y poco conocida experiencia donde se combinan descentralización y uso de impuestos ambientales.

La Tabla 8.6 muestra los distintos impuestos ambientales existentes en las diferentes CCAA autónomas. La mayor parte de los tributos ambientales autonómicos (y los primeros cronológicamente) están relacionados con las emisiones de residuos líquidos. Les siguieron los impuestos sobre instalaciones con incidencia ambiental, figuras de naturaleza recaudatoria y nulo perfil ambiental con graves problemas legales. Los impuestos autonómicos relacionados con las emisiones

Tabla 8.6 *Impuestos ambientales de las comunidades autónomas en España*

	Canon saneamiento/ agua	Canon vertidos líquidos	Impuesto emisiones atmósfera	Impuesto productos energéticos	Canon residuos	Impuesto depósito residuos peligrosos	Impuesto instalación
Andalucía		1994	2003			2003	
Aragón	1997		2006				
Asturias	1994						
Baleares	1991			1999 i			1991 i
Canarias		1987*		1986			
Cantabria	2002						
Castilla-L							
Castilla-M	2002*		2000	2000		2000	
Cataluña	1981				2003		
C. Valenciana	1992						
Extremadura				1997			1997
Galicia	1993		1995				
La Rioja	1994						
Madrid	1984				2003		
Murcia	2000	2006	2006		2006		
Navarra	1989						

* Aprobados pero no aplicados; i: Inconstitucional.

contaminantes de origen energético (a partir del diseño gallego de 1995) tienen el fundamento ambiental más sólido y representan hoy el desarrollo más popular. Finalmente, se han desarrollado impuestos sobre productos y procesos energéticos y recientemente algunos que gravan el depósito de residuos sólidos de distinta naturaleza. A continuación describimos las figuras más relevantes

8.6.1 Impuestos sobre vertidos líquidos

Estos impuestos, también conocidos como cánones de saneamiento, constituyen la figura impositiva ambiental más representativa en las CC.AA. ya que están presentes en más de dos tercios de éstas. Su objetivo es doble: regular el vertido de aguas residuales y en general financiar los gastos de inversión y explotación de aquellas infraestructuras necesarias para el tratamiento de las aguas residuales. Se trata por tanto de un impuesto en el que su recaudación se encuentra afectada, con los problemas que esto ocasiona al vincular políticas de gasto e ingreso público que deberían definirse de forma independiente.



El impuesto grava la producción de vertidos de aguas residuales al medio ambiente, ya sea directamente o a través de las redes de alcantarillado. Una definición como esta conlleva importantes problemas de índole administrativa debido a las dificultades técnicas de medición de las mismas y sus elevados costes de gestión. Es por tanto habitual que la administración pública no grave directamente los vertidos realizados, sino indirectamente a través del consumo de aguas de cualquier procedencia asumiendo un vínculo entre el consumo de agua y los vertidos realizados. La base imponible del impuesto está así constituida, en general, por el volumen de agua consumido medido en metros cúbicos o, si no se conoce, por el volumen de agua estimado mediante diferentes índices o signos. Además, la mayoría de CC.AA considera la posibilidad de determinar la base imponible del impuesto para usos industriales mediante estimación o medición directa de la carga contaminante. Esto da cumplimiento a dos grandes objetivos: (i) adecuar la base imponible al daño ambiental producido o, en su caso, a los costes de tratamiento y depuración de los vertidos, cumpliendo así el principio de «quien contamina paga» e (ii) incentivar la reducción de las emisiones contaminantes.

Existen diversas alternativas en el diseño de la tarifa tributaria, siendo la práctica más habitual diferenciar entre la tarifa aplicable a usos domésticos y otros usos. En algunos casos la tarifa se desdobra entre un componente fijo y otro variable que está en función del volumen de agua consumida. Además, la cuota tributaria variable del impuesto puede ser modulada atendiendo a diversos factores como, por ejemplo, la carga contaminante, población del municipio, consumo mensual de agua, etc.

La gestión administrativa del canon de saneamiento es realizada habitualmente por organismos autónomos que podríamos denominar genéricamente agencias del agua. Éstas desarrollan las políticas de saneamiento de aguas residuales en cada CC.AA y, con carácter general, todas aquellas actividades relacionadas con la planificación hidrológica. Las empresas o entidades (públicas o privadas) que suministran el agua están obligadas a facturar e ingresar la recaudación del canon de saneamiento en estos organismos, actuando como sustitutos del contribuyente y facilitando así la gestión y reduciendo los costes administrativos.

Los impuestos sobre vertidos líquidos de las CC.AA españolas son, en realidad, muy similares a los aplicados desde hace más de 40 años por países como Holanda o Francia. También allí se utiliza preferentemente el consumo de agua limpia para calcular la base imponible y los ingresos se encuentran íntegramente afectados a labores de saneamiento, lo que ha ocasionado una indeseable sobre-dimensión de este tipo de instalaciones que confirma las dudas apuntadas anteriormente sobre esta cuestión. A diferencia de los cánones de saneamiento, los tipos impositivos aplicados son muy elevados, lo que ha generado unos efectos incentivadores muy marcados.

8.6.2 Impuestos sobre contaminación atmosférica

En 1995 se aprobó en Galicia un impuesto sobre la contaminación atmosférica, que en su momento constituyó la figura con mayor perfil ambiental aplicada en España. Recientemente se han creado impuestos muy similares en Castilla-La Mancha (2000), Andalucía (2003), Murcia y Aragón (desde 2006). Estos impuestos presentan una relación bastante clara con el ya descrito impuesto sueco sobre el azufre, aunque sus efectos incentivadores son mucho menores.

En general estos impuestos gravan las emisiones de óxidos de azufre y nitrógeno (también CO₂ en Andalucía y otros compuestos en Murcia) y su aparición probablemente tiene que ver con la gran importancia de las emisiones localizadas en la periferia española, donde se sitúan abundantes y grandes instalaciones contaminantes. Utilizan un tipo impositivo variable según nivel de emisión (progresivo) pero uniforme territorialmente y calculan la base imponible a través de sistemas de control directo o de estimación indirecta, con escasos costes de administración. La recaudación se encuentra generalmente afectada a gastos de protección ambiental.

Los cinco impuestos presentan así una definición ambiental muy clara, aunque un problema común a casi todos los impuestos es que gravan a un número reducido de empresas, bien aplicando amplios

mínimos exentos (Galicia y Castilla-La Mancha), bien restringiendo la aplicación del impuesto a grandes empresas contaminantes (Andalucía y Murcia). En cualquier caso, los tres impuestos son criticables desde el punto de vista de la asignación jurisdiccional, dado que el alcance de los daños que se quieren evitar trasciende los territorios en los que se aplican, principalmente en el caso de las emisiones de dióxido de carbono. Su efectividad es también discutible porque los tipos impositivos son relativamente bajos y además la progresividad dificulta la consecución de una solución coste-eficiente.

8.6.3 Impuestos sobre residuos sólidos

La gestión de los residuos sólidos es un problema ambiental cada vez más acuciante para las autoridades públicas. La imposición es un instrumento útil en este campo si genera señales que llevan a modificaciones en la conducta de los agentes. Para ello es necesario un vínculo claro entre la base gravada y el problema ocasionado, lo que no siempre es fácil en este contexto (¿cómo hacer que pague el que origina el problema?). Estos impuestos son descentralizables porque el problema ambiental presenta características locales y regionales al circunscribirse generalmente sus efectos al ámbito de su lugar del origen.

La experiencia con impuestos sobre residuos es amplia: en Dinamarca existe un impuesto de estas características desde mediados de los ochenta, con efectos incentivadores bien probados y escaso impacto en las deposiciones ilegales. En el Reino Unido un impuesto sobre depósitos en vertederos ha ejercido un papel central en la RFV para compensar la reducción de las cotizaciones sociales de los empleadores.

Varios impuestos autonómicos creados recientemente gravan el depósito o almacenamiento de residuos: peligrosos y/o radiactivos en Castilla la Mancha (desde 2000), Andalucía (desde 2003) y Murcia (desde 2006), y sólidos en Madrid y Cataluña (desde 2003) y Murcia (2006). De forma similar a lo que ocurre en los impuestos sobre emisiones, la conexión ambiental de estos tributos es bastante clara ya que gravan directamente las fuentes de contaminación. Sin embargo, los tipos impositivos son demasiado bajos como para incidir significativamente en los comportamientos de los agentes. Además su recaudación está generalmente afectada a la potenciación de actividades de reciclaje, lo que genera disfunciones ya comentadas con anterioridad. En todo caso, se trata de un campo prometedor para la actuación sub-central tanto en términos recaudatorios como ambientales por la intensificación de este tipo de problemas.

8.7 Responsabilidad y política ambiental en la práctica

Muchos recursos naturales o ambientales son reconocidos como recursos públicos sobre los cuales las administraciones asumen y ejercen el papel de «guardián del patrimonio público» para beneficio colectivo. Es así la administración la que también debe garantizar su recuperación en caso de haber sufrido éstos algún tipo de daño, así como ejercer las acciones necesarias para que la financiación de ésta recaiga en el contaminador. De hecho, en el apartado 7.2 observamos cómo la delimitación y exigencia de responsabilidades puede ser un eficaz instrumento de política ambiental, puesto que la reparación o indemnización del daño causado puede funcionar como un incentivo para adoptar medidas de prevención. Como en el caso observado en el epígrafe 8.5.3, esta sección sirve además para ilustrar las necesarias relaciones entre los procedimientos de valoración y la definición y aplicación de políticas ambientales.

Comenzando por la delimitación de los daños, como paso previo para la aplicación de esta estrategia de política, los procesos de evaluación de daños a los recursos naturales (EDRN) se utilizan en estos casos para determinar si ha habido daños a los recursos y para calcular el pago monetario exigible a los

responsables, que será utilizado para restaurar los recursos naturales dañados. En los EE.UU los procesos de EDRN exigen desde principios de la noventa la indemnización o restauración de las pérdidas de servicios del medio ambiente respecto a la situación sin daño y mientras no se complete la restauración. En Europa, en cambio, esta exigencia se está aún incorporando tímidamente a la legislación comunitaria.

Respecto al establecimiento de indemnizaciones y sanciones, se distinguen básicamente dos tipos de sistemas de responsabilidad de los contaminadores ya avanzados en la sección 7.9: a) responsabilidad limitada o por culpa; y b) responsabilidad estricta. En los países europeos, el derecho civil suele adoptar la responsabilidad por culpa, mientras que la responsabilidad estricta es más común en los países anglosajones. Bajo el sistema legal de responsabilidad por culpa, el contaminador tendrá que indemnizar a las víctimas por el total de los daños producidos, siempre y cuando se demuestre que éste se comportó de forma negligente, no usó todas las técnicas habidas a su alcance para prevenir el accidente, o actuó de mala fe. Por otra parte, bajo el sistema de responsabilidad estricta, el contaminador siempre deberá compensar a sus víctimas por todos los daños ocasionados, independientemente de si el accidente pudo haber sido evitado. Esto es, el sistema de responsabilidad estricta debería generar niveles de calidad ambiental mayores porque es más severo con quien inflinge las normas y puede actuar como eficiente mecanismo de prevención a través del coste de los seguros.

A continuación analizaremos de forma más pormenorizada, el sistema de EDRN en EE.UU y las diferencias con el sistema europeo. Seguidamente mostraremos cómo el régimen de responsabilidad puede funcionar o no como instrumento preventivo de los daños al medio ambiente y a los recursos naturales, usando como ejemplo los sistemas utilizados en Europa y los EE.UU en el caso de las mareas negras derivadas del transporte marítimo de hidrocarburos.

8.7.1 Los procesos de Evaluación de Daños a los Recursos Naturales

En los EE.UU el marco legal general de la responsabilidad por daños a los recursos naturales derivados del vertido y emisión de sustancias contaminantes lo constituye la *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA), aprobada en 1980. Otras leyes aplicables para tipologías de daños concretos son la *Clean Water Act* (CWA) para aguas navegables, vigente también para daños derivados del transporte de hidrocarburos hasta que la *Oil Pollution Act* (OPA), específica para derrames de hidrocarburos, fue aprobada en 1990. El Departamento de Interior (DOI) establece las regulaciones para llevar a cabo procesos de EDRN bajo CERCLA y CWA (las primeras regulaciones fueron publicadas en 1986); y la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), del Departamento de Comercio, realiza la misma tarea bajo la OPA (en 1993 publicó las primeras directrices).

Analizaremos el marco general en el marco de CERCLA, con una reflexión posterior sobre las diferencias observables en el marco OPA. Según CERCLA, el pago monetario exigible a los responsables de un vertido con daños a los recursos naturales públicos está constituido por tres componentes:

- Los costes de restaurar, rehabilitar, reemplazar o adquirir recursos equivalentes a los dañados (restauración primaria). Este componente constituye la responsabilidad civil.
- La disminución del valor de los recursos naturales pendientes de recuperación o pérdida de servicios derivados de los recursos respecto al estado inicial, previo al accidente (*Interim Lost Value*).
- El coste del proceso de la evaluación de daños.

En el proceso de evaluación de daños se contemplan dos tipos de regulaciones. En primer lugar, las regulaciones tipo A son procedimientos para realizar evaluaciones simplificadas en función de unidades de vertido o de área afectada (con mínimo trabajo de campo). Las regulaciones tipo B son protocolos para

realizar evaluaciones específicas en casos complejos. Si este proceso se considera procedente, se prepara el Plan de Evaluación, que está compuesto por tres fases:

1) *Determinación de daños*

El objetivo es determinar si el daño a los recursos naturales ha ocurrido a consecuencia del vertido de la sustancia contaminante. Esto implica encontrar una vía de afectación a través de la cual el vertido puede haber causado el daño observado.

2) *Cuantificación la reducción de servicios ambientales*

El propósito es cuantificar la reducción de servicios obtenidos de los recursos naturales dañados. Se consideran servicios las funciones que el recurso aporta a los seres humanos o a otro recurso, por ejemplo, las actividades recreativas en una bahía o bien la provisión de hábitat para especies protegidas. Se tienen en cuenta tanto las reducciones de servicios de uso como de no uso.

Se deben calcular el nivel de servicios de referencia (sin el daño ambiental) y su potencial evolución si el vertido no hubiera ocurrido (incorporando variaciones naturales y humanas no debidas al vertido considerado). Para calcular el nivel base de servicios se utilizan datos históricos sobre los recursos de la zona o, en su defecto, datos de áreas cercanas similares que puedan servir como referencia (y que no hayan sido afectadas por el incidente).

La disminución de servicios se calculará como la diferencia entre los servicios que proporcionaría el recurso en ausencia de vertido y los servicios ambientales con el vertido (obsérvese que esto no equivale a la diferencia entre los servicios proporcionados antes y después del vertido). Para ello es necesario calcular también el nivel de servicios post-vertido, desde el momento en que ocurre el incidente hasta que se completa el proceso de restauración.

3) *Cálculo económico de daños*

Se calculan como la suma de los costes de restauración, más el valor de la disminución de servicios del recurso hasta su restauración (valor compensable o pérdida temporal), más los costes del proceso de evaluación de daños. En general, las labores de restauración se aplican para conseguir recuperar el estado original del recurso más pronto que con la recuperación natural. Por tanto, la intensidad y eficacia de las labores de restauración influirán en que el valor de los servicios perdidos del recurso sea menor. Es importante señalar que cuanta mayor sea la intensidad de los gastos en restauración, así como la rapidez con la que se comiencen las tareas y la velocidad a la que se lleven a cabo las mismas, menor será la pérdida temporal de servicios derivados del recurso. En consecuencia, el sistema incentiva la pronta respuesta del contaminador a la hora de atajar las consecuencias de la contaminación causada. En general, la menor pérdida de servicios es el beneficio de la restauración.

Los costes de restauración son relativamente sencillos de calcular pues se trata de adquirir recursos en el mercado y también el coste del proceso de evaluación de daños (directos e indirectos). Es más complejo, sin embargo, cuantificar el valor de la disminución en los servicios proporcionados por el recurso antes de su restauración. Las regulaciones establecen que es el excedente del consumidor la base para valorar los servicios perdidos, es decir, la pérdida de utilidad o bienestar de los individuos que conforman la población afectada, basada en sus preferencias. Es en este punto donde se utilizan los métodos económicos de valoración de servicios sin mercado (ver Capítulos 4, 5 y 6).

4) *Post-evaluación*

El propósito de esta cuarta y última fase es tomar la decisión final, obtener del contaminado el coste de recuperar los recursos naturales y desarrollar un plan detallado de restauración o reemplazamiento de los recursos dañados.

Existen diferencias en el tratamiento legislativo de la pérdida provisional o *Interim Lost Value* en la legislación OPA y en CERCLA. En esta última se prescribe la recuperación de la pérdida provisional en valor y el gasto de este dinero en reforzar o crear recursos naturales y sus servicios. Bajo la OPA, la NOAA exige la restauración compensatoria para recuperar las pérdidas provisionales. En consecuencia, bajo la regulación OPA, la responsabilidad del contaminador asciende al coste de devolver el recurso dañado a su estado original, al que debe añadirse el coste de proyectos de restauración compensatorios y el coste del proceso de evaluación de los daños.

a) *Determinación de daños a los recursos naturales bajo la OPA*

En la determinación de los daños a los recursos naturales bajo la regulación OPA habitualmente se siguen tres etapas: preevaluación, planificación de la restauración e implementación de la misma.

1) *Preevaluación*

En la fase de preevaluación, después de que el incidente haya sido notificado, la administración determina si tiene jurisdicción para conducir la evaluación y, en tal caso, si es apropiado realizarla, es decir, basándose en información preliminar, se determina si ha habido daños a los recursos naturales de su competencia. Si deciden proceder a la evaluación, deben notificar su intención al público y al agente responsable del incidente, razonando por qué es apropiado realizar una evaluación de daños.

2) *Planificación de la restauración*

El objetivo de esta fase es evaluar los daños potenciales a los recursos naturales y a los servicios de ellos derivados y determinar la necesidad de acciones de restauración y su escala. Esta fase consta de dos etapas: evaluación de daños y selección de restauración.

La evaluación de daños pretende determinar la naturaleza y magnitud de los daños a los recursos naturales y a sus servicios. Bajo las reglas NOAA, el daño se define como cambio adverso observable y cuantificable en un recurso natural o servicio, o el deterioro de un servicio asociado a un recurso natural. Para que este daño pueda ser contemplado bajo la legislación OPA debe existir: exposición, vía de contacto y cambio adverso en un recurso natural o servicio como resultado de la descarga. Una vez certificado que existen daños derivados del incidente, debe cuantificarse su magnitud y el alcance temporal y espacial de los mismos en relación a la situación sin incidente o situación de partida. Los daños se cuantifican en términos de la disminución o pérdida de servicios.

Evalrados los daños, se consideran las alternativas de restauración posibles, incluyendo restauración primaria y compensatoria. La restauración primaria se relaciona con aquellas acciones adoptadas para devolver los recursos naturales al mismo estado de antes del incidente. La recuperación natural puede ser considerada asimismo como una alternativa de restauración primaria. La restauración compensatoria se exige para compensar por las pérdidas provisionales (*interim lost value*) mientras el recurso no recupera la situación de partida. Normalmente la restauración compensatoria implica mejorar los recursos existentes o adquirir nuevos recursos. Siempre que

sea posible, las acciones compensatorias deben proveer de servicios del mismo tipo y calidad de los dañados, y de valor comparable a los daños causados. En otro caso se recurrirá a recursos y servicios de tipo y calidad comparables, aunque la restauración siempre ha de realizarse en lugares próximos al daño.

A continuación, una vez determinadas las acciones compensatorias adecuadas, se ha de decidir la escala o intensidad de la acción restauradora para que esta iguale el valor de los recursos o servicios perdidos a consecuencia del incidente. Esta escala se determina: i) servicio a servicio o recurso a recurso, si los recursos dañados y reemplazados son del mismo tipo, calidad y valor comparable y ii) mediante valoración, cuando los recursos no son del mismo tipo, calidad o valor.

La valoración se utiliza para calcular el valor de los beneficios de la acción restauradora y el valor de las pérdidas provisionales. Las técnicas utilizadas para calcular este valor perdido son el método del coste de viaje, los modelos de precios hedónicos, el análisis conjunto y la valoración contingente. En este caso el objetivo es que el valor de los recursos restaurados iguale el valor de las pérdidas provisionales. Los causantes del incidente son los responsables del coste de aplicar estas acciones de restauración que generen recursos de valor equivalente, no por el valor de las pérdidas provisionales. Es lo que se denomina aproximación valor a valor.

Sólo en casos muy especiales se aplicaría la aproximación valor a coste, que implicaría que los responsables se hacen cargo de un plan de restauración cuyo coste iguale el valor de los recursos perdidos. Normalmente cuando existen pérdidas de servicios, como los que la población obtiene a través de la pesca recreativa o del uso recreativo de playas, que no se pueden reemplazar por servicios de valor comparable en un tiempo razonable. Sin embargo, es este método el que se aplica en las regulaciones CERCLA y donde la valoración contingente ha sido esporádicamente utilizada. Por ejemplo, en la estimación del valor de un día de pesca recreativa o de recreación en playa para cuantificar las pérdidas recreativas derivadas de derrames de petróleo y determinar lo que se gasta en programas de restauración.

3) *Implantación del programa de restauración*

La fase final del proceso de evaluación de daños es la implantación del programa de restauración seleccionado. En general, las instituciones públicas deben recuperar el coste de los daños de los responsables. Bajo el mejor de los contextos, puede existir cooperación ya durante el proceso de la evaluación de daños y el contaminador habrá aceptado hacerse cargo de los costes del proceso de evaluación y del programa de restauración elegido, bien sea este implantado desde las agencias gubernamentales o bien por el propio contaminador. Si no existe acuerdo, el Estado debe presentar demanda al contaminador para que o bien este aplique el plan de restauración (primaria y compensatoria), bajo la supervisión gubernamental y pagando los costes de la evaluación; o bien para que adelante al gobierno una suma de dinero correspondiente a los costes de evaluación y restauración (primaria y compensatoria). Si los responsables no responden a esta demanda en noventa días, el Estado puede comenzar acciones judiciales contra los responsables o sus avalistas. La acción judicial ha de estar resuelta en un máximo de tres años a partir de la aprobación del plan de restauración.

b) *El caso europeo*

En Europa, el régimen de responsabilidad por daños al medio ambiente y a los recursos naturales está estipulado en la Directiva sobre Responsabilidad Ambiental en relación con la Prevención y Reparación de Daños Ambientales, aprobada en el año 2004. Esta normativa, si bien incide en el principio de quien contamina paga, establece la responsabilidad por culpa excepto en determinados supuestos. Así, establece que en el caso de que los daños hayan sido causados por determinadas actividades que

presentan un riesgo potencial o real para el ser humano y para el medio ambiente, el operador será el responsable objetivo. No obstante, éste tendrá la posibilidad de alegar ciertas circunstancias eximentes y atenuantes, recogidas en el Anexo de la Directiva. En el caso específico de los daños a la biodiversidad causados por actividades distintas de las relacionadas en el mencionado Anexo, el operador sólo será considerado responsable si se demuestra culpa o negligencia.

En muchos aspectos, el sistema sigue el modelo de la CERCLA, aunque también con diferencias notables. En primer lugar, la Directiva establece que las autoridades competentes deben reparar los daños, ya sea mediante restablecimiento directo del recurso dañado o sustitución por uno equivalente. Las autoridades competentes pueden llevar a cabo la reparación e iniciar un proceso de responsabilidad para exigir el pago de los costes correspondientes a los agentes causantes de la contaminación o bien forzar a éstos a realizar la reparación directamente. En segundo lugar, la Directiva establece también la necesidad de aplicar medidas de reparación para indemnizar las pérdidas provisionales que se produzcan desde la fecha del daño hasta la fecha de su reparación.

Las principales diferencias entre la legislación europea y la norteamericana son: i) la Directiva favorece la reparación o subsanación frente a los cálculos monetarios del valor de los recursos naturales, basándose en que los costes de la reparación son más fáciles de calcular, utilizan menos metodologías de valoración económica «escasamente probadas» y pueden verificarse *a posteriori*; b) a diferencia del *Superfund*, un fondo público utilizado para la localización y limpieza de lugares contaminados en que no se ha podido encontrar un responsable, la propuesta de la Comisión muestra una preferencia explícita por las opciones menos costosas; iii) el carácter retroactivo del sistema americano desaparece en el caso europeo y iv) en la CERCLA la responsabilidad se atribuye a todos los agentes potencialmente responsables, desde los productores y transportistas de sustancias peligrosas, hasta los operadores de las instalaciones de eliminación de residuos, frente a la responsabilidad exclusiva de los operadores en Europa.

8.7.2 Limitaciones de los instrumentos *ex post* para la prevención.

Una ilustración para las mareas negras

A continuación analizaremos el marco de responsabilidad civil ante vertidos procedentes del tráfico marítimo de hidrocarburos, centrándonos en el de la Organización Marítima Internacional (OMI) que se aplica en Europa. Posteriormente realizaremos una breve comparación con la regulación aprobada en los EE.UU después del accidente del *Exxon Valdez* en Alaska.

a) *El régimen OMI-FIDAC*

La OMI nace en el año 1948 para velar por la seguridad marítima a nivel internacional. En el seno de la OMI el Convenio de Responsabilidad Civil (CRC) y el Convenio del Fondo fueron aprobados en 1992 y entraron en vigor a partir del año 1996. Esta regulación sólo es aplicable a hidrocarburos persistentes: petróleo crudo, fuel-oil, diesel-oil pesado y aceites lubricantes. El CRC regula la responsabilidad de los propietarios de buques en caso de vertidos de petróleo, estableciendo la obligatoriedad de contratar un seguro para hacer frente a la responsabilidad civil derivada, pero también permite limitar la responsabilidad a una cantidad máxima relacionada con el tonelaje del buque. El Convenio del Fondo establece un régimen de compensación en el caso de que no sea posible obtener compensaciones a través del CRC, bien porque el propietario se declare insolvente financieramente y su seguro no cubra todos los costes, o porque las reclamaciones excedan la responsabilidad del propietario según los límites establecidos en el convenio (por tonelaje). En estos casos, se recurre al FIDAC, o Fondo Internacional de Indemnizaciones de Daños Debidos a la Contaminación por Hidrocarburos. Este fondo, también limitado, está dotado con contribuciones

de las empresas receptoras de hidrocarburos, normalmente petroleras, que reciban una cantidad anual superior a las 150.000 Tm de crudo o fuel-oil (pagan por Tm recibida). El límite de compensaciones que se estableció en el convenio del Fondo (1992) fue de aproximadamente 171 millones de euros, incluyendo los costes compensados mediante el seguro. El sistema se define bajo un principio de responsabilidad limitada, siendo las compañías receptoras de petróleo las que solidariamente se hacen cargo de los costes (simultáneamente a la cantidad que asume el seguro), no los propietarios del buque o la carga causantes del accidente.

Las condiciones establecidas por el fondo para acceder a la compensación requieren, en primer lugar, que se trate de una pérdida económica cuantificable y que el demandante pueda demostrar la cuantía de la misma. Esta exigencia elimina automáticamente daños ambientales y a bienes y servicios no intercambiables en los mercados y además repercute costes adicionales de estimación y de carga de la prueba sobre la víctima. También existen límites relacionados con la proximidad geográfica del demandante y la contaminación. Otros supuestos limitantes de la compensación de daños empleados por el fondo (FIDAC, 2002) son: (i) que «Un derrame importante de hidrocarburos no causará daños permanentes en el medio marino dado que este tiene un gran potencial para la regeneración natural»; (ii) que las medidas de restauración pueden «situar el lugar dañado en el mismo estado ecológico que existía de no ocurrir el derrame de hidrocarburos» y (iii) que «el fondo no tendrá en cuenta reclamaciones por daños al medio ambiente tomando como base una cuantificación abstracta calculada conforme a modelos teóricos».

En general, los daños ambientales son difícilmente cuantificables o demostrables mediante facturas o estados de cuentas, suelen prolongarse durante plazos muy largos y en ocasiones no se consigue que la recuperación ambiental sea total. Además, no se aceptan reclamaciones a partir del sexto año posterior al accidente. Un dato elocuente e ilustrativo es que el propio FIDAC reconoce haber «liquidado» 120 siniestros con 630 millones de euros. La responsabilidad difusa y limitada del actual sistema permite asumir estrategias de abaratamiento de costes que conllevan, a su vez, elevados riesgos. Por ello el FIDAC estudia una futura revisión del régimen de compensaciones, promoviendo una combinación entre el principio de quien contamina paga y el de prevención. Así, parece haber un acuerdo en que es necesario asignar responsabilidades, además de al propietario del buque, a otros agentes implicados en el transporte de hidrocarburos por mar como fletadores o propietarios de la carga. Por otra parte, parece necesario ampliar los supuestos en los que los armadores pierdan el derecho a limitar su responsabilidad (por ejemplo, por defectos o deficiencias en la estructura de los buques). Esta medida se establece como claro desincentivo a la contratación de buques sub-estándar (viejos monocasco) y, además, para que sean las propias aseguradoras a través de mayores primas de seguro las que contribuyan a eliminar las prácticas de alto riesgo. En definitiva, parece existir un reconocimiento de la necesidad de revisar el régimen de responsabilidad debido al desequilibrio en el reparto de responsabilidades entre armadores y estados (que son víctimas y además asumen la mayor parte de las obligaciones de compensación).

En este sentido, la ya mencionada Directiva sobre Responsabilidad Ambiental excluye los accidentes derivados del tráfico marítimo de hidrocarburos por existir un convenio internacional en este ámbito. Así se acepta que estos daños no sean del ámbito de la Directiva si el convenio se ratifica y entra en vigor en un plazo máximo de cinco años después de la aprobación de la Directiva (2009). En este sentido, Europa parece haber perdido la oportunidad de establecer un régimen de responsabilidad más claro y sin limitaciones, que funcionase como verdadera medida preventiva al hacer no rentable la estrategia de no invertir en seguridad.

b) *La regulación de la responsabilidad civil en los Estados Unidos*

Después del vertido del *Exxon Valdez*, en EE.UU se aprobó la ya mencionada OPA en 1990, una regulación muy estricta en materia de tráfico marítimo de hidrocarburos que incide especialmente en la res-

ponsabilidad clara e ilimitada del armador. Así, entre otras exigencias, el armador debe nombrar un representante en el país, realizar un considerable depósito de dinero (1000 millones de dólares) para hacer frente a los gastos de posibles accidentes y debe pagar todos los daños causados (responsabilidad ilimitada). Esto se complementa con controles exhaustivos de buques en puerto y la prohibición de circulación de buques monocasco.

La estrategia de los EE.UU ha sido actuar al margen de la OMI y optar por exigir una responsabilidad directa e ilimitada al responsable del accidente, esto es, que cubra todos los daños causados. Esto aumenta el precio de los seguros de barcos y tripulaciones con deficiencias y consecuentemente, al armador le compensa invertir en medidas de seguridad (mejores buques y más modernos, tripulaciones más cualificadas, mejor mantenimiento, etc.). En definitiva, los incentivos establecidos se han definido de forma que el análisis coste-beneficio favorezca estrategias empresariales basadas en la prevención.

Es interesante observar que los costes de transporte son una parte pequeña y modesta del precio final del combustible, lo que dejaría un amplio margen de actuación en estos asuntos. En este sentido, los cambios en esta dirección realizados en los EE.UU tuvieron una repercusión inferior al 1% sobre los precios de los combustibles, a cambio de mejorar ostensiblemente la seguridad y disminuir los grandes derrames de petróleo.

8.8 Apuntes sobre comercio internacional y medio ambiente

Una de las preocupaciones más extendidas sobre la aplicación de las políticas ambientales se deriva de su interacción con el intercambio de bienes y servicios entre los países. El comercio mundial ha venido expandiéndose rápidamente en las últimas décadas, estimulado en parte por los acuerdos logrados en el entorno de las rondas de las negociaciones de la Organización Mundial de Comercio (OMC). Estamos así asistiendo a una globalización de la producción de bienes y servicios, consecuencia de un vertiginoso aumento de las relaciones comerciales entre los países y regiones. Por otra parte, el medio ambiente constituye una creciente preocupación común para los países implicados en el comercio internacional, con lo que los acuerdos de liberalización comercial tienden a entremezclarse con los acuerdos para la solución de los problemas ambientales de distinto alcance (véase sección 8.2).

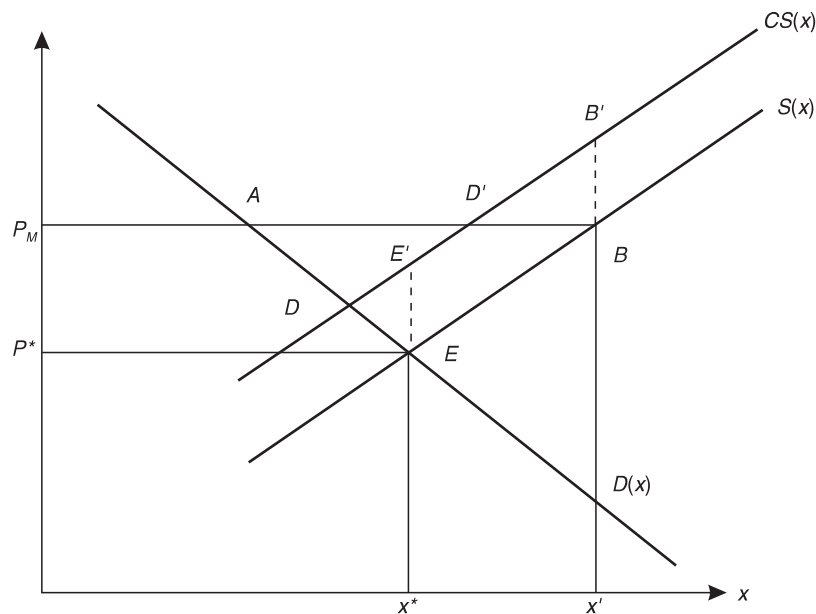
Por tanto, las relaciones entre el comercio internacional y el medio ambiente son diversas, y han dado lugar a una proliferación de modelos teóricos y empíricos que intentan inferir las repercusiones a corto y a largo plazo. La literatura se ha concentrado principalmente en estudiar las relaciones e impacto de la liberalización del comercio internacional en la calidad ambiental de los países y de los bienes ambientales globales. Muy relacionado con lo precedente está el estudio de los efectos generados por la adopción de políticas ambientales (unilaterales y/o colectivas) en los flujos comerciales y en la competitividad de las empresas que operan en el mercado internacional.

En este sentido, con frecuencia se argumenta que el crecimiento y la liberalización del comercio internacional pueden tener un impacto negativo en el medio ambiente porque en muchos casos las actividades involucradas en el transporte de mercancías son altamente contaminantes. También se apunta a la competencia en costes dirigida a la captación de cuota de mercado, que puede incitar a los países menos desarrollados a adoptar medidas de control de la contaminación más laxas que las adoptadas en los países avanzados. Sin embargo, las relaciones entre el comercio y el medio ambiente son más complejas que una simple formulación causa-efecto, debido a que la apertura de los mercados y la negociación de acuerdos comerciales se pueden utilizar como estrategias para la obtención de estándares de calidad ambiental en los países implicados y, a la inversa, estos estándares pueden convertirse en barreras de comercio no arancelarias.

Existe, por tanto, una relación recíproca entre los flujos comerciales y la protección del medio ambiente. Por una parte, los países pueden adoptar políticas comerciales restrictivas en respuesta a una insatisfactoria política ambiental por parte de un socio comercial. Por otra, las políticas para mejorar el medio ambiente global o para corregir un problema de externalidades transfronterizas se pueden combinar con restricciones al comercio internacional. Cuestiones, en realidad, no muy alejadas de las discusiones del capítulo precedente sobre la asignación jurisdiccional de las políticas de protección ambiental (epígrafe 7.8).

El análisis del impacto de la liberalización del comercio internacional en el medio ambiente se puede realizar, de la forma más sencilla, por medio de un enfoque de equilibrio parcial. Supongamos un país pequeño, cuya actividad productiva genera unos efectos ambientales locales, sin implicaciones en la calidad ambiental de otros países. En una economía cerrada como ésta, la cantidad producida viene dada por la interacción entre la oferta S y la demanda D , como se representa en la Figura 8.4. El nivel de producción es x , correspondiente a un nivel de emisiones o impacto ambiental e , que podemos suponer es proporcional a la producción de acuerdo a una función $e = z(x)$. La curva $CS(x)$ representa el coste social de la producción, que es igual a la suma de los costes marginales privados más los costes marginales externos.

Figura 8.4 Producción, comercio y medio ambiente (1)



La introducción de una economía abierta en este contexto depende de si el país es exportador neto con respecto al resto del mundo o, lo que es lo mismo, de la relación entre el precio mundial (P_M) y el precio del país (P). Si $P_M > P$ el país es exportador neto y la apertura al comercio internacional generaría unas variaciones de bienestar en las que habría que considerar los impactos ambientales.

En la Figura 8.4 el aumento del bienestar por el comercio viene representado por el área AEB, a la que hay que sustraer el aumento del coste externo local (área EE'BB') debido a que se tiene un aumento de la producción local y, por tanto, de las emisiones contaminantes. Si no existe una política

ambiental que corrija el daño de la contaminación, la variación neta del bienestar puede ser negativa si el área $BB'D'$ es mayor que la suma de las áreas $ADD' + DE'E$.

Formalmente, la variación de bienestar se puede evaluar a través de la variación de los excedentes del consumidor con la introducción del comercio internacional:

$$\begin{aligned}\Delta W &= \int_{P^*}^{P_M} [S(P) - D(P)]dP - \int_{x^*}^{x'} [CS(x) - S(x)]dx \\ &= \int_{P^*}^{P_M} [S(P) - D(P)]dP - \int_{x^*}^{x'} [CME(x)]dx \\ &= \int_{P^*}^{P_M} [S(P) - D(P)]dP - CE[S(P_M)] + CE[S(P^*)].\end{aligned}\quad (8.11)$$

Dado que $x' = S(P_M)$ y $x^* = S(P^*)$, CME es el coste marginal externo ($CME = CS - S$) de la producción local y CE es el coste externo total agregado. Puesto que x^* es menor que x' , es evidente que el coste externo aumenta con la apertura comercial ya que la contaminación está directamente relacionada con la producción. Por ello, el impacto en el bienestar agregado puede ser negativo si se cumple:

$$\Delta CE = CE(x') - CE(x^*) > \int_{P^*}^{P_M} [S(P) - D(P)]dp. \quad (8.12)$$

Esto es, que el aumento del coste externo (ΔCE) por la producción local, sea mayor que las ganancias de bienestar derivada únicamente de la apertura comercial. En cualquier caso, para un país que se convierta en exportador neto debido a que es más eficiente que el resto del mundo, los beneficios de la liberalización comercial se reducen con respecto a los que se obtendrían en un contexto sin externalidades ambientales.

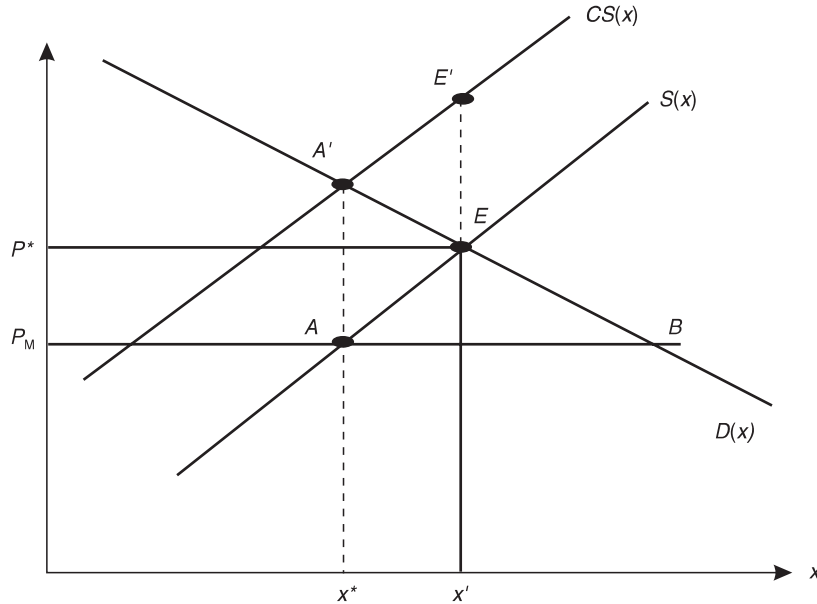
Si se trata de un país importador neto, entonces el precio mundial será inferior al precio local ($P_M < P$) y en consecuencia las ganancias del comercio habrán de incrementarse por las reducciones de los costes externos de la producción local. En la Figura 8.5 se puede observar que, ante la liberalización comercial, el país puede comprar más barato en el exterior por lo que el aumento del bienestar viene representado por el área AEB . Sin embargo, la reducción de la producción local provoca una caída de los costes externos, por la cuantía representada por el área $AA'EE'$, que debe sumarse al bienestar puramente comercial. El volumen de producción $x^* - x'$ que antes se producía localmente ahora se importa de terceros países, con lo que el coste ambiental no es sufrido por la comunidad local.

Formalmente, la evaluación del cambio del bienestar de la apertura comercial ha de tener ahora en cuenta las variaciones de los excedentes de consumidores y productores así como del coste externo de la contaminación:

$$\begin{aligned}\Delta W &= \int_{P_w}^{P^*} [D(P) - S(P)]dP + \int_{x'}^{x^*} [CS(x) - S(x)]dx \\ &= \int_{P_w}^{P^*} [D(P) - S(P)]dP + \int_{x'}^{x^*} [CME(x)]dx \\ &= \int_{P^*}^{P_M} [S(P) - D(P)]dP + CE(x^*) - CE(x').\end{aligned}\quad (8.13)$$

En este caso, la variación de bienestar es siempre positiva debido fundamentalmente a que el volumen de producción local (y coste externo) se reduce con la liberalización comercial. Si el coste ambiental fuese generado por una actividad de consumo, no de producción, entonces los resultados de la apertura comercial tomarían un signo contrario. Así, si el país es importador neto, la variación de bienestar será ambigua, siendo siempre positiva para los exportadores netos.

La consideración de un país grande, en lugar de pequeño, no cambia los resultados anteriores sobre los impactos en el bienestar de la liberalización comercial. Un país grande puede afectar al precio mundial a través de la apertura de sus transacciones exteriores, tanto si es exportador como importador neto, con lo

Figura 8.5. Producción, comercio y medio ambiente (2)

cual hay que tener en cuenta la variación del precio final. Si se trata de un país importador, entonces el efecto del bienestar será positivo siempre que $P'_M < P^*$, donde P'_M es el precio mundial para un país grande, y $P'_M > P_M$. Si se trata de un país exportador, entonces los resultados netos en el bienestar pueden reducirse con respecto un país pequeño si $P'_M < P_M$, esto es, si el impacto de las exportaciones en el mercado mundial supone una reducción del precio.

El análisis anterior no ha considerado ningún tipo de política de control de la contaminación para el país que realiza la apertura comercial. Este tipo de política se puede realizar a través de cualquiera de los instrumentos discutidos en este capítulo y en el anterior (regulaciones MC, instrumentos de mercado, etc.). Suponiendo que la adopción unilateral de medidas de intervención no genera reacciones estratégicas por parte del resto del mundo, se puede demostrar que, si el país en cuestión regula las emisiones de contaminación hasta su nivel óptimo, la liberalización comercial genera una variación de bienestar positivo tanto en el caso de exportación neta como de importación neta.

Siguiendo la formulación de Krutilla (1991), consideremos el caso de un país grande que decide regular la contaminación a través de un impuesto ambiental por unidad de contaminación. Asumimos que el comercio está restringido por la imposición de barreras tarifarias a la entrada, que serán reducidas o eliminadas con la liberalización del comercio. Al tratarse de un país grande, sus decisiones de comercio afectarán al precio mundial P_M . Supongamos que P_d es el precio doméstico para los consumidores y P_s es el precio doméstico para los productores. En equilibrio, los consumidores han de pagar la tarifa arancelaria T , de modo que $P_d = P_M + T$, mientras que los productores han de pagar tanto el arancel como el impuesto por la contaminación t , esto es $P_s = P_M + T - t$. La condición de equilibrio exterior se define como:

$$S(P_s) - D(P_d) = D_M(P_M) - S_M(P_M) = X_M(P_M) \quad (8.14)$$

donde el subíndice M hace referencia al mercado internacional (mundial) y X_m es exceso de demanda.

El bienestar agregado se define como la suma de los excedentes de consumidores y productores, así como de la recaudación impositiva, tanto del sector exterior como del control de la contaminación. El impuesto óptimo ambiental se determina a partir de la maximización de la función de la función de bienestar social:

$$W = \int_P^\infty [D(P)]dP - \int_0^{P_s} [S(P)]dP - CE[S(P_s)] + tS(P_s) + T[S(P_s) - D(P_d)] \quad (8.15)$$

donde $tS(P_s)$ y $[T[S(P_s) - D(P_d)]]$ son, respectivamente, las recaudaciones impositivas del impuesto ambiental y de las restricciones tarifarias al flujo de producto con el exterior, que se distribuyen directamente a los consumidores (T se supone positivo cuando el país es exportador neto y viceversa). La condición de primer orden para la maximización de W con respecto a t es:

$$\begin{aligned} -D(P_d) \frac{dP_d}{dt} + S(P_s) \frac{dP_s}{dt} - \frac{\partial CE}{\partial S} \frac{\partial S}{\partial P_s} \frac{dP_s}{dt} + S(P_s) + t \frac{\partial S}{\partial P_s} \frac{dP_s}{dt} \\ + T \left[\frac{\partial S}{\partial P_s} \frac{dP_s}{dt} - \frac{\partial D}{\partial P_d} \frac{dP_d}{dt} \right] = 0. \end{aligned} \quad (8.16)$$

Diferenciando las condiciones de precio de equilibrio y de equilibrio comercial con respecto a t , y sustituyendo en la ecuación anterior, se obtiene el impuesto óptimo:

$$t^* = \frac{\partial CE}{\partial S} + \alpha[S(P_s) - D(P_d)] + \alpha T \frac{\partial X_M}{\partial P_M} \quad (8.17)$$

donde:

$$\alpha = \frac{\frac{\partial P_M}{\partial t}}{\frac{\partial S}{\partial P_s} \frac{dP_s}{dt}} \quad (8.18)$$

es no negativo.

Como se puede apreciar, el impuesto ambiental óptimo en una economía abierta depende del coste externo generado por la producción (contaminación), del saldo de la balanza comercial y de la variación de la recaudación impositiva del sector exterior cuando varía el precio mundial.

La introducción de la liberalización del comercio se puede estudiar a partir de una reducción en las tarifas arancelarias T , que tendrá un impacto tanto en los precios como en el impuesto ambiental óptimo. Derivando las condiciones de precios de equilibrio y de equilibrio comercial con respecto a T , resolviendo para $\frac{dP_M}{dT}$ se obtiene la expresión:

$$\frac{dP_M}{dT} = \frac{S' - S' \alpha X'_w - D'}{X'_w - S' + S' \alpha X'_w + D'} \quad (8.19)$$

Esta derivada es negativa, por lo que una reducción de las tarifas arancelarias incrementará el precio mundial. De forma similar, el precio doméstico está relacionado positivamente con la tarifa T (condición de precio de equilibrio de P_d), por lo que una reducción de T reducirá P_d . Para evaluar el impacto en el volumen de contaminación, evaluamos el impacto de la reducción de T en el impuesto óptimo ambiental:

$$\frac{dt^*}{dT} = \alpha X'_w \left(\frac{dP_M}{dT} + 1 \right) = \frac{\alpha (X'_w)^2}{X'_w - S' + S' \alpha X'_w + D'} \quad (8.20)$$

que es una expresión no positiva. La conclusión es que la liberalización del comercio a través de la reducción de los aranceles conducirá a un aumento del impuesto ambiental óptimo. Dado que el precio de los productores locales también es una función creciente de T , una reducción en T conllevará una reducción en P_s , con lo que la producción doméstica se reducirá con la liberalización. Esta reducción en la producción local implicará una menor contaminación local.

A pesar del carácter general de los resultados esbozados, la evidencia empírica y los estudios teóricos acerca del impacto de la liberalización del comercio sobre el medio ambiente, es muy diversa y no resulta en modo alguno concluyente, con algunos resultados que constatan el efecto positivo y otros que se decantan por efectos negativos. Como señala Alpay (2002), se podrían identificar un conjunto de factores económicos de los que depende la relación entre la liberalización del intercambio de bienes y servicios y la calidad del medio ambiente global y de los países implicados. Estos factores se resumen en:

- *El nivel de desarrollo del país.* Según la hipótesis de la curva de Kuznets ambiental (véase el Capítulo 2), es previsible que la demanda de calidad ambiental aumente con el crecimiento económico. Así, la liberalización del comercio en países desarrollados va acompañada de una mayor atención a los problemas ambientales como resultado de una mayor sensibilización social. Por otra parte, dado que los países desarrollados adoptan políticas ambientales más duras, es posible que la liberalización del comercio facilite el traslado de las industrias más contaminantes a los países menos desarrollados. De hecho, la evidencia demuestra que las diferencias entre las políticas ambientales de los países representan un incentivo a la apertura de nuevas y más intensas relaciones comerciales.
- *La ventaja competitiva del país y de los productos.* Si el país que adopta políticas de liberalización ostenta a su vez una ventaja competitiva (por ejemplo, en costes, calidad o localización), entonces se puede obtener una influencia positiva en la calidad ambiental. Esto es así porque aquellos países que producen productos en condiciones ventajosas pueden mejorar el perfil de sus productos adoptando medidas de control de la contaminación y, por lo tanto, favorecer la competitividad. Esto es lo que se ha venido a llamar la hipótesis de Porter, por la que la adopción unilateral de políticas ambientales puede incitar a las empresas a innovar en medidas de reducción de la contaminación, con el efecto colateral de mejorar la competitividad de sus productos.
- *La intensidad en recursos naturales y las externalidades.* Si los productos sujetos a liberalización comercial son muy intensivos en recursos naturales o causan externalidades ambientales importantes, como los productos energéticos, la influencia de la liberalización es probable que tienda a ser negativa en términos de calidad ambiental. Para este tipo de productos las medidas de control de la contaminación pueden ser poco efectivas o estar sujetas a importantes reticencias sociales para su aplicación, pudiendo dar lugar a comportamientos estratégicos por parte de los agentes implicados.
- *Las relaciones entre las políticas comerciales y ambientales.* Si la liberalización comercial va acompañada de políticas ambientales multilaterales, los efectos negativos sobre el medio ambiente tenderán a corregirse en todos los países. Esto puede ocurrir, por ejemplo, si se vincula la liberalización de los mercados a la adopción de estándares ambientales, en lo que se ha venido a denominar la política comercial estratégica. Por ejemplo, las reglas del Acuerdo General sobre Aranceles y Comercio (GATT) permiten a los países signatarios imponer barreras a la importación de productos que puedan dañar el medio ambiente del país importador. El problema es que este tipo de políticas se pueden imponer con intenciones proteccionistas, con el objetivo de aumentar las barreras al comercio. En este caso, la política ambiental se puede utilizar con la intención de obtener ventajas comerciales, como ocurrió con el intento de los Estados Unidos en 1991,

de prohibir la importación de atún procedente de México debido al uso de técnicas de extracción que dañaban a la población de delfines. Esta propuesta contravino los preceptos del GATT debido a que la imposición de barreras por daños ambientales no se aplica a los daños que ocurren fuera de la jurisdicción de país que impone las restricciones comerciales. Casos similares se han dado incluso dentro de bloques comerciales bien asentados, como la Unión Europea.

8.9 Sumario

Este capítulo ha suministrado una visión del contexto en que se ubican las políticas ambientales y se ha referido a la aplicación práctica de diversos instrumentos y estrategias para el control de diversos problemas ambientales. El hilo conductor ha sido, por tanto, múltiple. Por un lado se han introducido sendas secciones sobre acuerdos internacionales ambientales y el comercio y la protección ambiental, dos cuestiones claves que influyen y determinan la aplicación de políticas. Por otro lado se han ilustrado un número de aplicaciones prácticas de instrumentos ambientales ya presentados en el Capítulo 7, de forma aislada o dentro de un paquete de política (regulaciones MC, impuestos, mercados, responsabilidad). Finalmente, se han tratado específicamente un conjunto diverso de problemas ambientales, aunque dando especial importancia a las políticas para el control del cambio climático.

Como conclusiones generales, las ya avanzadas en el capítulo precedente. La política ambiental se desarrolla irremediamente en situaciones sub-óptimas, lo que hace que algunos diseños ideales sean muy difíciles de llevar a la práctica. Además, no existen soluciones milagrosas y lo más adecuado es combinar un conjunto variado de instrumentos para la consecución de un determinado objetivo. Por eso hemos puesto un énfasis especial en la descripción de soluciones híbridas y en la relación entre la política ambiental y otras partes de la Economía Ambiental.

Preguntas para la reflexión

- ¿Por qué es sumamente importante la coordinación internacional para el control del cambio climático?
 - ¿Qué efectos de eficiencia y equidad genera el mercado europeo de emisiones de GEI (con respecto a los sectores no sujetos)?
 - ¿Por qué no se han extendido más las reformas fiscales verdes si todo son ganancias?
 - ¿Es mejor una solución híbrida para una política determinada o el uso de instrumentos variados en distintas secciones de la política pública de protección ambiental?
 - ¿Es siempre útil una aproximación puntual de mercado, por ejemplo un impuesto ambiental, y por cualquier nivel administrativo?
 - ¿Es conveniente emplear aproximaciones de responsabilidad en la práctica real de las políticas ambientales?
 - ¿Es necesario involucrar a la OMC para permitir un desarrollo efectivo de políticas de protección ambiental tanto en el mundo desarrollado como en los países en vías de desarrollo?
-

Lecturas complementarias

Este capítulo incorpora, quizás con más intensidad que en otros casos, algunas de las aportaciones realizadas por los autores en este campo. Seguidamente se enumeran las principales fuentes empleadas, que a su vez pueden utilizarse para preparar y completar los contenidos cubiertos.

Referencias bibliográficas

- ALPAY, S. (2002): *Trade and the Environment. Analysis of Reciprocal Interactions*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BARRETT, S. (1994): «Self-Enforcing International Environmental Agreements», *Oxford Economic Papers*, 46, págs. 878-894.
- BARRETT, S. (2002): «The Strategy of Treaty Negotiation: Broad but Shallow versus Narrow but Deep», en P. DASGUPTA, KRISTÖM, B. y LÖFGREN, K. (eds.): *Economic Theory for the Environment*, Edward Elgar, Cheltenham.
- DIAMOND, P. y MIRRELES, J. (1971): «Optimal Taxation and Public Production, I: Productive Efficiency», *American Economic Review*, 61, págs. 8-27.
- ELLERMAN, A. D. (2006): «Evaluación Ex post de Permisos Transferibles de Emisión. El Programa Estadounidense de Limitación y Comercio de Emisiones de SO₂», *Cuadernos Económicos de ICE*, 71.
- GAGO, A., LABANDEIRA, X., PICOS, F. y RODRÍGUEZ, M. (2005): «La Imposición Ambiental Autonómica» en Bosch, N. y DURÁN, J. M. (eds) *La Financiación de las Comunidades Autónomas: Políticas Tributarias y Solidaridad Interterritorial*. Edicions i Publicacions de la Universitat de Barcelona, Barcelona
- KRUTILLA, K. (1991): «Environmental Regulation in an Open Economy», *Journal of Environmental Economics and Management*, 20, págs. 127-142.
- LABANDEIRA, X. y RODRÍGUEZ, M. (2006): «The Effects of a Sudden CO₂ Reduction in Spain» en DE MIGUEL, C., LABANDEIRA, X. y MANZANO, B. (eds): *Economic Modelling of Energy and Climate Change Policies*, Edward Elgar, Cheltenham.
- OCDE (2005): *Database in Environmentally-related Taxes*. París.
- PEARCE, D. W. (2005): *The United Kingdom Climate Change Levy*. OCDE, París (COM/ENV/EPOC/CTPA/CFA(2004)/66/FINAL)
- PORTER, M. A. (1991): «America's Green Strategy», *Scientific American*, 168, págs. 264-271.
- SANDMO, A. (1976): «Direct versus Indirect Pigouvian Taxation», *European Economic Review*, 7, págs. 337-349.
-

CAPÍTULO 9

EMPRESA Y MEDIO AMBIENTE

Objetivos

- Relacionar el desarrollo sostenible de las sociedades con la sostenibilidad a nivel empresarial.
 - Entender cuáles son los motores de cambio del comportamiento de las empresas en relación con el medio ambiente.
 - Explicar las ventajas de asumir la Responsabilidad Social Corporativa en la gestión de la empresa.
 - Presentar el concepto de eco-eficiencia y su importancia empresarial y sectorial.
 - Describir algunas posibilidades para estimar la ecoeficiencia de una empresa o sector.
 - Presentar los sistemas de certificación ambiental internacionalmente reconocidos y describir el proceso de obtención de los mismos, incluyendo las ecoauditorías o auditorías ambientales.
 - Explicar el concepto de evaluación de impacto ambiental y su utilidad en la gestión pública y privada del comportamiento ambiental de la empresa.
 - Describir el ecoetiquetado como ejemplo de incorporación del medio ambiente en la estrategia competitiva de la empresa.
-

9.1 Introducción

Las sucesivas cumbres de las Naciones Unidas sobre desarrollo sostenible insisten en que la estrategia pasa por la integración de los tres pilares básicos del desarrollo: el progreso económico, social y ambiental. En este contexto, la disociación (*decoupling*) entre crecimiento económico y deterioro ambiental se convierte en requisito indispensable para alcanzar la sostenibilidad porque, en caso contrario, la limitada capacidad de carga del planeta y el *stock* también limitado de recursos naturales disponibles, en combinación con una tendencia de crecimiento continuo, podrían intensificar el daño ambiental con efectos irreversibles sobre la biodiversidad, la salud humana, etc. La actividad empresarial contribuye de forma determinante al crecimiento económico, pero paralelamente también ha sido uno de los principales generadores de deterioro ambiental a través del consumo de recursos y la emisión de contaminantes. Por tanto, para que las sociedades modernas puedan seguir una pauta de desarrollo sostenible es

necesario que la disociación entre crecimiento y deterioro ambiental se produzca de manera prioritaria en el sector privado de provisión de bienes y servicios, es decir, las empresas.

En este sentido, las empresas no pueden actuar ni sobrevivir al margen de la sociedad en la que se ubican. Así, al mismo tiempo que las sociedades occidentales comenzaban a preocuparse por las consecuencias ambientales de su modo de vida, las empresas comenzaban a incorporar, lenta pero progresivamente, variables ambientales en su planificación. Cada vez se hacía más necesario desarrollar instrumentos para la gestión del impacto ambiental de sus actividades en un escenario caracterizado por la creciente demanda social de protección ambiental y por la presión, sobre todo legislativa, por parte de las Administraciones Públicas. Estas presiones externas llevaron, en primera instancia, a diseñar medidas correctoras de final de tubería o de línea (*end of pipe*). Progresivamente el peso de las variables ambientales se fue incrementando hasta alcanzar la integración plena en la gestión empresarial a medio y largo plazo, de forma que el medio ambiente se convierte progresivamente en un factor de competitividad y diferenciador de productos y empresas. El objetivo pasa a ser producir lo mismo o más con menos recursos y menos residuos (ecoeficiencia) y, en muchos casos, esto aumenta el valor del producto final.

En definitiva, a pesar de que el medio ambiente se veía inicialmente como un coste añadido por parte de las empresas, con el tiempo, ha ido convirtiéndose en una variable de gestión que resulta en mejoras de calidad y eficiencia en los procesos productivos, haciendo incluso posible la reutilización de residuos como materias primas o su reciclado, mejorando la imagen de la empresa y dando lugar a productos con valor en el mercado. En este proceso ha influido de forma determinante la asunción, por parte de las empresas, de que su actividad no puede ni debe aislarse del entorno, de la sociedad, o de las expectativas de sus principales interlocutores.

En este proceso, fueron las multinacionales las pioneras en percibir que la aceptación social contribuía al éxito económico. Los gestores de estas compañías comenzaron a utilizar en la década de los 80 argumentos ambientales en la publicidad de sus productos para demostrar que eran «limpios y verdes». En los 90 las empresas recibieron un nuevo estímulo para asumir su relación con el medio ambiente a través de la introducción de las certificaciones de gestión ambiental (serie ISO 14000 y el Esquema de Ecogestión y Ecoauditoría de la Unión Europea — EMAS) y del incremento y endurecimiento de la normativa ambiental.

Algunas de estas grandes empresas tomaron la iniciativa y se enfrentaron a la incorporación del desarrollo sostenible como objetivo. Así, el Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible (WDCSD)¹, en el informe de 1992 para la Cumbre de la Tierra, destacaba la necesidad de «un precio de los bienes y servicios que refleje su coste total; el desmantelamiento de las subvenciones perversas; un mayor uso de los instrumentos de mercado y menos regulaciones de mandato y control; más impuestos en efectos que hay que frenar (como residuos y contaminación) y menos en consecuencias que se deben fomentar, como puestos de trabajo (en un entorno fiscal neutral); y un mayor reflejo del uso de recursos medioambientales en Cuentas Nacionales Estándar». El mismo documento define las ventajas de asumir el desarrollo sostenible en la estrategia empresarial: «obtener empresas más competitivas, más resistentes a las perturbaciones, más ágiles en un mundo que cambia más rápidamente, más unidas en su finalidad, más propicias para captar y mantener clientes y los mejores empleados, y más seguras en su relación con reguladores, bancos, aseguradoras y mercados financieros» (WBCSD, 2002).

El objetivo general de este capítulo es describir la relación entre la empresa y el medio ambiente, siguiendo el enfoque del WDCSD y considerando el medio ambiente como una oportunidad (de

¹ El Consejo Empresarial Mundial para el Desarrollo Sostenible o *World Business Council for Sustainable Development* (WBCSD) se fundó durante el periodo previo a la Conferencia de la ONU sobre Medio Ambiente y Desarrollo de Río, 1992. Actualmente engloba a 175 empresas internacionales con el objetivo de extender el concepto de sostenibilidad en la gestión empresarial (más información en <http://www.wbcd.com>).

eficiencia, competitividad, financiación, aceptación social, etc.). El capítulo se estructura de la siguiente forma. En primer lugar, en el epígrafe 9.2, describimos los factores que inciden en el comportamiento medioambiental de las empresas. A continuación, el epígrafe 9.3 se describe el concepto de eco-eficiencia como índice de sostenibilidad empresarial y presenta algunos indicadores propuestos por diferentes instituciones a nivel internacional para estimarla, así como algunos ejemplos de estimación para Europa. En la misma sección se describe un índice financiero de sostenibilidad (el *Dow Jones Sustainability Index*) que nos informa de la valoración que hacen los mercados financieros de la conducta ambiental y social de las empresas. Los principales instrumentos para incorporar el medio ambiente en la gestión empresarial se describen en el epígrafe 9.4. Entre ellos se presentan los sistemas de gestión ambiental, las auditorías ambientales y los estudios o evaluaciones de impacto ambiental. Finalmente, se describe brevemente en qué consiste el ecoetiquetado y se presenta la Certificación Forestal Sostenible como ejemplo.

La amplitud de la temática que se aborda en este capítulo requiere un esfuerzo de síntesis que inevitablemente impide la profundización en las múltiples y diversas temáticas planteadas. Se ha optado por proporcionar un extenso listado de lecturas complementarias y sitios web para el lector que desee completar la información aquí esbozada o buscar datos reales que ilustren los conceptos descritos.

9.2 Factores que inciden en el comportamiento ambiental de las empresas

Desde un punto de vista económico, la empresa actúa racionalmente a la hora de incorporar el medio ambiente en la gestión, evaluando costes y beneficios. Los costes o efectos negativos de diseñar un plan o estrategia ambiental —a corto plazo— están relacionados con las inversiones y gastos necesarios para el cumplimiento de la legislación ambiental y la implantación de la estrategia de gestión, normalmente comenzando con la adquisición y mantenimiento de sistemas de corrección de la contaminación, lo que encarece inicialmente los productos y servicios ofertados por empresas más ecológicas.

Los potenciales beneficios (Tabla 9.1) se asocian al incremento o mantenimiento de la cuota de mercado (mejora de la competitividad y posibilidad de ampliación de negocios ambientales); el incremento de eficiencia productiva (ahorro de materias primas, ahorro de energía, mejoras en procesos productivos, mejoras en la gestión y asignación de capacidades y recursos) y la mejora de su imagen (marca, relaciones externas, y posibilidad de *marketing* ecológico). A todo ello habría que añadir los costes evitados a

Tabla 9.1 Motivaciones empresariales para reducir los impactos ambientales

Reducción de costes	Aumento de ingresos
Ahorro de materias primas y energía	Mejora de la imagen de la empresa
Evita demandas judiciales y responsabilidades	Mejora de las relaciones externas
Mejora de los procesos productivos	Mejora de la competitividad
Mejora de la gestión y control	Posibilidad de <i>marketing</i> ecológico
Reducción de costes por tasas, cánones, multas e indemnizaciones	Posibilidad de ampliación de negocios ambientales

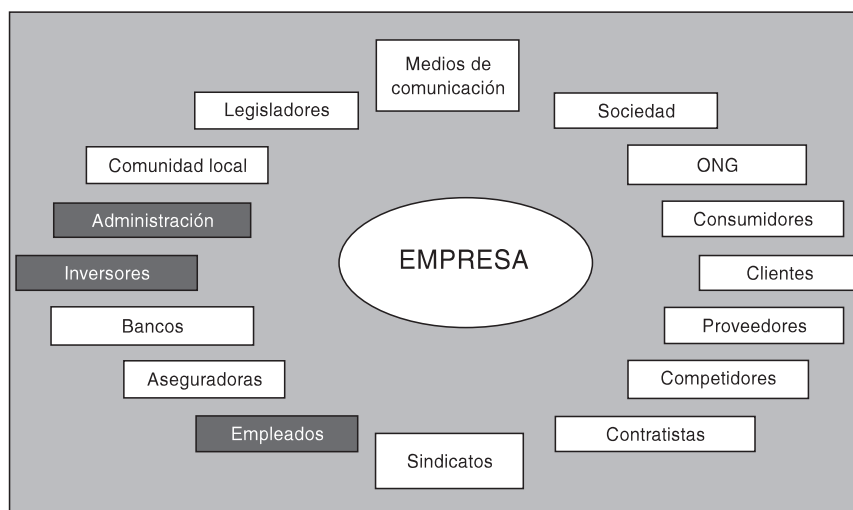
Fuente: Hernández (1997).

través de demandas judiciales y responsabilidades que hubieran tenido lugar o pagos de tasas, multas e indemnizaciones en los que no se ha incurrido a consecuencia del cambio de estrategia.

En general, los agentes del cambio empresarial hacia una estrategia integradora de variables ambientales son todos aquellos individuos o grupos con intereses diversos en la actividad empresarial (los interlocutores sociales o *stakeholders*²). Algunos son internos a la propia empresa, como la propia Administración o los inversores/accionistas y empleados (sombreadados en oscuro en la Figura 9.1), y otros son externos o configuran el entorno de la propia actividad empresarial como los reguladores o legisladores públicos, los proveedores, los consumidores/clientes, los proveedores, la comunidad local/opinión pública, las entidades financieras y aseguradoras, las Organizaciones No Gubernamentales (ONG), etc.

Cada interlocutor persigue la satisfacción de sus propios intereses. Así, la Administración y los reguladores públicos pretenden solucionar el problema de los fallos de mercado asociados a las externalidades ambientales derivadas de los procesos de producción y, normalmente, esta intervención se produce como resultado de la presión de ONG relacionadas con la defensa de la naturaleza y de la opinión pública. Los empleados piden un ambiente laboral más saludable y mayor formación e información para evitar riesgos en el entorno laboral, así como la sostenibilidad a largo plazo de la empresa que asegure el mantenimiento de sus puestos de trabajo. La viabilidad de la empresa a largo plazo, así como la mejora de los resultados (incremento de beneficios), son también objetivos de los accionistas/inversores. La posibilidad de denuncias por competencia desleal por parte de los competidores, al estar obligados a que repercuta en el precio final de productos y servicios el coste de las mejoras ambientales exigidas, es también un incentivo para el cambio. Los consumidores y clientes exigen productos y procesos más respetuosos con el medio ambiente, y las entidades financieras y aseguradoras valoran positivamente la disminución de riesgos ambientales (asociados a responsabilidades civiles y/o penales, deterioro de la imagen, pérdida de cuota de mercado, etc).

Figura 9.1 Partes interesadas en el comportamiento medioambiental de la empresa



Fuente: Hunt y Johnson (1996).

² En el ámbito de la RSC (Responsabilidad Social Corporativa) aparece reiteradamente el término anglosajón «stakeholders», que aquí se ha traducido por interlocutores. Este término engloba todos aquellos grupos de interés o partes interesadas en los efectos que la actividad empresarial genera sobre el entorno económico, social y ambiental.

Los competidores intentan evitar el llamado *dumping* ecológico que se basa en el hecho de que las normas ambientales se exigen por igual a todas las empresas del mercado (aplicado fundamentalmente cuando existen bloques de países con una normativa ambiental común como ese el caso de la UE), de forma que el incumplimiento de estas normas no sea causa de reducción de costes de producción, mejorando la competitividad de algunas empresas. Por tanto, se produce *dumping* ecológico en aquellas empresas cuyos costes de producción no incorporan el coste de internalizar las regulaciones o políticas ambientales. Es obvio que una empresa que cumple la legislación y, por tanto, produce a un coste superior, puede demandar a la empresa que incumple para que asuma los costes ambientales y así obligarla a competir en igualdad de condiciones.

Esta relación fundamental entre la actividad empresarial y sus diferentes interlocutores ha dado lugar al concepto de Responsabilidad Social Corporativa (RSC). La RSC se produce cuando las empresas deciden voluntariamente contribuir al logro de una sociedad mejor y un medio ambiente más limpio a través de sus operaciones comerciales y las relaciones con sus interlocutores (Comisión de las Comunidades Europeas, 2001). Según el WBCSD la Responsabilidad Social Corporativa es «el compromiso de las empresas de contribuir al desarrollo económico sostenible, mediante la relación con los empleados y sus familias, la comunidad local y la sociedad en general, con el objetivo de mejorar su calidad de vida».

La responsabilidad social de las empresas no sólo implica cumplir con las obligaciones jurídicas, sino también ir más allá invirtiendo en capital humano, en el entorno y en las relaciones con sus interlocutores y ver esta inversión como una oportunidad de mejorar la competitividad de la empresa. La aplicación de normas más estrictas que los requisitos de la legislación, por ejemplo en materia de formación, condiciones laborales o relaciones entre dirección y trabajadores, normalmente tiene un impacto directo en la productividad. De la misma forma, en materia ambiental, el conocimiento y la experiencia en nuevas tecnologías y el desarrollo de estrategias respetuosas con el entorno puede mejorar la competitividad de la empresa.

En la práctica y a nivel internacional, a través de, por ejemplo, la política comercial y de cooperación para el desarrollo, las instituciones internacionales pueden incidir directamente en el comportamiento empresarial. Así, son destacables el pacto mundial de las Naciones Unidas (*UN Global Compact*, 2000), la Declaración tripartita de la Organización Internacional del Trabajo (OIT) sobre las empresas multinacionales y la política social (*ILO's tripartite declaration of principles concerning multinational enterprises and social policy*, 1977/2000) y las directrices de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) para las empresas multinacionales (*OECD guidelines for multinational enterprises*, 2000). Estas iniciativas no son de obligado cumplimiento pero están apoyadas por la voluntad de los gobiernos de fomentar su adopción por parte de las empresas.

Las directrices de la OCDE sobre RSC incluyen un mecanismo de aplicación en el que participan los gobiernos e interlocutores sociales. Su contenido abarca varios ámbitos de responsabilidad social tales como el trabajo infantil y forzado, las relaciones sociales, la protección del medio ambiente, la protección de los consumidores, la transparencia y la publicación de información reservada, la lucha contra la corrupción, las transferencias de tecnología, la competencia y la fiscalidad.

Hasta el momento, la responsabilidad social ha correspondido fundamentalmente a algunas grandes empresas o sociedades multinacionales (WBCSD por ejemplo), no obstante, es importante para todos los tipos de empresa y sectores de actividad. Es fundamental la incorporación de las PYMES (pequeñas y medianas empresas) pues son las que más contribuyen a la economía y a la creación de puestos de trabajo.

La incidencia económica de la responsabilidad social puede desglosarse en efectos directos e indirectos. Se pueden derivar resultados positivos directos de, por ejemplo, un mejor entorno de trabajo —que genera un mayor compromiso de los trabajadores y una mejora en su productividad—, o de una utilización eficiente de los recursos naturales. Además, se logra un efecto positivo indirecto a través de la mayor atención que consumidores e inversores prestan a la empresa, que amplía así sus posibilidades

en el mercado. En sentido contrario, la crítica de determinadas prácticas desarrolladas por una empresa (laborales, ambientales, etc.) puede generar opinión negativa e influir en los activos fundamentales de la empresa como sus marcas e imagen. Las instituciones financieras recurren cada vez más a listas de control social y medioambiental para evaluar los riesgos de los préstamos concedidos a las empresas y las inversiones de las mismas. Del mismo modo, que una empresa sea catalogada como socialmente responsable puede favorecer su cotización y aportarle beneficios financieros. La capacidad de adaptarse a un entorno cambiante, con mayores exigencias de responsabilidad social, y de anticipar las expectativas de los interlocutores, es lo que caracteriza a una empresa competitiva y, podríamos decir, sostenible y con proyección a largo plazo.

Los principales agentes del cambio empresarial hacia una gestión integradora de sus impactos en el entorno son aquellos que presionan a las empresas a incorporar criterios ambientales en sus decisiones de gestión y, en último término, a reducir su impacto sobre los recursos naturales y el medio ambiente. Estos factores se analizan a continuación agrupados en (i) cambios en las preferencias sociales, (ii) las Administraciones Públicas como reguladores y (iii) el medio ambiente como factor de competitividad.

9.2.1 Cambios en las preferencias sociales

Los impactantes efectos de los accidentes industriales sobre la opinión pública, la labor de las ONG y los grupos de presión de defensa del medio ambiente, la cada vez mayor evidencia científica de los efectos sobre la salud humana y los ecosistemas de las emisiones y residuos, desembocaron en el cambio de enfoque hacia la gestión del medio ambiente en las empresas.

Los accidentes de plantas químicas como las de Seveso (Italia) en 1976 o Bhopal (India) en 1984, o el de la planta de Sandoz (Suiza) en 1986; de centrales nucleares como la de Three Mile Island (EEUU) en 1979 o Chernobyl (Rusia) en 1986; de petroleros como el Amoco Cadiz (Francia) en 1978, el Exxon Valdez (EEUU) en 1989 o el más reciente del Prestige (España) en 2002, son sólo una muestra de las numerosas catástrofes ambientales ocurridas en todo el mundo a lo largo de las últimas décadas. Estas catástrofes funcionaron como germen de la preocupación ambiental y del aumento de la conciencia social en relación con el medio ambiente.

No obstante, aunque estos desastres fueron el detonante, la preocupación ambiental fue expandiéndose hasta alcanzar los efectos ambientales de toda actividad productiva, y no sólo las graves consecuencias de estas catástrofes industriales. Inicialmente fueron las ONG ambientalistas y las asociaciones de consumidores las que comenzaron a difundir información y a llamar la atención sobre los problemas ambientales derivados de los procesos de producción y consumo y su riesgo para los ecosistemas y la salud humana. La cada vez mayor evidencia científica de los efectos de determinados contaminantes fue un elemento adicional que otorgó fiabilidad y credibilidad a la información proporcionada por estos activos grupos de presión.

Así, a consecuencia de las grandes catástrofes, pero también de la acción de las ONG y los grupos de presión de defensa de la naturaleza y del mayor y mejor acceso a la información, surge una sociedad que incorpora demandas ambientales, de productos y procesos menos nocivos para el medio ambiente, entre sus demandas de calidad. En general, podríamos afirmar que la presión social sobre las empresas tiene varias vertientes: en primer lugar, como ciudadanos/votantes/contribuyentes, influyen sobre las Administraciones Públicas para endurecer la legislación ambiental y el control de las actuaciones de las empresas; en segundo lugar, como consumidores, sus preferencias configuran las características de la demanda e influyen sobre las decisiones de producción de las empresas. Además, si los consumidores están dispuestos a pagar más por productos y servicios más «ecológicos», surge una oportunidad para aquellas empresas cuyos productos y servicios incorporen ventajas medioambientales: el *mercado verde*.

Como ejemplo de la evolución de la conciencia social, que es uno de los factores que más ha condicionado los cambios en las empresas, describiremos los resultados de una encuesta realizada a nivel

européico. Se trata del EUROBARÓMETRO 58.0 (*The European Opinion Research Group*, 2002). En esta encuesta realizada en septiembre y octubre del 2002 a más de 16.000 europeos se observa el cambio de concienciación pública hacia determinados problemas ambientales y su solución. Así, la Tabla 9.2 nos muestra como pocos entrevistados consideran que la actividad humana está en armonía con el medio, el 4% de los encuestados (Portugal alcanza el 9%, y es el porcentaje más alto). Existen dos grupos que poseen aproximadamente el mismo peso: aquellos que defienden una visión más optimista, en torno al 45% de los europeos, más defendida por los ciudadanos de Suecia, Francia y Grecia, y aquellos más pesimistas, como los italianos, alemanes y daneses. Es destacable que la visión más optimista prevalece en individuos con más años de educación.

Tabla 9.2 Situación actual y perspectivas futuras respecto al estado del medio ambiente (% encuestados)

País	La actividad humana está en armonía con el medio	El deterioro del medio puede detenerse cambiando el estilo de vida	La actividad humana ha producido daños irreversibles en el medio	No sabe o ninguno de los anteriores
Bélgica	5	55	35	6
Dinamarca	5	38	52	5
Alemania	6	40	49	5
Grecia	1	54	43	3
España	5	44	42	9
Francia	2	53	42	4
Irlanda	3	30	23	45
Italia	3	40	48	8
Luxemburgo	2	56	37	5
Holanda	3	52	42	4
Austria	7	49	40	6
Portugal	9	37	45	9
Finlandia	5	50	40	6
Suecia	3	64	31	1
R.U.	5	46	40	10
UE 15	4	45	44	6

Fuente: EORG (2002).

Respecto a los problemas ambientales que más preocupan a los europeos están aquellos relacionados con la actividad industrial. En concreto, el 50% de la muestra se declara muy preocupada por los riesgos asociados a la energía nuclear y sus residuos, y el 45% por los desastres ambientales causados por las actividades industriales. Asimismo, si comparamos los resultados de las encuestas realizadas en el año 1999 con las realizadas en el año 2002, se observa un aumento generalizado de la preocupación por problemas relacionados con la contaminación de ríos y lagos (15 puntos porcentuales superior en el 2002) y de mares y costas (10 puntos porcentuales), además de por los desastres naturales, opinión quizás condicionada por las inundaciones ocurridas en centroeuropa en el año de realización de las encuestas.

Tabla 9.3 *Medidas para solucionar problemas ambientales*

Medidas propuestas	EU 15 (%)
Regulaciones más estrictas, con mayores sanciones.	48
Aumentar la conciencia ambiental.	45
Mejorar la aplicación de la legislación existente.	40
Dirigir los impuestos a los causantes de problemas ambientales.	36
Dar más peso a ONG y asociaciones ambientalistas en las decisiones sobre medio ambiente.	24
Aumentar los incentivos financieros a la industria, comercio y ciudadanos.	14
Aumentar impuestos generales, precios, etc., para cubrir los costes ambientales.	6
Confiar en iniciativas procedentes de la industria, agricultores, etc.	6

Fuente: EORG (2002).

En esta encuesta, se pidió a los encuestados que eligiesen entre un conjunto de soluciones las más útiles para solucionar de forma más eficaz los problemas ambientales (Tabla 9.3). En general, se observa una preferencia general por regulaciones más estrictas (48% de la muestra) y, paralelamente por incrementar la información y concienciación (45%). Mejorar la aplicación de la legislación y aplicar impuestos a los contaminadores son las siguientes opciones por orden de preferencia (40% y 36%, respectivamente). Por países, Grecia, Holanda y Suecia defienden en mayor medida la aplicación de regulaciones más estrictas (62%, 61% y 57%). En Francia existe una mayor preferencia por aplicar el principio «quien contamina, paga», con un 49% de la muestra a favor comparada con la media europea del 36%.

La sociedad ha asumido que tiene derecho a vivir en un medio ambiente saludable y, por tanto, que debe exigir responsabilidades en el caso de una degradación del mismo. En consecuencia, las empresas se ven en la obligación de demostrar que toman las medidas necesarias para minimizar su impacto ambiental y que utilizan de forma sostenible los recursos.

9.2.2 Las Administraciones Públicas como reguladores

La regulación en materia ambiental, definida y aplicada por las Administraciones Públicas competentes, bien sean estas estatales, regionales o locales, es el primer y principal motor de los cambios empresariales en materia ambiental. Como se ha abordado en capítulos anteriores, la regulación gubernamental es necesaria por la presencia de externalidades o ineficiencias del mercado en la asignación de recursos.

La regulación inicialmente estaba restringida a las normativas de mandato y control (véase Capítulo 7). Se aplicaron, según este esquema, prohibiciones relacionadas con el uso de determinados *inputs* en los procesos productivos. Un ejemplo es la prohibición de utilizar carbón que supere un determinado nivel de impurezas en las centrales termo-eléctricas; o la prohibición de utilizar DDT como pesticida en cultivos agrícolas. A medida que surgía evidencia científica sobre umbrales o concentraciones a partir de las cuales comenzaban a aparecer efectos sobre la salud o los ecosistemas, se establecieron estándares o límites a los niveles de emisión o inmisión de determinados contaminantes. Los límites y autorizaciones para la ubicación de determinados procesos productivos en lugares específicos, bien

por la especial sensibilidad ecológica de los mismos, bien por su cercanía a núcleos de población, constituyen otra forma de regulación generalmente aplicada.

Finalmente, los instrumentos regulatorios más recientes y novedosos son los instrumentos de tipo económico, que inciden sobre las decisiones de las empresas, pero que incorporan mayor flexibilidad y, por tanto, son más coste-eficientes. Entre estos nuevos instrumentos podríamos destacar los impuestos y subvenciones ambientales, los permisos de contaminación transferibles, etc. También los incentivos a la I+D+i (Investigación, Desarrollo e Innovación) en métodos de reciclaje y reutilización, ahorro energético y de materias primas, reducción de volumen y carga contaminantes de emisiones, vertidos o residuos, etc., se deben incorporar como instrumentos de política ambiental de la Administración Pública.

La regulación es el condicionante más importante de las decisiones relacionadas con mejoras ambientales en las empresas, especialmente las de gran impacto ambiental como las químicas, papeleras, etc. Por ejemplo, en una investigación realizada sobre las 400 mayores empresas de Canadá (Henriques y Sadorsky, 1996), se obtuvo una valoración de los principales agentes que presionaban para que las empresas adoptaran estrategias ambientales (Tabla 9.4). En una escala de 1 (no importante) a 7 (muy importante), la regulación gubernamental obtuvo una puntuación media de 6,03 (error estándar 0,06). Cuando se les pidió que indicaran cuál consideraban que era la mayor fuente de presión, el 46% señalaron las regulaciones, siendo los clientes el segundo colectivo más nombrado, con un 17% de las respuestas. Los autores utilizaron un modelo logístico para analizar los factores que influyen en la decisión de las empresas para diseñar una estrategia ambiental. Los resultados indican que la regulación, la comunidad, los accionistas/inversores y los clientes —por este orden— inciden positivamente en el enfoque ambiental de la gestión empresarial.

Finalmente, la regulación en sentido amplio también influye en la gestión ambiental de las empresas mediante la integración de mercados y el consiguiente incremento de las presiones competitivas sobre la empresa; salvaguardando la competencia y la libre entrada y estimulando la adopción de estándares de eficiencia como los ISO 14001 o EMAS.

Tabla 9.4 Puntuación de las principales presiones para considerar cuestiones ambientales

Presión	Media	Error estándar
Regulaciones gubernamentales	6,03	0,06
Coste de controles	4,74	0,08
Empleados	4,71	0,08
Ganancias de eficiencia	4,71	0,09
Clientes	4,69	0,10
Vecindario/comunidad	4,67	0,09
Accionistas/inversores	4,46	0,10
Organizaciones ambientales	3,95	0,09
Proveedores	3,35	0,09
Otros grupos	3,25	0,09

Fuente: Henriques y Sadorsky (1996).

9.2.3 El medio ambiente como factor de competitividad

La empresa con una correcta gestión ambiental puede beneficiarse de una posición de ventaja frente a sus competidores. Teniendo en cuenta que la regulación ambiental es el marco impuesto por la normativa de las Administraciones Públicas y es el contexto en el que la empresa desarrolla sus actividades, los directivos pueden encontrar en el cumplimiento (y avance) de la regulación una ventaja competitiva, tanto minimizando sus efectos negativos sobre el medio (reducción de costes internos y externos, y mejoras en la eficiencia de productos y procesos), como maximizando los efectos positivos (incremento en los ingresos) a través de nuevos sectores y oportunidades de negocio relacionados con las tecnologías ambientales. En relación con la competitividad, la globalización y el incremento de la competencia en los mercados se han hecho necesarios estándares de reconocimiento internacional para productos y servicios (por ejemplo, normas ISO 14000), que serán contempladas en un epígrafe posterior.

Por tanto, el medio ambiente es actualmente un factor de competitividad y diferenciador de productos y empresas. La conducta ambiental de la empresa condiciona su imagen externa, la cual influye en consumidores e inversores. En primer lugar, las mejoras en la actuación ambiental influyen sobre la percepción del producto por parte de consumidores con una conciencia ecológica cada vez mayor y ello se traduce habitualmente en una mayor cuota de mercado. Además, la imagen de la empresa condiciona su valoración en los mercados financieros y aumenta su capacidad de financiación. Las sanciones por incumplimiento, pero también las indemnizaciones y las reparaciones de daños o impactos ambientales, forman parte del llamado déficit medioambiental, cuyo valor económico se denomina Pasivo Medioambiental. Este concepto juega cada vez un papel más relevante ante financiadores o aseguradoras.

La empresa se enfrenta a la disyuntiva mediante la cual considera a la gestión ambiental como una ventaja competitiva en el mercado, pero también es consciente de los efectos ambientales y riesgos asociados a su actividad y que, la corrección de los mismos conlleva un coste. Existen diferentes enfoques empresariales, a la vista de este conflicto. En la Tabla 9.5 se presentan las posibilidades.

Tabla 9.5 Estrategias empresariales respecto a los cambios ambientales

Empresa convencional	Empresa socialmente responsable	Empresa sostenible
Maximizar el beneficio para sus accionistas.	Maximizar el beneficio para sus accionistas revirtiendo una parte a la sociedad en la que opera con el fin de compensar en parte las externalidades negativas que produce.	Maximizar la creación de riqueza para la sociedad en la que opera, creando productos y servicios.
Cumplir las reglas de juego.	Evitar los efectos perniciosos que puedan tener los productos y servicios que pone en el mercado.	Aprovechar las oportunidades que la mejora de la calidad de vida ofrece para los negocios.
Atender las demandas de información.	Mostrar su compromiso social.	Favorecer la participación de la sociedad en la compañía para buscar conjuntamente soluciones.
Las nuevas responsabilidades deben conllevar nuevas leyes que se deben hacer cumplir para todos.	Las nuevas responsabilidades le favorecen. Necesita pocas reglas.	Las nuevas responsabilidades le diferencian. Cuantas menos reglas, mejor.
REACTIVA	PROACTIVA	LÍDER

Fuente: Fundación Entorno (2003).

En primer lugar, la empresa puede adoptar una postura reactiva, caracterizada por una actuación medioambiental presionada por las regulaciones y el entorno social, centrada en cumplir las exigencias legales mínimas y en que estas se formalicen y apliquen al resto de empresas competidoras. Este tipo de empresa es posible que evite los problemas a corto plazo pero vive con retraso los cambios del mercado y pierde competitividad a largo plazo.

En cambio, la empresa socialmente responsable asume que su actividad está intrínsecamente relacionada con la sociedad en la que opera, utiliza la gestión ambiental como elemento de mejora de su imagen y, por tanto, de su competitividad. Finalmente, la empresa sostenible es la que aprovecha las nuevas oportunidades de negocio en los mercados existentes, e incluso en los nuevos mercados, a raíz del cambio hacia la calidad de vida como objetivo de la sociedad. El proceso de innovación que asumen estas empresas las lleva normalmente a disfrutar de una posición de liderazgo en los mercados en los que operan.

Los epígrafes posteriores profundizarán en este último argumento de la estrategia ambiental en la empresa, analizando en primer lugar (epígrafe 9.3), algunos indicadores de adaptación de la empresa y, en segundo lugar (epígrafe 9.4 y 9.5), algunos instrumentos de gestión ambiental.

9.3 Indicadores de desarrollo sostenible en la gestión empresarial

El desarrollo sostenible en la empresa tiene como objetivo el mantenimiento de su rentabilidad a largo plazo y, para ello, es imprescindible integrar la dimensión económica, la social y la protección del medio ambiente. A la vez, las empresas juegan un rol fundamental en la generación de renta y empleo, contribuyendo de forma fundamental a la dimensión social y económica del desarrollo sostenible. Además e inevitablemente, ejercen presión sobre el medio ambiente a través del uso de los recursos y la emisión de contaminantes. Por tanto, la integración de objetivos sociales, económicos y ambientales que caracterizan el desarrollo sostenible (Capítulo 2) debe también ser incorporada como horizonte en las decisiones de gestión empresarial.

De la misma forma que se han diseñado índices de desarrollo sostenible para países y/o regiones, surge la necesidad de definir índices que nos informen sobre el grado de integración de la política empresarial con el desarrollo sostenible. Los indicadores deben ser, de nuevo, limitados en número, relevantes, simples y útiles.

Inicialmente, y debido a que los inversores valoran positivamente las prácticas de sostenibilidad de las empresas, las empresas asumen que es importante realizar un esfuerzo de comunicación y transmisión de información sobre riesgos y oportunidades derivadas de su estrategia de sostenibilidad. Así surgen las Memorias de Sostenibilidad, normalizadas y estandarizadas a través de la *Global Reporting Initiative*³, que implícitamente suponen un compromiso para medir variables ambientales, sociales, laborales, etc.

Dentro de la Unión Europea ha habido iniciativas variadas para el desarrollo de indicadores de integración. Así, podemos citar, entre otros, los informes sectoriales *Transport and Environment Reporting Mechanism* (TERM), elaborado por la Agencia Medioambiental Europea para el sector de transporte y la Comisión Europea; también en el informe *Integration Indicators for Energy* (European Commission, 1999) para el sector energético o *Indicators for the Integration of Environmental Concerns into the Common Agricultural Policy* (European Commission, 2000).

³ La *Global Reporting Initiative* (GRI) - <http://www.globalreporting.org/> - es una institución independiente que desarrolla y divulga guías para realizar memorias e informes de sostenibilidad. Estas guías son de uso voluntario por parte de las empresas para informar sobre la dimensión social, económica y ambiental de sus actividades, productos y servicios. Cuenta con participación activa de representantes de empresas, contabilidad, inversión, derechos humanos, investigación y sindicatos de todo el mundo. Actualmente es organismo oficial colaborador del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA).

9.3.1 La ecoeficiencia (E/E)

Ante la necesidad de evaluar el comportamiento ambiental de las empresas surge el concepto de ecoeficiencia. Según el WBCSD⁴:

«La ecoeficiencia conlleva la producción de bienes y servicios competitivos en precio, para satisfacer las necesidades humanas y proporcionar calidad de vida, mientras progresivamente se reduce el impacto ecológico y la intensidad de recursos en su ciclo de vida, a un nivel al menos acorde con la capacidad de carga del planeta».

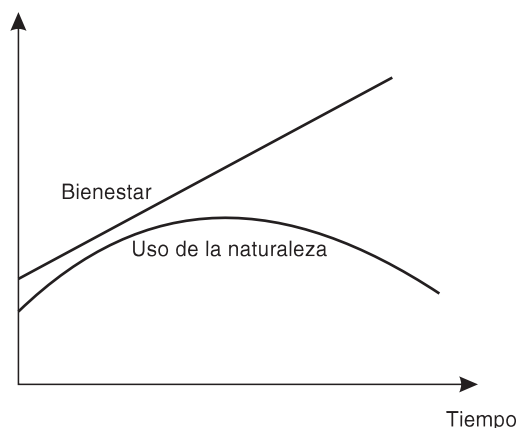
Para la OCDE, el concepto es más amplio, englobando gobiernos, otros sectores económicos, consumidores, etc.:

«La ecoeficiencia expresa la eficiencia con la cual los recursos ecológicos son utilizados para satisfacer las necesidades humanas. Puede ser considerada como la ratio de un *output* dividido por un *input*; siendo el *output* el valor de los productos y servicios producidos por una empresa, sector, o economía en su conjunto, y el *input*, la suma de las presiones ambientales generadas por la empresa, sector o economía. Medir la ecoeficiencia depende de la identificación de indicadores de *input* y *output*».

En cambio, para la Agencia Medioambiental Europea (AME), la ecoeficiencia es una estrategia. El objetivo es más bienestar para todos, con menos uso de la naturaleza, es decir, disociar el uso de la naturaleza de la generación de bienestar o actividad económica (Figura 9.2).

La ecoeficiencia requiere la reducción de la intensidad material y energética de bienes y servicios y de la emisión de tóxicos, el incremento en el reciclaje y durabilidad de los productos, la mejora en la intensidad de los servicios ofrecidos y la maximización del uso sostenible de los recursos renovables. En este sentido, existen ciertas tendencias de la empresa moderna que impulsan o alimentan el camino hacia la mejora en ecoeficiencia. Entre ellas, la *desmaterización*, o la sustitución de flujos de energía por flujos de conocimiento, además de la oferta de productos y

Figura 9.2 Estrategia de ecoeficiencia



Fuente: Comisión Europea (1999).

⁴ <http://www.wbcsd.ch>

servicios más adaptados a las necesidades del cliente. También el diseño de *ciclos de producción cerrados*, con el objetivo de generar cero residuos, por ejemplo, planificando la reutilización de residuos como elementos intermedios en la fabricación de otros productos. La *extensión de servicios*, de forma que la demanda es la que dirige la economía y los clientes piden satisfacer sus necesidades, y no tanto la adquisición de bienes que satisfagan esas necesidades. Finalmente, el *valor funcional* de los productos tiende a aumentar, incrementándose incluso mediante la venta de productos con servicios asociados.

La ecoeficiencia o eficiencia ambiental, respecto a los recursos naturales como *input* o al medio ambiente como sumidero de residuos, se puede estimar para una determinada empresa o una planta (nivel microeconómico), un sector económico, por ejemplo, industria, energía, transporte, turismo (nivel sectorial) o un país o región (nivel macroeconómico).

Los indicadores de ecoeficiencia desarrollados por la AME pueden reflejar la eco-intensidad o intensidad de uso de la naturaleza (indicador ambiental/indicador económico), o a la inversa, la productividad de los recursos utilizados (indicador económico/indicador ambiental). La ecoeficiencia normalmente se identifica en mayor medida con este último grupo de indicadores.

Normalmente se define como el ratio del Valor Añadido Bruto (VAB) respecto a la cantidad física de recursos naturales utilizados y/o cantidad de contaminantes emitidos (presión ambiental), en definitiva, el VAB por unidad (física) de uso de los recursos naturales o ambientales. No existe un índice único o agregado de presión ambiental por lo que la ecoeficiencia se calcula para los diversos indicadores de consumo de recursos o generación de residuos.

$$\text{Ecoeficiencia} = \text{Producción} / \text{presión ambiental} = \text{VAB} / \text{recursos, emisiones}$$

El VAB se suele calcular a coste de factores y a precios constantes (Comisión Europea, 1999), y se define como la renta bruta obtenida de la actividad una vez ajustada por subvenciones e impuestos indirectos. Se valora a precios constantes para obtener un indicador de volumen (evitando el efecto de los precios). Se utiliza este indicador de producción por su amplio uso en indicadores de productividad; porque es el indicador más relevante y útil para la comparación de resultados a nivel de sector, subsector, rama empresarial, etc.; finalmente, no suele existir problema de disponibilidad de datos de valor añadido.

La ecoeficiencia es un concepto clave porque proporciona información sobre la relación entre crecimiento económico y deterioro ambiental. Así, un aumento de la ratio representa una mejora en la ecoeficiencia o desempeño ambiental de la empresa.

En el caso de las emisiones,

$$\text{Emisiones} = \text{producción} / \text{eficiencia}$$

Y, para pequeños cambios porcentuales, se verifica

$$\% \text{ crecimiento de emisiones} = \% \text{ crecimiento de producción} - \% \text{ crecimiento de ecoeficiencia}$$

En el largo plazo, el crecimiento del *output* es siempre positivo. Si este crecimiento de la producción es igual o inferior al crecimiento de la ecoeficiencia, se dice que existe una disociación absoluta entre presión ambiental y crecimiento económico. En tal caso, las presiones ambientales se estabilizarán o eventualmente disminuirán a pesar de la expansión continua del *output*. Si, en cambio, el crecimiento del *output* es mayor que la mejora en ecoeficiencia, la presión ambiental en términos absolutos aumentará, aunque en menor medida que el crecimiento de la producción, y se dice que existe disociación relativa.

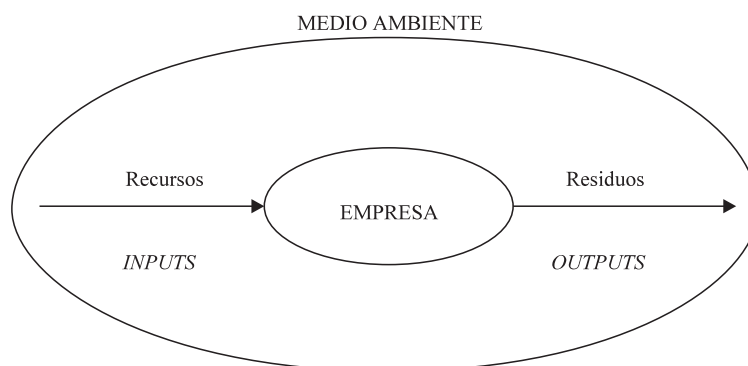


a) Indicadores de ecoeficiencia en la industria

La definición de indicadores de ecoeficiencia es asunto de interés científico e institucional pero aún en desarrollo. Organizaciones como WBCSD y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente⁵ (PNUMA), la Agencia Medioambiental Europea⁶ o la OCDE⁷, entre otros, han publicado informes que contribuyen a la definición de indicadores. Fundamentalmente, el objetivo de la investigación que se está llevando a cabo en esta área es la definición de un índice agregado de impacto ambiental⁸.

En ausencia de este índice, describiremos como ejemplo, algunas estimaciones proporcionadas por el proyecto ANITE, llevado a cabo por la Comisión Europea (1999). Este proyecto define un conjunto de indicadores y los aplica a la industria química y metalúrgica de Francia y Holanda. La información cuantitativa sobre consumo de recursos y generación de residuos se ordena mediante un modelo *input-output*, siguiendo el esquema de la Figura 9.3.

Figura 9.3 Esquema de modelo *input-output* para el uso del medio ambiente



Fuente: Comisión Europea (1999).

Los *inputs* ambientales son la energía, tierra y materias primas (también los residuos reciclados o reutilizados), y los *outputs*, los efluentes líquidos, las emisiones al aire y los residuos, que contribuyen al agravamiento de problemas ambientales como la destrucción de la capa de ozono, la acidificación, la eutrofización, la dispersión de toxinas, la pérdida de biodiversidad, etc. Todos los indicadores ambientales se restringen a presiones directas. Estos se clasifican en indicadores genéricos, válidos para todos los subsectores (Tabla 9.6), e indicadores específicos para cada sector.

⁵ UNEP/WBCSD, (1998): *Cleaner Production and Ecoefficiency. Complementary Approaches to Sustainable Development*.

UN (2003): *A Manual for the Preparers and Users of Eco-efficiency Indicators*. UNCTAD/ITE/IPC/2003/7 United Nations Publication.

⁶ European Environmental Agency, (1998): *Eco-efficiency Workshop: «Making Sustainability Accountable»*, Copenhagen, 28-30 Octubre.

⁷ OECD, (1998): *Eco-efficiency*.

⁸ Con el objetivo de revisar la investigación más reciente en este temas se ha convocado la Segunda Conferencia Internacional «Quantified Eco-Efficiency Analysis for Sustainability», 28-30 Junio 2006 en Holanda (<http://www.eco-efficiency-conf.org>).

Tabla 9.6 Indicadores ambientales genéricos

RECURSOS (INPUT)	UNIDAD	RESIDUOS (OUTPUT)	UNIDAD
<i>USO DE ENERGÍA</i>		<i>EMISIONES / VERTIDOS</i>	
Consumo de energía (sin carbón)	toe	Emisiones a la atmósfera*	t o toe
Tipo de consumo de energía (fósil / no fósil)	toe	Descargas al agua: metales pesados**	t
Fuentes de energía (renov / no renov)	toe	Otros vertidos al agua***	t
<i>USO DE OTROS RECURSOS</i>		<i>GENERACIÓN DE RESIDUOS</i>	
Agua	t	Generación de residuos (industriales no peligrosos)	t
Tierra	m ²	Cantidad total de residuos industriales para tratar (incluidos los peligrosos)	t
Renovables / No renovables	t		
Recuperación de residuos	t		

*CO₂, N₂O, HFCs, PFCs, SF₆, SO₂, NO_x, etc.

** Pb, Hg, Cd, Cr Cu, As, Ni, Zn.

*** N, P, BOD, COD.

Fuente: Comisión Europea (1999).

Con el objetivo de visualizar de forma simplificada la evolución de la ecoeficiencia y, en ausencia de un índice de presión ambiental único, se condensa la información del indicador económico y de los indicadores ambientales en un solo gráfico, representando su variación relativa durante un periodo determinado de tiempo (en la Figura 9.4 entre 1994 y 1995) y proporcionando una información visual directa sobre la evolución de la ecoeficiencia.

En la Figura, el eje de las Y representa la variación del VAB y el de las X la variación de los indicadores ambientales en el periodo. Cada indicador se define, por tanto, por dos coordenadas (X,Y), siendo Y la variación de VAB y X la variación del indicador ambiental. Por ejemplo, en la Figura 9.4, el indicador de ecoeficiencia respecto a las emisiones de CO₂ tiene como coordenadas (5.8, 5).

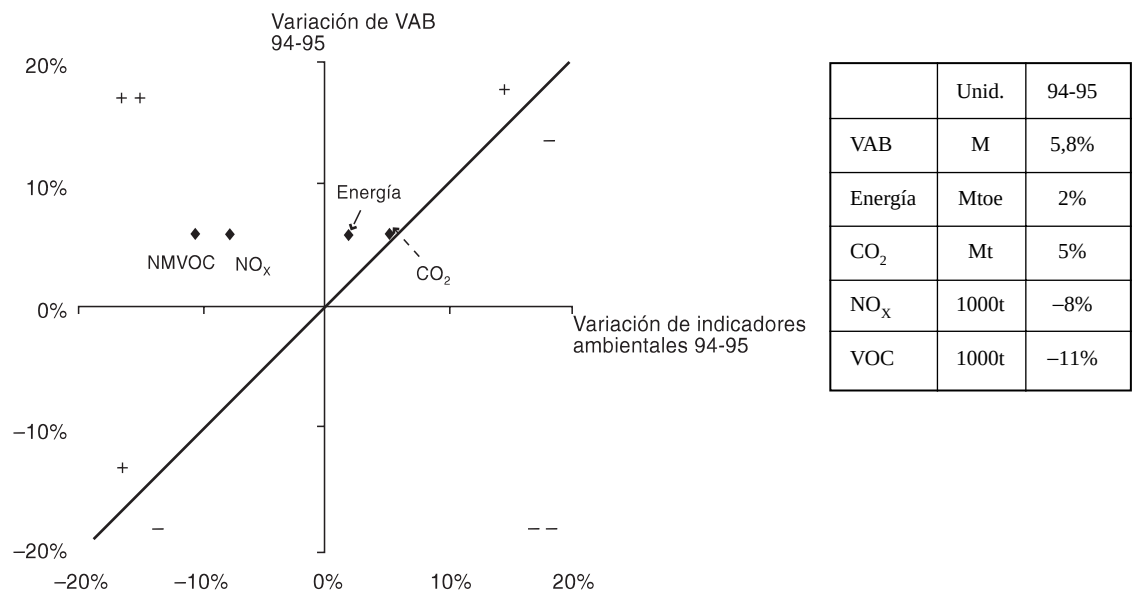
Como el crecimiento del VAB indica una evolución positiva mientras que el incremento de los indicadores ambientales es un dato negativo, la ubicación de la tendencia de cada indicador de ecoeficiencia en los cuadrantes del gráfico nos proporciona una información inmediata. Así, las tendencias ecoeficientes o positivas se sitúan en los dos cuadrantes superiores, siendo los inferiores negativos o no ecoeficientes. Existen a su vez en sub-áreas: (++) y (+) para la parte eficiente, y (--) y (-) para indicar la intensidad de la ineficiencia ambiental.

(++): Eficiencia total. VAB e indicador ambiental se mueven en dirección positiva, aumentando el primero y disminuyendo el segundo.

(+): Eficiencia media. Una de las coordenadas varía en dirección positiva y la otra en dirección negativa, pero la variación positiva compensa la negativa.

(-): Cada indicador tiene una de las coordenadas que varía en dirección positiva y la otra en dirección negativa, pero la variación negativa es superior a la positiva.

Figura 9.4 Evolución de ecoeficiencia en la industria química francesa (1994-1995)



Fuente: Comisión Europea (1999).

(- -): Ambos indicadores se mueven desfavorablemente, el VAB decrece y el impacto ambiental aumenta.

En la Figura 9.4 todos los indicadores se sitúan en los dos ejes superiores, mostrando que la industria química francesa es ecoeficiente respecto a los indicadores ambientales considerados. Se observa que existe ecoeficiencia total (++) respecto a las emisiones de compuestos orgánicos volátiles (VOC) y de óxidos de nitrógeno (NO_x). Ambos tipos de emisiones decrecieron mientras el VAB aumentó. Los restantes tres indicadores son de media eficiencia (+). El consumo de energía, la generación de residuos y las emisiones de CO₂ aumentaron pero en menor proporción que el incremento en VAB.

Ejemplo: Un modelo simple de crecimiento económico con mejoras en eficiencia económica y ecoeficiencia

El siguiente modelo de crecimiento analiza la relación entre gastos ambientales, crecimiento económico y mejoras en ecoeficiencia (Comisión Europea, 2002). Se trata de una versión del modelo de crecimiento clásico de Harrod-Domar (Wan, 1971). Supongamos que el crecimiento del *output* (Y) es una función simple de la inversión agregada (I),

$$\Delta Y = \alpha I \tag{9.1}$$

donde α es la tasa de crecimiento del *output* respecto al capital invertido. La inversión agregada depende del ahorro agregado,

$$I = s(1 - e)Y \tag{9.2}$$

donde s es la tasa de ahorro respecto a la renta real, teniendo en cuenta los gastos ambientales, y suponiendo que es una fracción de la renta real total, e . Si relacionamos las dos ecuaciones, obtenemos el modelo Harrod-Domar modificado de crecimiento en el *output* real,

$$\frac{\Delta Y}{Y} = \alpha s(1 - e) \quad (9.3)$$

Supongamos que el crecimiento en ecoeficiencia, P , está determinado por la función,

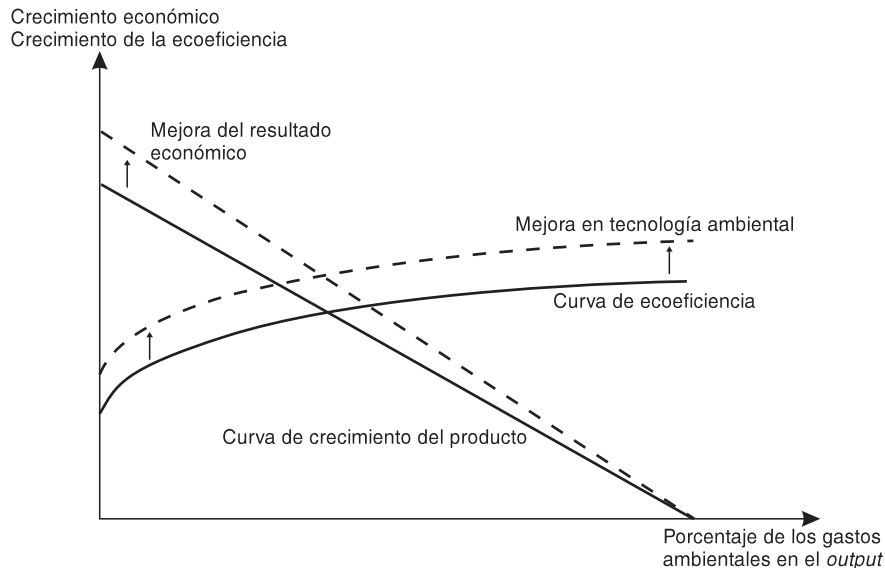
$$\frac{\Delta P}{P} + \pi + F(e) \quad (9.4)$$

Donde π indica la tendencia a largo plazo de las mejoras en ecoeficiencia y $F(e)$ es una función cóncava de la renta real, e . La teoría que subyace a esta ecuación es que para aumentar la tasa de crecimiento de la ecoeficiencia por encima de la tendencia π , se requiere que un porcentaje creciente de *output* se destine a gastos ambientales.

En el Figura 9.5 la curva de crecimiento del *output* representa la ecuación (9.1). Se trata de una curva decreciente en e . La relación entre el gasto ambiental y el crecimiento del *output* es negativa⁹. En general, los gastos ambientales para la empresa, al menos a corto plazo, representan un coste que inicialmente no proporciona un *output* con valor de mercado. A medio plazo, en cambio, es posible que refuerce su posición competitiva y la imagen de la empresa frente a sus interlocutores.

En el mismo gráfico, la curva de ecoeficiencia representa la ecuación (9.4), con ordenada en el origen π y creciente en e pero a una tasa decreciente. Esta curva muestra rendimientos decrecientes del

Figura 9.5 Modelo de crecimiento con gastos ambientales



Fuente: Comisión Europea (2002).

⁹ Se supone que el crecimiento económico se mide de la forma tradicional, sin tener en cuenta el valor social (o de no mercado) de cambios ambientales.

gasto ambiental. Por ejemplo, inicialmente se pueden obtener relativamente importantes mejoras en ecoeficiencia con técnicas de fin de línea (*end-of-pipe*). Avances en materia ambiental a partir de este punto pueden requerir cambios en los procesos productivos que conlleven gastos más elevados. Por ello, la relación entre gastos ambientales y ecoeficiencia es normalmente creciente y muy pronunciada en las primeras etapas, suavizándose en fases posteriores. En el límite, se puede afirmar que existen límites físicos a la capacidad de mejorar la ecoeficiencia con la tecnología existente.

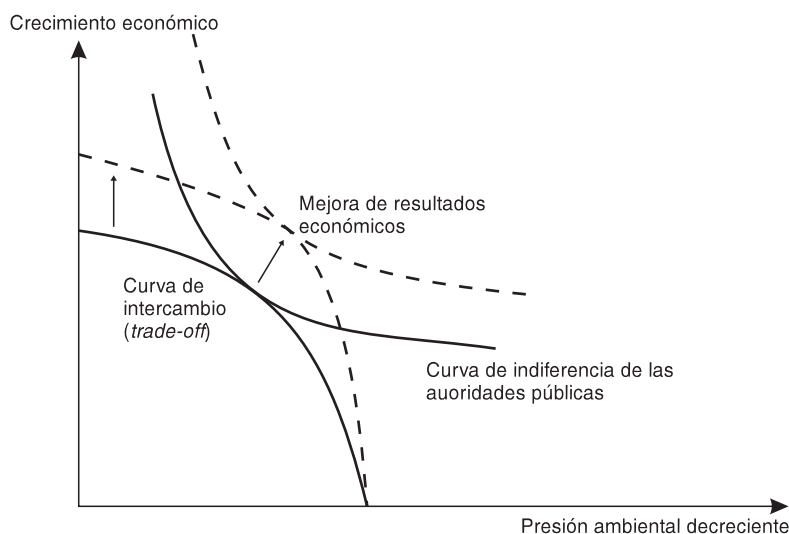
De la definición de ecoeficiencia sabemos que el porcentaje de crecimiento de la presión ambiental es igual al porcentaje de crecimiento del *output* menos la mejora en ecoeficiencia,

$$\frac{\Delta E}{E} = \frac{\Delta Y}{Y} - \frac{\Delta P}{P}$$

Por tanto, esto implica que la tasa de crecimiento de la presión ambiental viene dada por la distancia entre las dos líneas del gráfico. A la izquierda de la intersección entre estas dos líneas, el crecimiento de la presión ambiental es positivo pero menor que la tasa de crecimiento del *output* (disociación relativa), mientras que a la derecha del punto de intersección las presiones ambientales disminuyen (disociación absoluta). La presión ambiental es estable en el punto de intersección.

Para completar el modelo, supongamos que el gobierno puede incidir en el nivel de gasto ambiental de las empresas mediante, por ejemplo, cambios en la regulación. La curva de intercambio en la Figura 9.6 muestra las combinaciones factibles: si el gasto ambiental aumenta, se reducen las presiones ambientales pero también el crecimiento del *output*.

Figura 9.6 Efecto de una mejora en los resultados económicos



Fuente: Comisión Europea (2002).

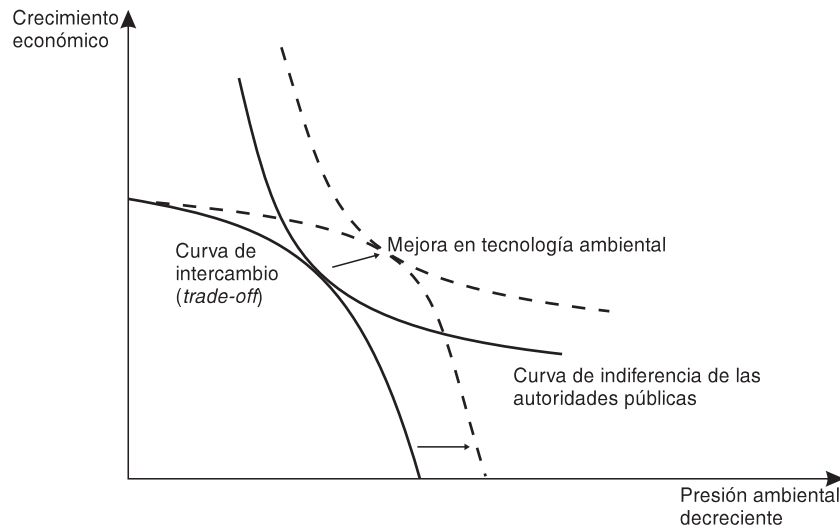
Supongamos que las preferencias del gobierno se representan a través de curvas de indiferencia que representan niveles de utilidad superiores ante presiones ambientales menores y mayores niveles del *output*. Por tanto, el gobierno optimiza sus decisiones eligiendo el nivel de gasto ambiental que le sitúa en la curva de indiferencia de mayor nivel de utilidad. La posición relativa de estas curvas de indiferencia depende, en general, del nivel de renta real porque a medida que esta aumenta, la evidencia

demuestra que las preferencias se inclinan por una mayor protección ambiental frente a un incremento en el crecimiento económico (el conjunto de curvas de indiferencia se acerca al eje de abscisas).

Las mejoras en eficiencia económica, por ejemplo, a través de la integración de mercados o mediante reformas estructurales, se traducen en un incremento de α en (9.1). En la Figura 9.5 la curva de crecimiento del producto pivota hacia arriba (ver línea de puntos) haciendo viable un aumento en el resultado económico y un descenso en la presión ambiental. La curva de intercambio en la Figura 9.6, también pivotaría hacia arriba (línea de puntos), con el resultado de una reducción de la presión ambiental y una mejora en el resultado económico.

Algo similar ocurre con las mejoras en tecnología ambiental que conducen a un incremento en la tendencia de la tasa de mejora en ecoeficiencia (π). En la Figura 9.5, esto se refleja mediante un movimiento paralelo hacia arriba en la curva de ecoeficiencia, reduciendo la tasa de crecimiento de la presión ambiental para cada nivel de gasto ambiental. A consecuencia de la mejora en π , la curva de intercambio en la Figura 9.7 pivotaría hacia arriba (ver línea de puntos), en la dirección de mejoras ambientales pero permitiendo, a su vez, un mayor crecimiento económico.

Figura 9.7 Efecto de mejoras en tecnología ambiental



Fuente: Comisión Europea (2002).

Ejemplo: Evolución de la ecoeficiencia en Europa (industria manufacturera)

La Dirección General de la Empresa, en la Unión Europea, desarrolla seis indicadores de desempeño ambiental de la industria (Comisión Europea, 2002) que permiten extraer conclusiones sobre la evolución de la ecoeficiencia. Mediante el análisis de estos indicadores el informe concluye que la mejora en eco-eficiencia de la industria europea en los últimos quince años ha sido suficiente para compensar el impacto del incremento de producción.

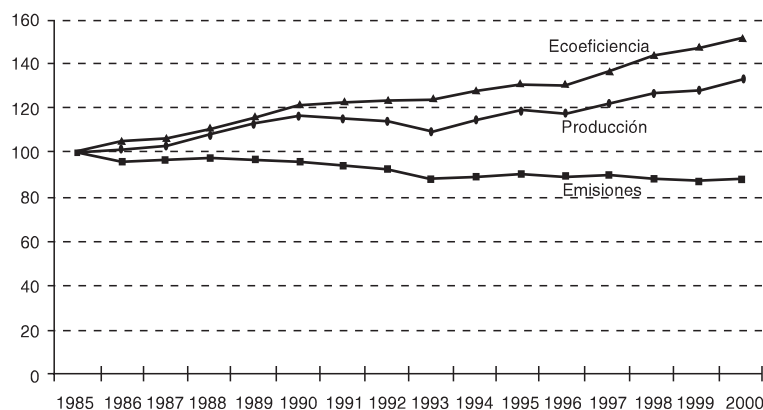
Así, las emisiones de gases causantes de lluvia ácida procedentes de la industria disminuyeron en dos tercios desde 1980; las emisiones de precursores de ozono cayeron a un cuarto respecto al mismo año; las emisiones de gases de efecto invernadero disminuyeron un 10,5% respecto a 1990 —lo que implica una contribución sustancial a los objetivos asumidos en Kyoto—, siendo la industria manufacturera responsable del 80% de esta disminución; las emisiones de gases que contribuyen a la

destrucción de la capa de ozono prácticamente han sido eliminadas; el consumo de energía en la industria se ha estabilizado desde mediados de los 80, a pesar del incremento en el 30% de la producción; finalmente, el informe presenta un consumo de materias primas prácticamente estabilizado.

Según la propia UE estos resultados son consecuencia del endurecimiento de la política ambiental, pero también de la competencia en los mercados, la inversión en tecnología (de prevención y control de la contaminación) y la innovación (en tecnologías y prácticas de gestión). Estas mejoras ambientales han supuesto un incremento en el gasto anual de la industria en protección ambiental hasta alcanzar los 32.000 millones de euros en 1998 —equivalente al 2% del valor añadido total de la industria o al 0,4% del PIB.

Para ilustrar este análisis de ecoeficiencia, la Figura 9.8 muestra la evolución de la producción y de las emisiones de CO₂ en la industria europea de manufacturas. Se observa que las emisiones de CO₂ en la industria manufacturera europea descendieron un 11% entre el año 1985 y el 2000, aunque las emisiones totales en Europa aumentaron en el mismo período debido sobre todo al sector del transporte. El descenso se debe fundamentalmente al cambio de carbón y fuel a gas como combustible. Simultáneamente la producción en este período aumentó un 31%, resultando en una mejora en ecoeficiencia del 42%. En este caso, el aumento de la producción es superior a la mejora en ecoeficiencia y existe, por tanto, disociación relativa entre crecimiento y ecoeficiencia.

Figura 9.8 Ecoeficiencia en el sector europeo de manufacturas (emisiones de CO₂)
Índice 1985 = 100



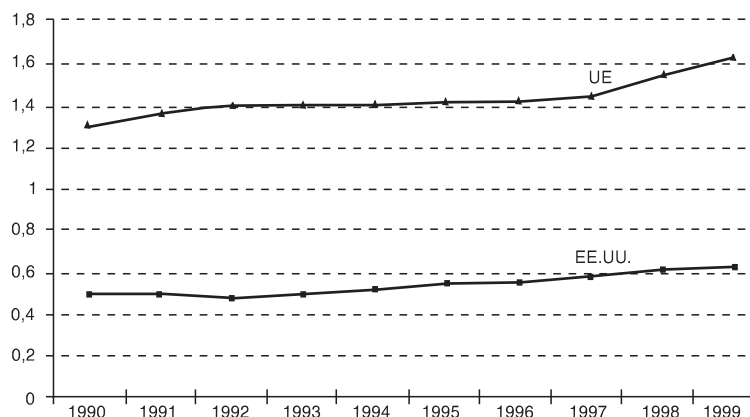
Fuente: Comisión Europea (2002).

En comparación, la ecoeficiencia en la industria de manufacturas europea ha sido más de tres veces superior a la experimentada en el mismo sector en los Estados Unidos entre 1990 y 1999, y la mejora en este indicador ha sido ligeramente superior (Figura 9.9).

b) Índices sociales en mercados financieros

Tanto las entidades de crédito como los mercados financieros están comenzando a valorar el comportamiento ambiental de las empresas. Las entidades de crédito están cada vez más interesadas en conocer los riesgos medioambientales de sus potenciales clientes, tanto los relacionados con posibles responsabilidades como con la pérdida de cuota de mercado a consecuencia de la deficiente adaptación a las demandas ambientales. En los mercados financieros, los denominados fondos éticos invierten su

Figura 9.9 Ecoeficiencia en la industria de manufacturas en la UE y EEUU (millones de euros por kilotonelada equivalente de CO₂)



Fuente: Comisión Europea (2002).

patrimonio en empresas del sector medioambiental o con adecuado comportamiento ecológico y excluyen inversiones en los mercados financieros de aquellas compañías sospechosas de ser medioambientalmente irresponsables. La importancia de estos fondos no radica en su volumen sino en su capacidad de influir en el comportamiento de las empresas. Recientemente se está adoptando también la práctica de realizar auditorías ambientales en procesos de adquisición o fusión de empresas, con el objetivo de conocer los riesgos o ventajas ambientales que incorpora la empresa o planta que se pretende adquirir.

Un ejemplo de fondo ético es la iniciativa denominada *Storebrand Scudder Environmental Value Fund* (SSEVF), que opera bajo la racionalidad de que se obtienen mejores resultados sometiendo a las empresas a rigurosos análisis ambientales, además de al tradicional análisis financiero. Este fondo, creado en 1996, se centra en la ecoeficiencia, pues invierte en compañías clasificadas en los tres primeros puestos de desempeño ambiental dentro de su sector¹⁰. Durante los seis primeros meses de vida, el SSEVF superó al Índice de Capital Internacional Mundial, Morgan Stanley (MS) en un 3%. Un análisis retrospectivo de la cartera de inversiones del fondo muestra que si un inversor hubiera elegido esa cartera 5 años atrás, su rendimiento hubiera sido del 22% anual, casi el doble que el MS, que fue del 12%.

Los resultados de este tipo de fondos son prometedores aunque es pronto para afirmar que su rendimiento financiero es definitivamente superior. Sin embargo, los primeros resultados han despertado el interés de inversores y administradores de empresas. Los reguladores de algunos países como Suecia, Dinamarca, Alemania y el Reino Unido están explorando cómo mejorar y estandarizar los informes ambientales de las empresas para que sean más útiles para los inversores interesados.

En algunos casos, el factor ambiental puede ser un criterio de selección atractivo desde el punto de vista de la rentabilidad financiera. Este es el motivo de que se hayan creado índices sociales de los mercados bursátiles. Su objetivo es funcionar como parámetros útiles para demostrar las repercusiones positivas sobre los resultados financieros de una selección basada en criterios sociales.

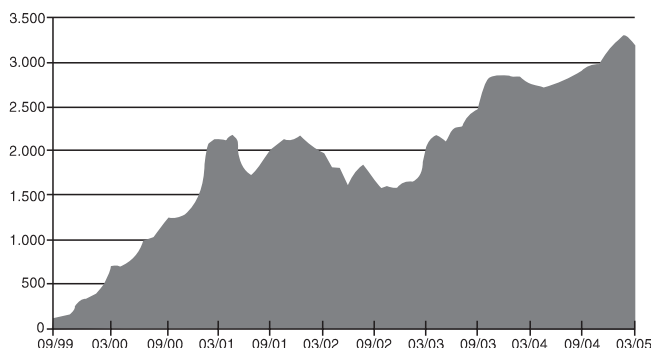
¹⁰ Para ello, utiliza nueve criterios de ecoeficiencia: eficiencia energética, contribución al cambio climático, impacto sobre la capa de ozono, eficiencia de materiales, características del producto, calidad de la gestión ambiental, emisiones tóxicas, uso de agua y responsabilidades ambientales.

El índice social más relevante es el *Dow Jones Sustainability Index* (DJSI), creado en 1999 por Dow Jones —que publica el indicador bursátil—, *STOXX Limited* —empresa europea líder en el diseño de índices— y *SAM Sustainability Group* —la organización pionera internacionalmente en inversiones sostenibles—. El DJSI refleja el comportamiento de un grupo de empresas líderes en gestión ambiental. Se crearon cinco tipos de índices: uno global y cuatro regionales para Norteamérica, Europa, Asia-Pacífico y los Estados Unidos.

- DJSI Mundial. Integra el 10% de las 2.500 mayores empresas del índice Dow Jones Mundial, en términos de su comportamiento económico, ambiental y social. Fue creado en 1999.
- DJSI STOXX y DJSI EURO STOXX. El primero integra el 20% de las empresas mejores en términos de sostenibilidad del Dow Jones STOXX SM 600. El segundo es la parte europea del anterior. Fue creado en 2001.
- DJSI para Norteamérica y DJSI para los Estados Unidos. El primero integra el 20% de las empresas mejores en términos de sostenibilidad entre las 600 empresas norteamericanas más grandes del índice Dow Jones Mundial. El segundo es la parte estadounidense del anterior. Fue creado en 2005.

Para cada área existen, a su vez, cinco índices: uno general y cuatro que eliminan, respectivamente, empresas relacionadas con tabaco, alcohol, juego y a los tres sectores conjuntamente. Estos índices están incentivando la creación de productos financieros para inversores que valoran la componente ambiental a la hora de decidir (Figura 9.10). De hecho, actualmente existen más de 50 licencias en 14 países para emitir productos financieros basados en el DJSI.

Figura 9.10 Evolución de los activos basados en el DJSI (en millones de euros)



Fuente: SAM (2005) www.sustainability-indexes.com

La construcción del DJSI sigue el siguiente proceso. En primer lugar, la identificación de las empresas líder en sostenibilidad se realiza a partir de la Evaluación de Sostenibilidad Corporativa que realiza *SAM Research*¹¹. Posteriormente, las empresas se asignan a uno de los 58 sectores del índice y se definen los criterios y ponderaciones utilizados en la evaluación de los riesgos y oportunidades que

¹¹ Esta investigación se realiza a través de un cuestionario completado por las empresas candidatas a ser consideradas en el DJSI —las 2.500 empresas del Dow Jones Mundial—; de documentación proporcionada por las empresas; de información proporcionada por los medios de comunicación e interlocutores de la empresa y mediante contactos personales directos.

derivan de las políticas económicas, sociales y medioambientales de las compañías (Tabla 9.7). *Price-waterhouse Coopers* realiza un informe de seguridad externo para garantizar que las evaluaciones realizadas se completan siguiendo las reglas establecidas. Las empresas se ordenan dentro de su sector de acuerdo a puntuación en sostenibilidad corporativa y aquellas que aparecen como líderes en sostenibilidad se incorporan al DJSI.

Tabla 9.7 Criterios para evaluar la sostenibilidad corporativa en el DJSI

Dimensión	Criterio	Ponderación (%) ^{*12}
Económica	Códigos de conducta / Cumplimiento de la legislación	4,8
	Gobierno corporativo	4,8
	Gestión de la relación con los clientes	4,2
	Relaciones con los inversores	4,2
	Gestión de riesgos y crisis	4,8
	Criterios específicos del sector	Depende del sector
Ambiental	Política y gestión ambiental	4,8
	Desempeño ambiental (ecoeficiencia)	6,0
	Informes ambientales	2,4
	Criterios específicos del sector	Depende del sector
Social	Proyectos filantrópicos / sociales	3
	Implicación de los interlocutores	4,2
	Indicadores de prácticas laborales	4,8
	Desarrollo de capital humano	4,8
	Informes sociales	2,4
	Atracción y retención de talentos	4,8
	Criterios específicos del sector	Depende del sector

Fuente: SAM (2005b).

¹² En el cálculo del índice de sostenibilidad se utiliza la siguiente fórmula $ST = \sum (PRES * PCR * PPR)$, siendo ST , la sostenibilidad total, $PRES$ la puntuación otorgada a la pregunta, PCR la ponderación del criterio y PPR la ponderación de la pregunta.

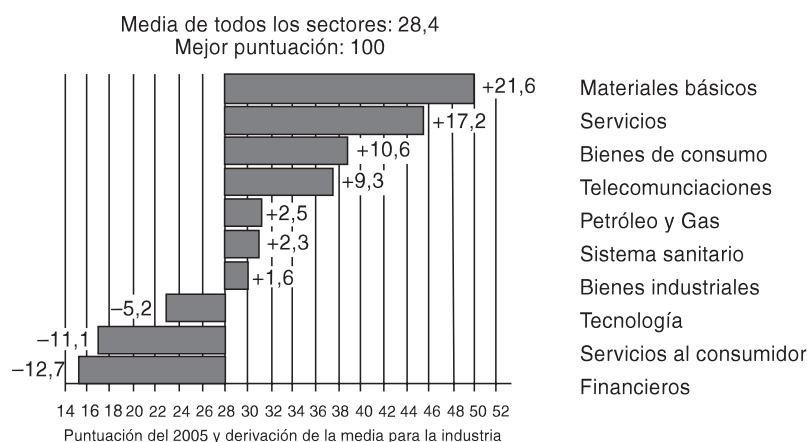
Una vez que las empresas se incorporan al índice son inspeccionadas periódicamente y pueden ser excluidas en cualquier momento. En estas revisiones se investigan aspectos clave del comportamiento social y ambiental:

- Prácticas comerciales: fraude fiscal, blanqueo de dinero, fraude en las cuentas, casos de corrupción, etc.
- Abusos de los derechos humanos: discriminaciones, trabajo infantil, etc.
- Conflictos laborales: despidos masivos o huelgas continuas.
- Accidentes o eventos catastróficos: muertes, cuestiones de seguridad laboral, fallos técnicos, desastres ecológicos, productos retirados del mercado, etc.

Entre los criterios ambientales utilizados se valora la política y gestión ambiental en la empresa, el desempeño ambiental o ecoeficiencia, los informes ambientales publicados y se establecen criterios específicos del sector. La Figura 9.11 presenta los resultados, agrupados por sector, del indicador de desempeño ambiental o ecoeficiencia en la industria para el DJSI mundial. Se observan las puntuaciones obtenidas y su distancia respecto a la media.

El DJSI ha crecido un 180% desde 1993, en comparación con el 125% del Índice Dow Jones Mundial en el mismo periodo. Durante los cinco años anteriores a agosto de 2001, el DJSI sobrepasó claramente al DJ. Mientras el primero obtuvo un rendimiento anualizado del 15,8%, el DJGI aumentó en un 12,5% durante ese periodo. En general, se espera que las empresas responsables tengan un rendimiento superior a la media ya que su capacidad para abordar problemas medioambientales y sociales es una medida creíble de la calidad de la gestión.

Figura 9.11 Desempeño ambiental de la industria (2005)



Fuente: SAM (2005b).

9.4 Instrumentos de gestión ambiental

9.4.1 Evaluaciones de impacto ambiental

La normativa relacionada con la exigencia de estudios y evaluaciones de impacto ambiental a determinadas actividades surgió de forma paralela al establecimiento de límites de emisiones por parte de

los gobiernos. Los inicios de estos estudios se encuentran en la *Nacional Enviromental Policy Act* (NEPA) de los Estados Unidos, aprobada en 1969. Actualmente son una técnica generalizada en todos los países industrializados, recomendada por organismos internacionales como el PNUMA, la OCDE y la UE. En el caso de la UE existe una normativa específica, la Directiva 85/377/CE, ampliada en 1997 a un gran número de proyectos. Entre los proyectos que deben realizar evaluación de impacto están las refinerías, las centrales térmicas, las instalaciones químicas, la construcción de autopistas, presas, etc.

El impacto ambiental es el efecto que genera en el medio ambiente cualquier actividad humana y su análisis ha supuesto un avance significativo respecto a la evaluación de la viabilidad de una empresa, actividad, obra pública, etc. añadiendo criterios ambientales a los análisis técnicos y económicos usuales. La novedad es que un proyecto puede no realizarse o ser obligado a modificar aspectos de su definición, en base a sus impactos ambientales.

Los procesos de Evaluación de Impacto Ambiental (EIA) son procedimientos jurídico-administrativos que tienen como objetivo el análisis real y completo (identificación, predicción e interpretación) de los efectos que cualquier actuación tiene sobre el entorno, con el objetivo de prevenir o corregir en la medida de lo posible, estos efectos. Se utiliza normalmente como instrumento de planificación, al servicio de la decisión, es decir, el proyecto puede ser aceptado, modificado o rechazado por las Administraciones Públicas a la vista de la EIA.

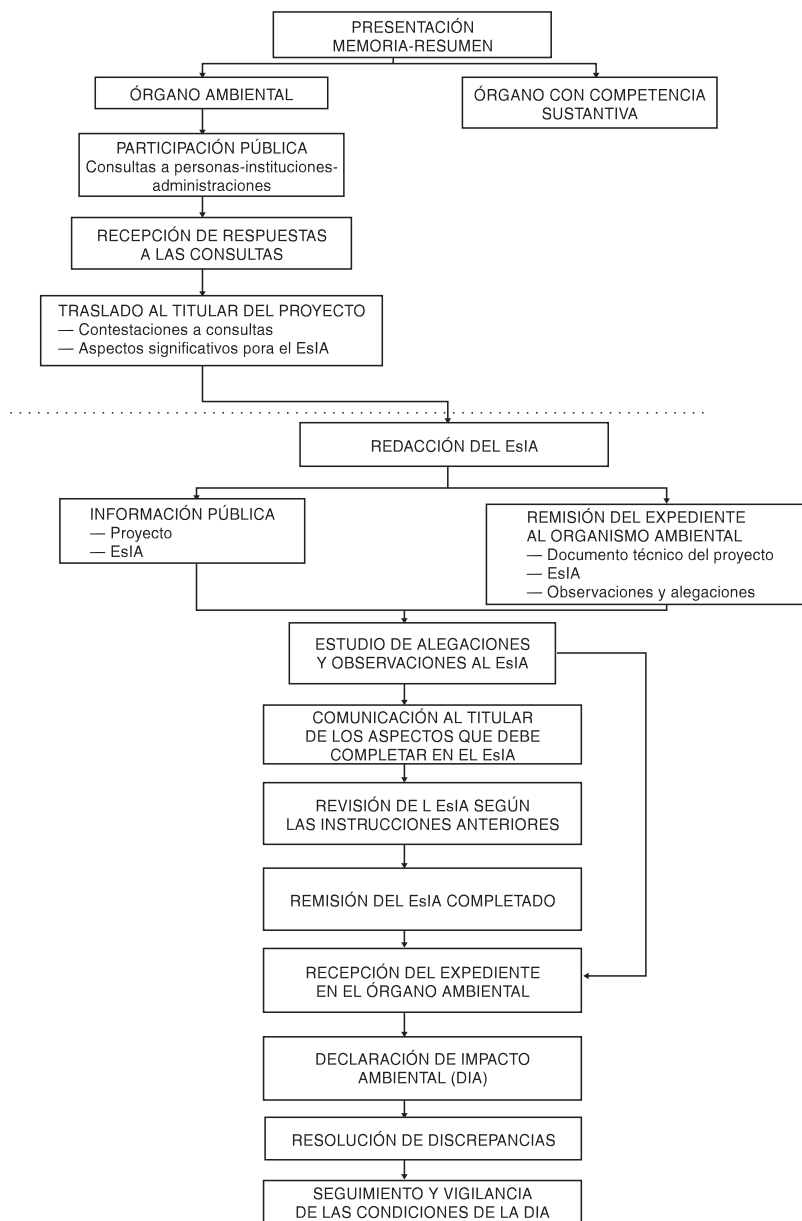
El concepto de EIA debe diferenciarse del de Estudio de Impacto Ambiental (EsIA), que son los trabajos encaminados a predecir las consecuencias del proyecto sobre el medio ambiente y a establecer medidas correctoras. Es un estudio técnico, interdisciplinar, que normalmente incluye una descripción medioambiental del área afectada antes de la realización del proyecto; la definición de las modificaciones que el proyecto va a producir y las medidas correctoras aplicables; también define un programa de vigilancia y recuperación y los posibles impactos residuales que se espera que permanezcan aún después de aplicar las medidas correctoras.

Por otro lado, la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) también es una parte del proceso de EIA. En este caso recoge la decisión final del organismo competente, una vez que el EsIA ha estado a exposición pública, a la vista del estudio, las alegaciones e informes institucionales recibidos. Esta decisión debe determinar si se debe o no llevar a cabo el proyecto y, en caso afirmativo, establece las condiciones de ejecución.

La Figura 9.12 presenta esquemáticamente el procedimiento administrativo para la realización de una Evaluación de Impacto Ambiental en España, desde la recepción del proyecto y la realización de las primeras consultas para determinar el contenido del EsIA (lo que se denomina *scoping*), hasta la entrega y exposición pública de este estudio, la revisión del mismo, finalizando con la declaración de impacto ambiental y el establecimiento del programa de vigilancia y seguimiento.

La participación pública es un elemento fundamental en las EIA, dando oportunidad a los ciudadanos para que contribuyan en la definición de proyectos que les afectan a través del medio ambiente, y para que influyan en la decisión sobre su viabilidad. Como se observa, esta participación se lleva a cabo en dos momentos del procedimiento: en el período de determinación del alcance del estudio ambiental o consultas previas, y en el trámite obligatorio de exposición pública del EsIA.

En el inventario de impactos del EsIA, se contemplan efectos sobre suelos, atmósfera, ruidos y vibraciones, medio biótico, paisaje, medio socio-económico y medio cultural y etnográfico. En la valoración de impactos, estos se suelen evaluar de forma cualitativa, analizando la magnitud, importancia, sinergia, reversibilidad y recuperabilidad. Es recomendable la realización de una evaluación cuantitativa pero realmente, aunque existen métodos de valoración que lo permiten, no se suele llevar a cabo (al menos no es exigible) la valoración económica o social de estos impactos.

Figura 9.12 Esquema del procedimiento administrativo de Evaluación de Impacto Ambiental

Fuente: SAM (2005b).

9.4.2 Sistemas de gestión medioambiental (SGMA)

Un SGMA se suele definir como «la parte del sistema general de gestión que incluye la estructura organizativa, la planificación de las actividades, las responsabilidades, las prácticas, los procedimientos, procesos y recursos para desarrollar, implantar, llevar a efecto, revisar y actualizar la política

medioambiental de la empresa». El SGMA no se debe contemplar como un fin en sí mismo, sino como una herramienta de prevención para reducir y eliminar los efectos ambientales derivados de la actividad empresarial, no sólo para corregirlos una vez ocurridos.

El objetivo de estos sistemas es promover la mejora en el comportamiento ambiental de las empresas, mediante tres herramientas fundamentales: el establecimiento de programas y sistemas de gestión medioambientales en los centros de producción; la evaluación objetiva, sistemática y periódica del sistema mediante auditorías y declaraciones medioambientales; finalmente, la información pública de los datos obtenidos.

Existen factores adicionales a la pura preocupación ecológica para tomar la decisión de implantar la norma ISO 14001: exigencias a suministradores, valoración de aspectos ambientales en la contratación pública, necesidad de dar una imagen limpia, los avances verdes de los competidores y la presión de los clientes, nacionales e internacionales. El verdadero motor de la demanda de certificaciones es el riesgo de pérdida de cuota de mercado.

Una característica de los SGMA es que no es necesario implantarlos rápidamente sino que puede realizarse por etapas y es por ello un proceso gradual en el cual la empresa camina hacia una producción limpia, reduciendo el impacto de sus actividades y mejorando la eficiencia de sus productos y procesos. Además, su objetivo es crear los mecanismos necesarios para que la mejora en materia ambiental sea continua.

El desarrollo de estándares internacionales de Normalización y Certificación (N+C) relacionados con la actuación de las empresas en materia de medio ambiente han impulsado la aplicación de sistemas de gestión ambiental en las empresas. Normalmente, estos sistemas son de carácter voluntario. El primer estado, pionero en la publicación de una norma sobre gestión medioambiental, fue el Reino Unido, que en 1992 publicó la norma BS7750. Con posterioridad se desarrolló el Reglamento CEE 1836/93, de Ecogestión y Ecoauditoría (EMAS) en Europa, que tenía como finalidad la unificación de criterios de gestión ambiental que estaban surgiendo en varios países miembros. A la vez el Comité Internacional de Normalización (ISO), después de regular los temas de calidad en su serie ISO 9000, elaboró las normas de la serie ISO 14000, «Sistemas de Gestión Medioambiental», y en el año 1996 fueron publicadas las normas ISO 14001, 14010, 14011 y 14012.

En el caso europeo, el sistema está abierto a la participación de las empresas desde 1995 e inicialmente esta participación estaba restringida al sector industrial. Desde el año 2001, el EMAS puede ser adoptado por todos los sectores económicos, incluyendo servicios públicos y privados (Reglamento (EC) 761/2001). Además, ambos sistemas se han fusionado al convertirse el EN/ISO 14001 en el sistema de gestión ambiental requerido por el EMAS.

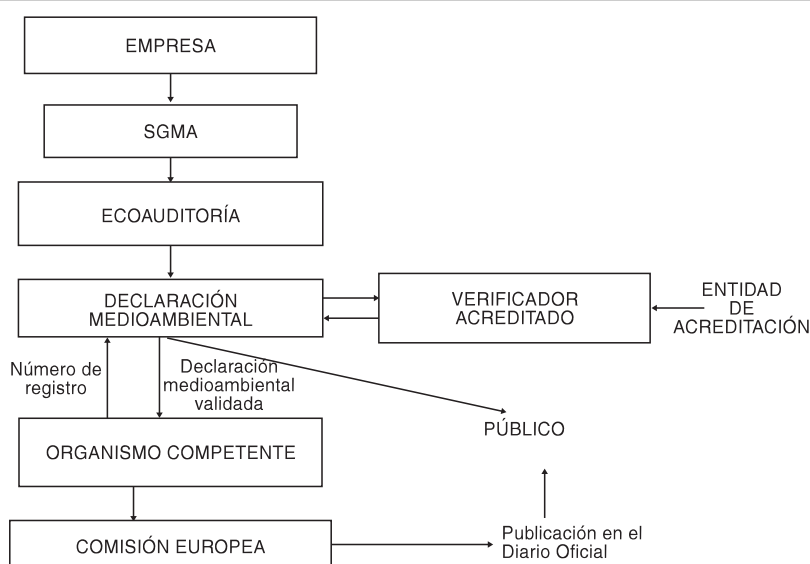
El sistema de la Unión Europea de Ecogestión y Ecoauditoría (EMAS) —Reglamento (CEE) 1836/93— es un sistema comunitario regulado en reglamento, lo que implica que es de aplicabilidad directa y no es necesario adaptar la regulación interna. Como todos los sistemas de certificación, es un sistema de aplicación voluntaria (principio de responsabilidad compartida) y tiene como objetivo promover la mejora continua del desempeño ambiental de la empresa mediante el establecimiento de políticas, programas y sistemas de gestión medioambiental (ECOGESTIÓN); la evaluación sistemática, objetiva y periódica del funcionamiento de los anteriores mecanismos (ECOAUDITORÍA) y la información al público sobre el comportamiento medioambiental de los centros de trabajo.

Cada uno de los sistemas de N+C posee sus propias peculiaridades pero para ilustrar el proceso y, en el caso del EMAS, una empresa que pretenda satisfacer este estándar y obtener la correspondiente certificación deberá seguir el proceso esquematizado en la Figura 9.13 y que está constituido por las siguientes etapas:

1. Adoptar una política o estrategia medioambiental.
2. Realizar una evaluación medioambiental del centro o centros.

3. Establecer un programa medioambiental para cada centro y un sistema de gestión medioambiental para todas las actividades que en cada centro se desarrollen (desde el año 2001 se requiere que este SGMA sea el EN/ISO 14.001). Estas tres fases constituyen la ECOGESTIÓN.
4. Realizar auditorías medioambientales o ECOAUDITORÍAS (la inicial, y al menos cada tres años).
5. Fijar objetivos al nivel más alto de dirección.
6. Realizar una Declaración Medioambiental para cada centro.
7. Hacer que sea validada la declaración medioambiental por el verificador medioambiental acreditado por la entidad de acreditación.
8. Comunicar al organismo competente la declaración medioambiental validada.
9. Divulgar al público la declaración medioambiental.

Figura 9.13 Esquema de la obtención del certificado EMAS



La declaración medioambiental, que debe realizarse anualmente, es característica del Reglamento Europeo a diferencia de las Normas. Debe comprender, al menos, los siguientes elementos:

- Una descripción de las actividades de la empresa en el centro.
- Una valoración de los problemas medioambientales significativos.
- Un resumen de datos cuantitativos sobre emisión de contaminantes, generación de residuos, consumo de energía, materias primas y agua, ruido y otros aspectos medioambientales significativos.
- Una presentación de la política, el programa y el sistema de gestión ambiental de la empresa, aplicados al centro.
- El plazo fijado para presentar la siguiente declaración.

La declaración debe ser validada por un «verificador medioambiental», que ha de estar acreditado por la entidad del país establecida con este fin (en España la ENAC o Entidad Nacional de Acreditación) y ser independiente de la empresa verificada y del auditor del centro. Los organismos competentes de cada país —el Ministerio de Medio Ambiente en el caso español— son los encargados de mantener un registro de declaraciones ambientales verificadas lo que implica un reconocimiento oficial

de la existencia del SGMA. Una vez concedida la certificación, en el caso Europeo, la empresa puede utilizar el logotipo (Figura 9.14) en su imagen, aunque no en sus productos.

La certificación EMAS II se aplica a empresas pequeñas con menos de 50 empleados y con un volumen de facturación de menos de siete millones de euros. Se ha definido precisamente para simplificar y abaratar el proceso.

Figura 9.14 Logotipo del EMAS



En general, los requisitos del Reglamento Europeo y de las Normas ISO son similares en los procedimientos y diseño del SGMA, aunque ligeramente menos exigentes. La principal diferencia radica, en primer lugar, en el control público de las declaraciones medioambientales, indirecto a través de los verificadores, en el Reglamento Europeo.

La serie de normas ISO 14000 en materia ambiental se resumen en las Tablas 9.8.a y 9.8.b. Sus áreas de aplicación superan la certificación de los SGMA y se han desarrollado normas para la realización de auditorías ambientales o la evaluación de la actuación o desempeño ambiental de la empresa. Además, y como ventaja con respecto al sistema europeo, se han desarrollado una serie de normas para productos o servicios, comenzando con ISO 14041 o de Análisis de Ciclo de Vida (ACV), hasta la regulación de los contenidos de las Declaraciones Ambientales y para la integración de aspectos ambientales en productos y servicios.

9.4.3 Auditorías medioambientales o ecoauditorías

Las auditorías medioambientales surgieron en los años setenta en los Estados Unidos como herramienta de la EPA (*Environmental Protection Agency*) para evaluar el cumplimiento de la legislación medioambiental, cada vez más completa y exigente. Actualmente consisten en la evaluación sistemática, documentada, periódica y objetiva de las actividades para detectar su situación en relación con los requerimientos de calidad medioambiental, tanto los derivados de la regulación como aquellos incorporados a las políticas ambientales de la propia empresa.

La auditoría medioambiental de un centro es siempre interna porque su elaboración es responsabilidad de la propia empresa, pero puede ser realizada tanto por el propio personal de la empresa como por personas ajenas a la misma. En todo caso, el auditor debe ser una persona o entidad distinta de la que desempeña funciones de verificador medioambiental acreditado.

En las ecoauditorías se utilizan técnicas y procedimientos análogos a los empleados en las evaluaciones de impacto ambiental, aunque de forma más precisa, pues se dispone de datos reales. En general, son un componente fundamental de los SGMA pero no sólo se realizan para conseguir certificaciones sino también para conocer la situación de la empresa frente a la legislación medioambiental y frente a los compromisos voluntarios asumidos tanto externa como internamente.

Tabla 9.8.a NORMAS ISO 14.000 a nivel de organización

Implantación de SISTEMAS DE GESTIÓN MEDIO-AMBIENTAL (SGMA)	ISO 14.001: 1996 ISO 14.004: 1996 Ayudar a la organización a establecer o mejorar un SGMA.	ISO 14.001: 1996 Especifica los requisitos de un SGMA que pueden ser objetivamente auditadas para autodeclaraciones, certificaciones o registros.	ISO 14.004: 1996 Proporciona guías para ayudar a establecer e implantar un SGMA, superando incluso la ISO 14.001.	ISO/TR 14.061: 1998 Contiene información que asiste en la implantación de ISO 14.001 Y 14.004 en gestión forestal y productos forestales.	
Realización de AUDITORÍAS MEDIO-AMBIENTALES	ISO 14.010: 1996 Guías sobre principios generales para la realización de ecoauditorías.	ISO 14.011: 1996 Guías de procedimiento para conducir auditorías de SGMA, incluyendo criterios de selección y composición de equipos auditores.	ISO 14.012: 1996 Guías de títulos de auditores internos y externos.	ISO 14.015: 2001 Ayuda para identificar aspectos ambientales.	ISO 19.011: 2002 Sustituye a la ISO 14.010, 14.011, 14.012. Guías sobre los principios de la auditoría, la gestión de programas de auditoría, la realización de auditorías de SGMA y sobre las competencias de los auditores.
Evaluación de la ACTUACIÓN O DESEMPEÑO AMBIENTAL	ISO 14.031: 1999 Guías para la selección y uso de indicadores para evaluar la actuación ambiental de la empresa.	ISO/TR 14.032: 1999 Proporciona ejemplos de organizaciones reales para ilustrar el uso de la guía ISO 14.301.	ISO/WD 14.063 Proporciona guía para la comunicación de los aspectos ambientales de la actuación ambiental de la empresa.	ISO 14.050: 2002 Ayuda a la organización a entender los términos utilizados en la serie de estándares ISO 14.000.	

Tabla 9.8.b NORMAS ISO 14.000 para productos y servicios

Uso de DECLARACIONES AMBIENTALES	ISO 14.020: 2000 Principios base del desarrollo de las guías y estándares ISO en declaraciones y reclamaciones ambientales.	ISO 14.021: 1999 Guías de terminología y símbolos, y sobre metodologías de prueba y verificación para la declaración de aspectos ambientales de los productos y servicios de la empresa. (Etiquetado Ambiental Tipo II)	ISO 14.024: 1999 Principios guía y procedimientos para los programas de certificación y etiquetado por terceras partes (Etiquetado Ambiental Tipo I)	ISO 14.025: 2000 Identifica y describe los elementos en consideración para declaración de información cuantitativa de productos basada en el Inventario de Ciclo de Vida (Declaración Ambiental Tipo III)	ISO/TS 14.048: 2002 Proporciona información sobre el formato de datos para argumentar un ACV.	ISO/TR 14.049/14.047 Proporciona ejemplos que ilustran cómo aplicar las guías ISO 14.041 y 14.042
	ISO 14.040: 1999 Proporciona principios, estructura general y requisitos metodológicos para el ACV de productos y servicios.	ISO 14.041: 1998 Guías para determinar el objetivo y alcance de un estudio de ACV y para conducir el inventario de ciclo de vida.	ISO 14.042: 2000 Guías para conducir a evaluación de impacto de ciclo de vida en un ACV.	ISO/TR 14.043: 2000 Guías para la interpretación de resultados de un estudio de ACV.		
Realización de ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV)	Guía ISO 64: 1997 Ayuda para los redactores de estándares de productos incorporar aspectos ambientales.	ISO/TR 14.062: 2002 Proporciona conceptos y prácticas actuales relacionadas con la integración de aspectos ambientales en el diseño y desarrollo de productos.	ISO 14.050: 2002 Ayuda para entender los términos utilizados en la serie de estándares ISO 14.000.			
Consideración de aspectos ambientales en PRODUCTOS Y ESTÁNDARES DE PRODUCTOS						

Las ecoauditorías se pueden clasificar en función de sus objetivos según la siguiente tipología:

1. Auditoría de cumplimiento con la legislación medioambiental.

Es la auditoría medioambiental básica y consiste en examinar las prácticas y controles de la empresa, en relación con las disposiciones legales vigentes. Suele ser el paso previo a la implantación de un sistema de gestión, porque funciona como un «diagnóstico de la situación actual». Este tipo de auditorías requieren analizar la legislación medioambiental en vigor en el país (en Europa, desde la normativa europea hasta la local). Es necesario caracterizar las materias primas, residuos, vertidos y emisiones generados para comprobar si se cumplen los límites de emisiones y vertidos que establece la legislación.

2. Auditoría de riesgo medioambiental.

Permiten evaluar el riesgo medioambiental en que está incurriendo la empresa. En general, son muy útiles para determinar el valor patrimonial de la empresa a efectos de financiación, compra-venta, seguros, avales, etc. Un riesgo elevado conlleva un menor valor patrimonial, lo que puede generar desconfianza en los inversores y más problemas para captar fondos a través de créditos, subvenciones, etc.

No sólo implica evaluar el grado de cumplimiento de la legislación, sino también la capacidad de la empresa para afrontar retos medioambientales a corto y medio plazo pues la legislación tiende a ser cada vez más restrictiva. Se añade al proceso normal de auditoría, la necesidad de determinar los riesgos medioambientales que se derivan de la situación de la empresa, que deben ser clasificados en elevados, moderados o bajos. El informe debe también determinar el tipo de responsabilidades administrativas, civiles o penales en que puede incurrir la empresa a consecuencia del riesgo identificado.

3. Auditoría de declaración medioambiental

La legislación —al menos la europea— obliga a las empresas a inventariar y declarar los residuos que generan; declarar la cantidad y calidad de sus vertidos y analizar, registrar e informar de sus emisiones. Las auditorías, en este caso, tienen como objetivo comprobar que los datos de la declaración son compatibles con los que figuran registrados en la empresa, y que su contenido es correcto y completo. Si se realiza a iniciativa de la propia empresa, la información obtenida puede ser utilizada para establecer planes de reducción de emisiones, residuos y vertidos, para así cumplir la legislación y evitar las sanciones administrativas.

4. Auditoría de sistemas de gestión medioambiental.

Su objetivo es conocer la eficacia de un sistema de gestión medioambiental implantado y en funcionamiento. Son las auditorías ambientales más completas porque incluyen un compromiso de gestión que se prolonga en el tiempo, con la fijación de nuevos objetivos en función de los ya obtenidos.

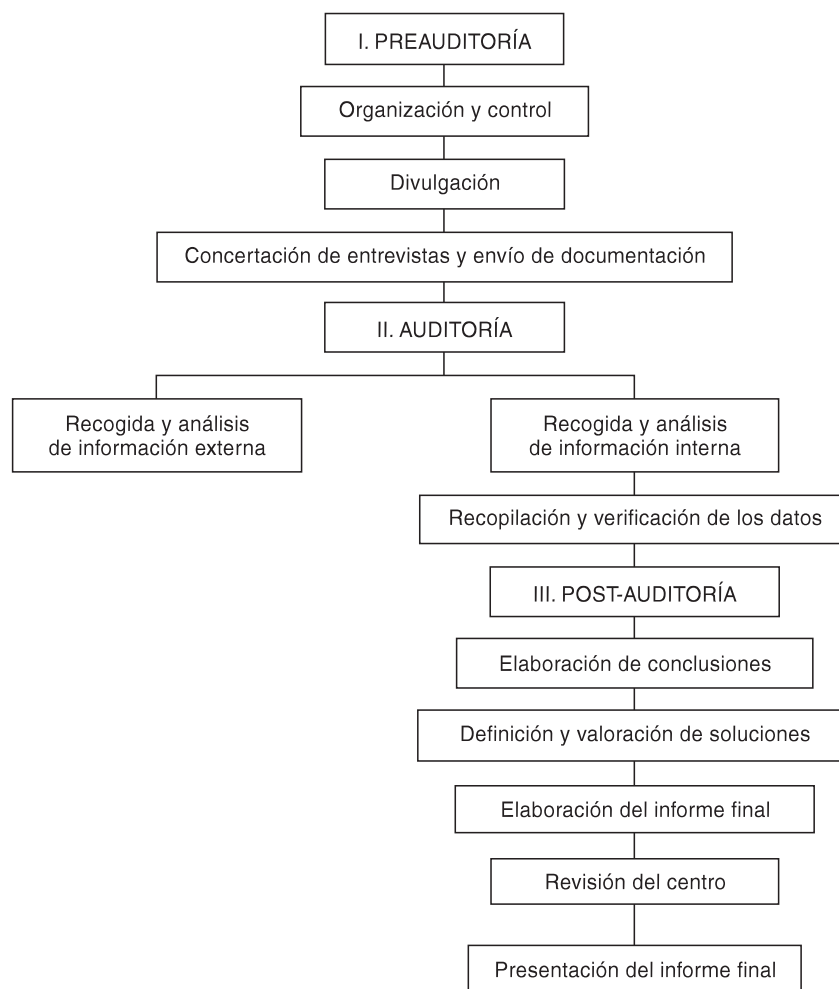
En general, para una empresa las razones para llevar a cabo una auditoría ambiental voluntaria son múltiples. En primer lugar, la auditoría es útil para diseñar la gestión medioambiental de la empresa, intentando introducir una orientación preventiva en sus procesos en relación al medio ambiente y tratando de cumplir la legislación medioambiental. En segundo lugar, puede utilizarse como información

al público para crear una imagen verde de la corporación que ayuda a fidelizar a los actuales clientes y a captar clientes potenciales. La ecoauditoría en algunos países proporciona ventajas a la hora de acceder a subvenciones públicas, a seguros de cobertura de riesgos y a determinadas líneas de crédito. Estas ventajas se derivan del mayor conocimiento que la auditoría proporciona respecto al estado de los sistemas de seguridad y protección para evitar accidentes (escapes, incendios, vertidos, etc.), evitando riesgos y, por tanto, potenciales responsabilidades. Finalmente, después de una auditoría ambiental se suele profundizar en estrategias de *marketing* empresarial con un protagonismo claro de las variables ambientales.

Respecto al contenido de una auditoría, el proceso se describe esquemáticamente en la Figura 9.15. El procedimiento de auditorías ambientales incluye, al menos, los siguientes aspectos:

1. Análisis del sistema de gestión ambiental y de sus puntos fuertes y débiles.
2. Recogida de datos y evaluación de los resultados de la auditoría.
3. Comunicación de los resultados y conclusiones de la auditoría.

Figura 9.15 Esquema de fases de una auditoría



Normalmente, las auditorías ambientales deben ser realizadas por personas o grupos con conocimientos suficientes de los sectores y aspectos del ámbito de la auditoría, técnicos, ambientales y de gestión (no se precisa de acreditación especial —no así para el verificador ambiental—). Normalmente deben ser periódicas, con un intervalo temporal fijado por la dirección. Como ejemplo, en el Reglamento CEE 1836/93 del Consejo de 23 de Junio, se estipula que las auditorías deben realizarse en un plazo no superior a tres años.

Después de cada auditoría se elabora la declaración ambiental por cada centro que participa (ésta puede ser simplificada, anual o completa, cada tres años). Esta declaración es un informe simplificado para información del público y debe contener los siguientes elementos:

- a) Descripción de las actividades de la empresa en el centro o centros considerados.
- b) Valoración de los problemas medioambientales significativos.
- c) Resumen de datos cuantitativos sobre emisión de contaminantes, generación de residuos, consumo de materias primas, energía, agua y generación de ruidos.
- d) Otros factores relacionados con el rendimiento medioambiental.
- e) Presentación de la política, el programa y el sistema de gestión medioambiental de la empresa, aplicados al centro o centros.
- f) Plazo fijado para la siguiente declaración medioambiental.
- g) Nombre del verificador medioambiental acreditado.

La declaración ambiental ha de ser validada por un verificador medioambiental previamente acreditado para realizar esta función por la entidad de acreditación que cada Estado designe. Este verificador debe comprobar que se cumplen los requisitos legales de la auditoría (en el caso europeo, el Reglamento 1936/93), que los datos incorporados en la declaración medioambiental son fiables y que se han incorporado en la auditoría todos los temas de importancia ambiental. Se realizarán las modificaciones y se subsanarán los defectos observados por el verificador y sólo entonces, éste verificará la declaración medioambiental. Una vez superado este trámite, la autoridad competente del país registra el centro auditado y se le asigna un número de registro. Finalmente, en el caso europeo, cada año se envía a la Comisión Europea el listado de centros registrados en cada país.

9.5 La ecología como estrategia empresarial: Ecoetiquetado

Mediante el ecoetiquetado las empresas proporcionan información sobre el impacto ambiental de sus productos. En Europa, el Reglamento CEE 880/92 de 23 de marzo de 1992, estableció un sistema de asignación de etiquetado ecológico europeo por el cual los productos conformes a un criterio específico destinado a proporcionar un alto nivel de protección ambiental a lo largo de todo su ciclo de vida, podrían obtener una etiqueta ecológica bajo solicitud del fabricante o importador del producto. Requiere el desarrollo de normas UNE, que establezcan las condiciones o criterios para cada grupo de productos. En España, es AENOR Medio Ambiente el que autoriza el ecoetiquetado.

El objetivo es promover el uso de productos con impacto medioambiental reducido durante todo su ciclo de vida y proporcionar información a los consumidores sobre el impacto ambiental de los productos que adquieren. Actualmente, el ecoetiquetado suele vincularse al Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

El primer sistema de ecoetiquetado fue el «Ángel Azul» alemán, aplicado ya en los ochenta, con una serie limitada de criterios para detectar los efectos ambientales de los productos. La Unión Europea introdujo su propio ecoetiquetado en 1993. Existen también sistemas nacionales de eco-etiqueta-

Figura 9.16 Eco-etiqueta europea

Fuente: europa.eu.int/ecolabel

do en Alemania, Finlandia, Suecia, Dinamarca, Noruega, Islandia, España, Francia, Austria, Holanda, Croacia, República Checa, Hungría, Polonia y Eslovaquia.

En relación con los bosques, el Consejo de Manejo Forestal o *Forest Stewardship Council* (FSC) ha desarrollado un sistema internacionalmente reconocido, para certificar la gestión sostenible de las explotaciones forestales.

9.5.1 Ejemplo de ECOETIQUETADO. El *Forest Stewardship Council* (FSC)

El FSC o Consejo de Manejo Forestal es una organización internacional, no lucrativa, que tiene un sistema respetado y una etiqueta de producto reconocida para promover el manejo responsable de los bosques del mundo. El sistema surge en el año 1990, en California, cuando un grupo de usuarios de madera, comerciantes y representantes de organizaciones ambientales y de derechos humanos, se reúnen para discutir sobre la necesidad de tener un sistema creíble o estándar internacional, para identificar bosques con manejos sostenibles como fuente aceptable de productos forestales. Esta reunión propuso una organización global para realizar auditorías independientes de manejo.

En los últimos diez años, 50 millones de hectáreas en más de 60 países han sido certificados de acuerdo a los estándares del FSC al tiempo que miles de productos se producen usando madera certificada FSC y llevan las marcas registradas FSC. El FSC opera a través de una red de trabajo de Iniciativas Nacionales en más de 34 países.

El *Forest Stewardship Council* (FSC) declara promover el manejo forestal ambientalmente apropiado, socialmente benéfico y económicamente viable de los bosques del mundo:

- El manejo forestal *ambientalmente apropiado* asegura que al cosechar madera y productos forestales no maderables se conserven la biodiversidad forestal, la productividad y los procesos ecológicos.
- El manejo forestal *socialmente benéfico* ayuda tanto a la gente local como a la sociedad, a disfrutar los beneficios de los bosques a largo plazo y también provee fuertes incentivos para que la gente local mantenga los recursos forestales e implemente planes de manejo forestal a largo plazo.
- El manejo forestal *económicamente viable* significa que las operaciones forestales están estructuradas y manejadas de tal manera que pueden ser suficientemente rentables sin generar ganancias a costa de los recursos forestales, el ecosistema o las comunidades afectadas. La tensión que existe entre la necesidad de generar beneficios rentables y el principio de implementar operacio-

nes responsables de manejo forestal, puede ser reducida a través crear mercados de productos forestales para venderlos a su máximo valor.

A través del sistema FSC, los dueños de bosques, administradores, fabricantes de productos forestales, comunidades locales, organizaciones no gubernamentales y otros grupos interesados, tienen acceso, voz y voto equitativo dentro de un mecanismo que es democrático, inclusivo y transparente. Además, el FSC puede proveer beneficios adicionales, que incluyen:

- Reconocimiento internacional de que el manejo forestal no pone en riesgo el patrimonio forestal y de que los esfuerzos de manejo son apropiados.
- La oportunidad de encontrar nuevos mercados para los productos etiquetados FSC y de este modo adquirir reconocimiento del manejo forestal responsable.
- La oportunidad de interacción y cooperación entre diversos actores involucrados en un manejo forestal responsable —dueños de bosques, organizaciones sociales y ambientales— para resolver los problemas que enfrentan los bosques.
- La garantía de que las futuras generaciones disfrutarán de los beneficios de los bosques.
- La garantía de que las prácticas de manejo forestal son responsables y que serán mejoradas.
- La garantía de que los derechos de propiedad son respetados.
- La garantía de que la cosecha de madera es legal.
- La garantía de que los derechos de los trabajadores, indígenas y comunidades son respetados.
- La garantía de que las áreas de riqueza natural y el hábitat amenazado no tiene un impacto negativo.
- La oportunidad de usar las marcas registradas FSC en los productos para demostrar que vienen de fuentes legales y bien manejadas.
- La posibilidad de encontrar nuevos mercados para productos etiquetados FSC.
- La posibilidad de beneficiarse de gobiernos locales, nacionales o internacionales que apoyen el manejo forestal responsable.

El FSC no certifica directamente operaciones forestales o fabricantes de productos forestales. La certificación FSC la llevan a cabo entidades de certificación acreditadas FSC. Este proceso mantiene la independencia del FSC entre sus estándares y las operaciones que buscan la certificación. El FSC provee actualizaciones mensuales de los certificados emitidos por las entidades de certificación acreditadas FSC.

a) *Certificado de Manejo Forestal (FM)*

La certificación de manejo forestal implica una inspección de la unidad de manejo forestal por una entidad de certificación independiente acreditada FSC, que verifica que el manejo del bosque cumple con los Principios FSC de Manejo Forestal Responsable internacionalmente acordados. Si el bosque cumple con los estándares, la entidad de certificación acreditada FSC emite un certificado para la operación. Las operaciones forestales certificadas pueden declarar que los productos que ellos producen vienen de un bosque manejado responsablemente.

Antes de que una operación forestal certificada pueda vender sus productos como «certificado FSC», también debe de obtener la certificación de cadena de custodia FM/COC.

b) *Certificado de Cadena de Custodia (COC)*

El certificado de Cadena de Custodia da una garantía sobre la producción de productos certificados FSC. La Cadena de Custodia rastrea la trayectoria de la materia prima desde el bosque hasta el

consumidor final, incluyendo las etapas sucesivas del procesamiento, transformación, fabricación y distribución. Desde la perspectiva del cliente, la etiqueta FSC representa una promesa hecha a ellos. Los estándares de Cadena de Custodia son el mecanismo que el FSC tiene para asegurar que esa «promesa» es cumplida. Las operaciones que han sido verificadas independientemente con la certificación FSC de Cadena de Custodia, tienen la posibilidad de elegir etiquetar sus productos con el logotipo del FSC.

Figura 9.17 Logotipo del FSC



Fuente: <http://www.fsc.org>

9.6 Sumario

La introducción de variables ambientales en la gestión empresarial es una premisa básica para que las sociedades modernas alcancen pautas de desarrollo sostenible, pero también para mejorar las relaciones de la empresa con sus interlocutores y con la sociedad en general y para aumentar su competitividad en mercados cada vez más exigentes. La clave de una empresa competitiva (proactiva) o incluso líder en su sector, es su capacidad de adaptación y de innovación ante los nuevos retos de una regulación y una demanda cada vez más preocupada por los impactos ambientales de las actividades de producción y consumo. En definitiva, la eficiencia ambiental o ecoeficiencia de las actividades empresariales se convierte en una variable clave que determina la imagen de la empresa, la perdurabilidad e incluso la facilidad para conseguir financiación, todas ellas variables que son clave del éxito empresarial. Se ha producido un progreso sustancial en la definición y estimación de la ecoeficiencia, pero queda camino por andar a la hora de obtener un índice agregado de presión ambiental que se integre en el cálculo de la ecoeficiencia y permita su simplificación, sin menoscabo de la utilidad de la información proporcionada.

Actualmente existen instrumentos para la gestión ambiental en la empresa, reconocidos y acreditados por instituciones internacionales y con el suficiente bagaje de aplicaciones para dejar patente su viabilidad, utilidad y rentabilidad. Los sistemas de normalización y certificación, como la serie ISO 14000 y el Reglamento EMAS europeo, son ejemplos que permiten obtener el reconocimiento oficial para el SGMA que ha definido y aplicado la empresa y que además de diferenciar aquellas empresas que han realizado un esfuerzo en materia ambiental, proporcionan información estandarizada a los interlocutores de la empresa, consumidores, competidores, proveedores, financiadores, etc.

Las auditorías ambientales y las evaluaciones de impacto ambiental, realizadas o no en un SGMA, son instrumentos de análisis de presión ambiental, que proporcionan la información necesaria para

introducir cambios en procesos, productos, administración, organización de la producción, etc. Finalmente, y una vez aplicados estos instrumentos de evaluación, estrategias como el eco-diseño, el análisis de ciclo de vida o el ecoetiquetado —que se ha utilizado como ejemplo en este capítulo— han demostrado su repercusión inmediata en los resultados empresariales porque no son sino reflejos y adaptaciones a las nuevas tendencias de la demanda, tanto respecto al tipo y calidad de los productos y servicios como a la información sobre la naturaleza y consecuencias del propio proceso de producción y consumo. En este sentido, una mayor Responsabilidad Social Corporativa, no sólo en materia laboral y de derechos humanos, sino también —y cada vez más— exigiendo un uso responsable de los recursos ambientales y naturales, deja de ser una estrategia voluntaria para convertirse en una exigencia ineludible del propio mercado.

Preguntas para la reflexión

- ¿Cuáles son los principales agentes que influyen en el comportamiento medioambiental de las empresas?
 - ¿Qué repercusiones puede tener la adopción de una estrategia ambiental en los costes y beneficios de la empresa?
 - ¿Qué es lo que diferencia una empresa reactiva de una proactiva? ¿Y de una líder?
 - ¿Cómo definirías la Responsabilidad Social Corporativa?
 - ¿Cómo definirías la ecoeficiencia? ¿Cuál es la relación entre ecoeficiencia y disociación absoluta y relativa?
 - ¿Por qué crees que sería útil la definición de un indicador de presión ambiental de la actividad empresarial, a la hora de estimar la ecoeficiencia?
 - Para conseguir la disociación entre crecimiento económico y presión ambiental, ¿sería preferible una estrategia de mejora en la eficiencia económica o de eficiencia ambiental?
 - ¿Cómo se puede analizar la repercusión en los mercados financieros de la adopción de una estrategia ambiental por parte de la empresa?
 - ¿Cómo se podría integrar en los procesos de Evaluación de Impacto Ambiental la información proporcionada por los métodos de valoración económica?
 - ¿Qué es un SGMA? ¿Qué estándares internacionales de Normalización y Certificación existen y en qué se diferencian?
 - ¿Qué tipos de auditorías ambientales existen? ¿Está la auditoría ambiental necesariamente vinculada a un SGMA?
 - ¿En qué consiste el Ecoetiquetado? ¿Cómo evaluarías la experiencia de la Certificación Forestal Sostenible?
-

Lecturas complementarias

Algunos libros generales sobre la gestión ambiental de la empresa son:

- DEL BRÍO GONZÁLEZ, J. A. y JUNQUERA CIMADEVILA, B. (2001): *Medio Ambiente y Empresa: de la Confrontación a la Oportunidad*, Civitas, Madrid.
- INIMA Y COOPER & LYBRAND (1998): *Libro Blanco de la Gestión Ambiental en la Industria Española*, Fundación Entorno, Madrid.

SCHALTEGGER, S., BURRITT, R. y PETERSEN, H. (2003): *An Introduction to Corporate Environmental Management. Striving for Sustainability*, Greenleaf Publishing Ltd., Sheffield, Reino Unido.

Sitios web de instituciones en las que podemos ver informes, documentos y datos actualizados:

» Organizaciones internacionales

Pacto mundial de las Naciones Unidas (<http://www.unglobalcompact.org/>): código de conducta para las grandes empresas.

Programa de investigación de las Naciones Unidas sobre la responsabilidad social de las empresas (<http://www.unrisd.org/engindex/research/busrep.htm>): proyecto que tiene por objeto promover la investigación y el diálogo político sobre cuestiones de responsabilidad social y ecológica de las empresas en los países en vías de desarrollo.

Declaración tripartita de la OIT sobre las empresas multinacionales y la política social. (<http://www.ilo.org/public/english/employment/multi/tridecl/index.htm>).

Base de datos de la OIT sobre empresas e iniciativas sociales (<http://oracle02.ilo.org:6060/vpi/vpisearch.first>).

Directrices de la OCDE para las empresas multinacionales (<http://www.oecd.org/daf/investment/guidelines/>).

Principios de la OCDE para la gobernanza empresarial (<http://www.oecd.org/daf/governance/principles.htm>).

» Instituciones de la Unión Europea

DG Empleo y Asuntos Sociales: sitio web sobre responsabilidad social de las Empresas (http://europa.eu.int/comm/employment_social/soc-ial/csr/csr_index.htm)

DG Comercio: sitio web sobre responsabilidad social de las empresas y las directrices de la OCDE para las empresas multinacionales (<http://www.europa.eu.int/comm/trade/miti/invest/oecd.htm>)

Secretaría General: sitio web sobre desarrollo sostenible (<http://www.europa.int/comm/environment/eussd/index.htm>)

DG Medio Ambiente: sitio web sobre el sexto programa de acción de la Comunidad Europea en materia de medio ambiente (2001-2010) «El futuro está en nuestras manos» (<http://europa.eu.int/comm.enviroment/newprogr/index.htm>)

DG Medio Ambiente: sitio web sobre la política integrada de productos (PIP) (<http://europa.eu.int/comm/environment/ipp/home.htm>)

Sitio sobre empresa y medio ambiente de la Comisión Europea: <http://europa.eu.int/comm/enterprise/environment/>

» Sistemas de normalización y certificación (N+C)

International Organization for Standardization (ISO): <http://www.iso.ch/iso/en/iso9000-14000/iso14000>

AENOR: www.aenor.es

Reglamento Europeo (EMAS): europa.eu.int/comm/environment/emas/

EMAS en España: www.mma.es/calid_amb/ma_ind

» Responsabilidad Social Corporativa (RSC)

Business for Social Responsibility www.bsr.org

«Código de Buen Gobierno de la Empresa Sostenible» en <http://www.foroempresasostenible.org>
www.sustainablebusiness.com

» Organizaciones de empresas

WorldCSR (<http://www.worldcsr.com>): portal compartido que enlaza los sitios web de grandes organizaciones de empresas que se interesan por la responsabilidad social.

CSREurope (<http://www.csreurope.org/>): red europea de empresas asociadas.

Social Venture Network (SBN) Europe: red de empresas y grupos empresariales comprometidos a nivel social y medioambiental.

Fundación Europea de Gestión de la Calidad (EFQM) (<http://www.efqm.org/>): organización sin ánimo de lucro apoyada por la Comisión Europea que tiene por objeto contribuir a desarrollar las actividades de mejora de la calidad.

Business Impact Taskforce (<http://www.business-impact.org/>): grupo de trabajo creado en 1998 para ofrecer una referencia sobre los argumentos empresariales, las buenas prácticas y los métodos de medición relacionados con todos los aspectos de la responsabilidad social de las empresas.

Conference Board (<http://www.conference-board.org/>): red de empresas asociadas y de investigación cuyo objetivo es reforzar la iniciativa empresarial y la contribución de las empresas a la sociedad.

International Business Leaders Forum (IBLF) (<http://www.csrforum.com/>): organización internacional sin ánimo de lucro creada en 1990 para promover las prácticas responsables de las empresas.

The World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) (<http://www.wbcd.ch/>): organización internacional de empresas creada en 1995 para establecer una cooperación más estrecha entre las empresas, los gobiernos y todas las demás organizaciones interesadas en la protección del medio ambiente y el desarrollo sostenible.

Business for Social Responsibility (BSR) (<http://www.bsr.org/>): red internacional de empresas creada en 1992 para ofrecer a sus miembros productos y servicios innovadores que les ayuden a asentar su éxito comercial en el respeto de los valores éticos, personales, sociales y ecológicos.

International Chamber of Commerce: (www.iccwbo.org/home/menu_environment.asp): la carta empresarial de desarrollo sostenible proporciona a las empresas las bases de una gestión adecuada del medio ambiente.

» Elaboración de informes ambientales

PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente) y Sustainability Ltd. han elaborado un documento en el que muestran cómo se deben elaborar informes ambientales y su utilidad en la gestión ambiental de la empresa. <http://www.unep.org/business>

En la Unión Europea se puede encontrar información sobre elaboración de informes ambientales en: <http://www.enviroreporting.com/>

» Evaluaciones de Impacto Ambiental:

En la Unión Europea: www.europa.eu.int/environment/eia/eia-support.htm

Asociación Española de Impacto Ambiental: www.eia.es

» Ecoetiquetado y diseño ecológico

Global Ecolabeling network: <http://www.gen.gr.jp/>

The Centre for Sustainable Design (www.cfsd.org.uk): facilita el debate y la investigación sobre el diseño ecológico y otras consideraciones de mayor alcance relacionadas con la sostenibilidad en el desarrollo de productos y servicios.

Working Group on Sustainable Product Design, UNEP (<http://unep.frw.uva.nl/>): investiga sobre productos y servicios sostenibles, e incluye una base de datos sobre los mismos.

» Inversión socialmente responsable

UK Social Investment Forum (<http://www.uksif.org/>): red británica de organizaciones asociadas que trabajan en favor de la inversión socialmente responsable.

Dow Jones Sustainability Group Index (DJSI) (<http://www.sustainabilityindex.com/>): índice de empresas que apoyan el desarrollo sostenible facilitado por Dow Jones en colaboración con SAM Sustainable Asset Management.

FTSE4Good (<http://www.ftse4good.com/firm0101.asp>): índice de empresas responsables desde un punto de vista ético lanzado por FTSE en colaboración con *Ethical Investment Research Service* (EIRIS) y la UNICEF (Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia).

Sustainable Investment Research International Group (SIRI) (<http://www.sirigroup.org/>): asociación de diez organizaciones de investigación que tiene por objeto facilitar y promover en todo el mundo productos y servicios de calidad derivados de la investigación social.

» Otras referencias sobre la relación entre medio ambiente y empresa

<http://www.empresaymedioambiente.com/>

Fundación Entorno: www.fundacionentorno.org (Socios en España del WBCSD)

Business Partners for Development (<http://www.bpdweb.org/>): red internacional informal en la que participan representantes del mundo empresarial, el sector gubernamental y la sociedad civil, cuyo objetivo es promover en el mundo buenos ejemplos de asociación tripartita para el desarrollo social y económico.

CERES (<http://www.ceres.org/>): asociación sin ánimo de lucro de inversores, fondos de pensión públicos, sindicatos y grupos de interés público que trabajan en colaboración con las empresas para apoyar en todo el mundo el objetivo común de la responsabilidad ecológica de las empresas.

El sitio *Business and Sustainable Development* (BSD) del *International Institute for Sustainable Development* (www.iisd.ca) es una fuente de múltiple información sobre el desarrollo sostenible para el sector privado.

Tomorrow: The Sustainable Business Toolkit (www.tomorrow-web.com): sitio que contiene las últimas noticias mundiales sobre el medio ambiente, vínculos con informes ecológicos empresariales y otros datos de interés para las empresas.

Sustainable Business.com (www.sustainablebusiness.com): sitio detallado con recursos útiles para todos los interesados en las actividades económicas que fomentan el desarrollo sostenible.

» Bibliografía en ecoeficiencia

ANDRACA, R. de, y MCCREADY, K. F. (1994): *Internalizing Environmental Cost to Promote Eco-efficiency*, BCSD, Geneva.

BLUMBERG, J., GEORGE, B., ÅGE, K. (1997): *Environmental Performance and Shareholder Value*, WBCSD, Geneva.

DAY, R. M. (1998): *Beyond Eco-efficiency: Sustainability as a Driver for Innovation*, World Resources Institute, (WRI).

DESIMONE L. D. y POPOFF, F. con el WBCSD (1997): *Eco-efficiency —The Business Link to Sustainable Development*, MIT Press.

EEA (1999): *Environmental indicators: Typology and overview*, Technical report No 25. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark

EEA (1999): *Making Sustainability Accountable: Ecoefficiency, Resource Productivity and Innovation*, Topic Report No 11, European Environment Agency 1999.

EPE y WBCSD (1999): *European Ecoefficiency Initiative (EEEI)*; Brief No1 and Brief No 2, European Partners for the Environment and World Business Council for Sustainable Development, Brussels and Geneva, 1999.

ESEPI: *European System of Environmental Pressure Indices (ESEPI)*, Eurostat/European Environment Agency.

ESI: *The European System of Integrated Economic and Environmental Indices (ESI)*, European Union and Eurostat.

EUROSTAT: *Towards Environmental Pressure Indicators for the EU (TEPI)*.

FIGGE, F. y HAHN, T. (2004): *Sustainable Value Added. Measuring Corporate Contributions to Sustainability Beyond Eco-Efficiency*, Ecological Economics, 48(2), 173-187.

GRI (2000): *Guidelines on Sustainability Performance Reporting, Version 2000*, Global Reporting Initiative.

IISD: *Compendium of Sustainable Development Indicators*. International Institute for Sustainable Development.

International Chamber of Commerce (ICC), (1991): *The Business Charter for Sustainable Development*, París.

- JOHNSTONE, N. (2001): *Final Report Eco-efficiency Project OECD. The Firm, The Environment, and Public Policy*, Organisation for Economic Co-operation and Development, París, Francia.
- OECD (1998): *Eco-Efficiency Organisation for Economic Co-operation and Development*, París, Francia.
- OECD: *Environmental indicators*. Organisation for Economic Co-operation and Development.
- SCHMIDHEINY, S. y FEDERICO, J. L.: *Zorraquin with the WBCSD, 1996. Financing Change, The Financial Community, Ecoefficiency and Sustainable Development*, MIT Press.
- UN: *Indicators of Sustainable Development*. United Nations Division for sustainable development.
- UNEP y WBCSD (1998): *Cleaner Production and Eco-efficiency*, Complementary Approaches to Sustainable Development.
- WBCSD (1996): *Eco-efficient Leadership*, Geneva.
- WBCSD (1998): *Eco-efficiency Case Study Collection*.
- WBCSD (2000): *Measuring Eco-Efficiency*. A guide to reporting company performance. Prepared by H.A. Verfaillie H.A. & R. Bidwell for the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).
- WBCSD (2000): *Performance Platform: A Collection of Company Eco-efficiency Profiles*.
-

Referencias bibliográficas

- COMISIÓN EUROPEA (1999): «A first set of eco-efficiency indicators for industry: pilot study». *Anite Systems Report for Eurostat and DG Enterprise*.
- COMISIÓN DE LAS COMUNIDADES EUROPEAS (2001): *Libro Verde. Fomentar un marco europeo para la responsabilidad social de las empresas*. COM (2001), 366 final.
- COMISIÓN EUROPEA (2002): *European Competitiveness Report 2002*. Commission Staff Working Paper SEC(2002) 528 - 21.05.2002.
- EUROPEAN UNION RESEARCH GROUP (EURG) (2002): *The Attitudes of Europeans Towards the Environment. Eurobarometer 58.0*. Report to the Directorate-General Environment.
- FUNDACIÓN ENTORNO (2003): *Informe de la gestión ambiental en la empresa española. Avances hacia la sostenibilidad*.
- HENRIQUES, I. y SADORSKY, P. (2002): «The Determinants of Environmentally Responsive Firm: An Empirical Approach». *Journal of Environmental Economics and Management*, 30, 381-395.
- HERNÁNDEZ, L. (1997): *Economía y Mercado del Medio Ambiente*. Mundi-Prensa, Madrid.
- HUNT, D., y JOHNSON, C., (1996): *Sistemas de Gestión Medioambiental. Principios y práctica*. McGraw-Hill, Madrid.
- SAM (2005): *Dow-Jones Sustainability Index*. Annual Review 2005. <http://www.sustainability-indexes.com>.
- SAM (2005b): *Dow-Jones Sustainability Indexes Guide*. <http://www.sustainabilityindexes.com>.
- WAN, H. Y. (1971): *Economic Growth*. Harcourt Brace Jovanovich, Nueva York.
- World Business Council for Sustainable Development (2002): *Responsabilidad Social Corporativa: Dándole Buen Sentido Empresarial*. [www.wbcd.com].
-

Las cuestiones ambientales son cada vez más relevantes para las sociedades contemporáneas y, por ello, la ciencia económica les ha prestado una atención creciente. Este libro pretende ser un manual de referencia para el estudio de la Economía Ambiental, disciplina económica que se ocupa precisamente de las interacciones entre medio ambiente y bienestar social. Para ello se articula en torno al concepto de desarrollo sostenible y al análisis formal de las relaciones entre la economía y el medio ambiente, centrándose en los fundamentos y praxis tanto de la evaluación económica de los activos naturales como de las políticas públicas de protección ambiental.

A pesar de que el libro está diseñado para estudiantes universitarios de grado y postgrado, sus contenidos son también de especial interés para reguladores, consultores, investigadores noveles en Economía Ambiental y para cualquier lector preocupado por la protección de la naturaleza desde una óptica socio-económica. Para su adaptación a los distintos niveles de conocimientos y exigencia formativa, el libro se estructura en texto (con apartados básicos y avanzados), apéndices especializados y lecturas recomendadas.