



VNiVERSIDAD
D SALAMANCA

CAMPUS DE EXCELENCIA INTERNACIONAL

TESIS DOCTORAL

SOSTENIBILIDAD MEDIOAMBIENTAL, EFICIENCIA
ECONÓMICA Y JUSTICIA DISTRIBUTIVA: EQUILIBRIO
ENTRE OBJETIVOS EN EL DISEÑO DE LA
POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL

AUTORA:

María José Sánchez García

DIRECTOR:

Prof. Dr. José Ignacio Sánchez Macías

Salamanca, 2016

Agradecimientos

Es imposible nombrar aquí a todos aquellos que con su esfuerzo, su trabajo, su generosidad y su cariño me han acompañado a lo largo de estos años, en una trayectoria en la que no han faltado altibajos pero que se ha hecho mucho más llevadera con su aliento, por lo que me voy a limitar a reconocer de forma expresa a los profesores sin cuyo apoyo, sin duda, este trabajo no se habría completado. En primer lugar a la profesora D^a Gloria Begué Cantón, un ejemplo de vida universitaria y, sin duda, una de las personas más admirables que he tenido la suerte de conocer en mi vida. El haber compartido con ella una parte de su trayectoria universitaria, como su alumna primero en la Licenciatura en Derecho y después como miembro del Departamento de Economía Aplicada, me llena de orgullo y me ha servido, y me sirve aún sin duda, como referencia de un modo de impartir docencia desde la dedicación generosa y desde el respeto a los alumnos. En segundo lugar al profesor D. José Ignacio Sánchez Macías, el director de la tesis, alguien a quien admiro también como profesor y compañero, y quien me ha guiado siempre desde el respeto y la comprensión, y muy especialmente por su apoyo en la culminación de este trabajo. En tercer lugar al profesor D. Antonio Bustos Gisbert, cuya excelencia como profesor influyó, sin duda, en mi decisión de dedicar mi vida profesional a enseñar, y a enseñar con una impronta que los que hemos sido alumnos suyos conocemos y valoramos. En cuarto lugar al profesor D. Fernando Rodríguez López, a quien debo agradecer, entre otras muchas cosas, que me dirigiera hacia la Economía Medioambiental como área de especialización. En quinto lugar a la profesora D^a Victoria Muriel Patino, por su amable y desinteresada ayuda a lo largo de estos años. Por último al profesor D. José María Elena Izquierdo, por ser un excelente compañero y por su apoyo constante y su amistad incondicional. Asimismo, mi sincero agradecimiento al resto de miembros del Departamento de Economía Aplicada.

A mi marido y a mis padres,
por todo

**SOSTENIBILIDAD MEDIOAMBIENTAL, EFICIENCIA
ECONÓMICA Y JUSTICIA DISTRIBUTIVA: EQUILIBRIO
ENTRE OBJETIVOS EN EL DISEÑO DE LA
POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL**

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO I.

INTRODUCCIÓN 1

CAPÍTULO II.

***ELECCIÓN DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA
MEDIOAMBIENTAL EN EL CONTEXTO ACTUAL*** 13

**2.1 OBJETIVOS DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL Y LOS
CRITERIOS DE ELECCIÓN DE INSTRUMENTOS.....** 15

**2.2 CRITERIOS VINCULADOS A LA EFICIENCIA ECONÓMICA Y
MEDIOAMBIENTAL.....** 17

**2.2.1 La eficiencia económica como objetivo de los programas
 medioambientales.....** 17

2.2.2 De la eficiencia a la efectividad en costes 24

**2.3 CRITERIOS VINCULADOS A LA DIMENSIÓN SOCIAL DE LA
POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL Y SU ACEPTACIÓN PÚBLICA** 27

**2.3.1 Instrumentos de política medioambiental y competitividad
 empresarial** 28

2.3.2 Instrumentos de política medioambiental y equidad 30

*2.3.2.1 Evaluación de las intervenciones públicas de acuerdo con los principios de
 equidad* 32

*2.3.2.2 Reflexiones sobre la incorporación de los principios de equidad en el diseño
 de la política medioambiental* 38

*2.3.2.3 Revisión de los elementos principales del análisis económico sobre los efectos
 distributivos de la política medioambiental* 42

**2.4 CRITERIOS VINCULADOS A LA SENCILLEZ
ADMINISTRATIVA.....** 48

**2.5 INTERVENCIÓN PÚBLICA Y POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL
EN UN CONTEXTO DE INCERTIDUMBRE.....** 49

<i>CAPÍTULO III.</i>	
<i>POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL A TRAVÉS DE INSTRUMENTOS DESCENTRALIZADOS Y NORMATIVOS</i>	51
3.1 PRINCIPALES OPCIONES DE POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL: EL PAPEL DE LA INTERVENCIÓN PÚBLICA.	53
3.2 LAS POLÍTICAS DESCENTRALIZADAS	54
3.2.1 Derechos de propiedad de los recursos naturales y legislación sobre responsabilidad medioambiental	54
3.2.2 Fomento de la concienciación ciudadana y de la responsabilidad social corporativa	59
3.3 EL ENFOQUE NORMATIVO	64
3.3.1 Medidas de planificación en la ordenación jurídica de la política medioambiental	64
3.3.2 Limitaciones de las normas medioambientales asociadas a la eficiencia de los resultados	67
3.3.3 Aceptación social de las normas: efectos sobre la competitividad y consecuencias distributivas	68
 <i>CAPÍTULO IV.</i>	
<i>POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL A TRAVÉS DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS</i>	75
4.1 FISCALIDAD MEDIOAMBIENTAL	77
4.1.1 Elementos que definen la naturaleza medioambiental de los tributos.....	78
4.1.2 La efectividad en costes de los impuestos ecológicos.....	87
4.1.3 Problemas en la ejecución de impuestos con objetivos medioambientales.....	90
4.1.4 La imposición medioambiental en un escenario de segundo-óptimo: efectos sobre los objetivos de la política medioambiental	93
4.1.4.1 Efectos dinámicos de la fiscalidad medioambiental sobre la competitividad: de la hipótesis de <i>Poter</i> a la teoría del doble dividendo.....	94
4.1.4.2 Revisión crítica de la hipótesis del doble dividendo en las reformas fiscales verdes.....	96
4.1.5 Reflexiones previas sobre la incorporación de la dimensión social como parte del análisis de los efectos de los impuestos ambientales	104
4.1.6 Incidencia de los tributos medioambientales: aspectos metodológicos.....	107

4.1.6.1 <i>Diferencias entre los enfoques de equilibrio parcial y general en la valoración de los efectos</i>	107
4.1.6.2 <i>Técnicas de microsimulación aplicadas al análisis de la incidencia de la tributación indirecta</i>	110
4.1.7 Fases en el desarrollo de los estudios sobre los efectos distributivos	112
4.1.8 Diseño del impuesto y estimación de los cambios inferidos en los precios	113
4.1.9 Incorporación del comportamiento en los modelos	122
4.1.10 Evaluación de los efectos económicos, distributivos y medioambientales inferidos por las medidas impositivas y las opciones de reciclaje	139
4.1.10.1 <i>Decisiones metodológicas previas: elección de la variable indicativa de la capacidad económica</i>	145
4.1.10.2 <i>Ajustes en los datos: tratamiento de la heterogeneidad social</i>	149
4.1.10.3 <i>Medidas de bienestar métrico-monetarias y su interpretación en el análisis de la fiscalidad medioambiental</i>	155
4.1.10.4 <i>Análisis de la dominancia en la medición del bienestar: ordenación parcial con curvas de Lorenz y teoremas derivados</i>	166
4.1.10.5 <i>Enfoque axiomático en la medición de la desigualdad y análisis del bienestar con índices de desigualdad</i>	178
4.1.10.6 <i>Progresividad y redistribución: medición de los efectos de las políticas fiscales sobre la equidad horizontal y vertical</i>	189
4.1.10.7 <i>Ampliación del análisis a la medición de la pobreza</i>	197
4.1.10.8 <i>Efectividad medioambiental de las reformas fiscales verdes</i>	215
4.1.11 Integración de modelos micro y macroeconómicos aplicados al análisis de la incidencia de los impuestos indirectos	216
4.1.12 Revisión de las principales conclusiones de los estudios sobre la incidencia distributiva de los impuestos medioambientales: una valoración de los resultados	219
4.1.12.1 <i>Aplicación de instrumentos fiscales en los sectores energético y del transporte en los países industrializados</i>	222
4.1.12.2 <i>Aplicación de instrumentos fiscales en los sectores energético y del transporte en los países emergentes</i>	230
4.1.12.3 <i>Aplicación de instrumentos fiscales en otros sectores</i>	232
4.1.12.4 <i>Efectos de la tributación medioambiental sobre la pobreza</i>	233
4.1.12.5 <i>Sensibilidad de los resultados ante las decisiones metodológicas</i>	236
4.1.12.6 <i>Sensibilidad de los resultados y heterogeneidad de la demanda en función de la renta</i>	241
4.1.12.7 <i>Sensibilidad de los resultados y heterogeneidad de la demanda en función de otras características</i>	255
4.1.12.8 <i>Implicaciones de la tributación ecológica sobre las dimensiones distributivas factorial, sectorial y espacial y su efecto sobre la equidad</i>	264

4.1.12.9 Incidencia de las opciones de reciclaje y de la priorización de objetivos en los resultados distributivos.....	267
4.2. SISTEMAS DE CUOTAS Y PERMISOS NEGOCIABLES	288
4.2.1 Eficiencia y efectividad en costes en el comercio de emisiones y sistemas de cuotas.....	291
4.2.2 Costes de administración de los mercados y de adaptación de las empresas a los sistemas de cuotas y permisos transferibles.....	295
4.2.3 Efectos del diseño del mercado: opciones de subasta de los permisos.....	296
4.2.4 Factibilidad política y aceptación pública del comercio regulado de emisiones.....	298
4.2.5 Efectos distributivos de los sistemas de permisos de emisión....	300
4.2.6 Alternativas en el diseño del comercio de emisiones: los mercados de permisos “corriente abajo”.....	310
4.3 LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS DE POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN LA PRÁCTICA.....	313
4.3.1 Incorporación de instrumentos tributarios con objetivos medioambientales en los sistemas fiscales nacionales	313
4.3.2 Los mercados de cuotas y permisos transferibles: principales experiencias y propuestas de aplicación.....	318
4.3.3 Reflexiones acerca del diseño de la política medioambiental y la valoración de instrumentos.....	321
 <i>CAPÍTULO V.</i>	
<i>INCORPORACIÓN ÓPTIMA DE LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN LAS POLÍTICAS PÚBLICAS INTEGRANDO CONSIDERACIONES DISTRIBUTIVAS</i>	343
5.1 EFICIENCIA, EQUIDAD Y CALIDAD MEDIOAMBIENTAL: LAS DIMENSIONES DEL DESARROLLO SOSTENIBLE EN EL DISEÑO DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL.....	345
5.2 MODELO DE REFORMA FISCAL CON NEUTRALIDAD DISTRIBUTIVA EN EL DISEÑO DE LA FISCALIDAD MEDIOAMBIENTAL.....	350
5.2.1 El modelo de neutralidad distributiva: de la tributación indirecta al tratamiento de las externalidades medioambientales	350
5.2.2 Variaciones en los supuestos del modelo sobre las preferencias y la oferta de trabajo.....	361
5.2.3 Ampliación del modelo: enfoques subóptimos y reformas parciales	366
5.2.4 Valoración conjunta de los ajustes compensatorios en el modelo ampliado.....	368
5.2.5 Neutralidad distributiva cuando las necesidades son	387

heterogéneas	
5.2.6 Una nueva idea de dominancia en el análisis del bienestar sostenible: la neutralidad distributiva desde el enfoque de la triple dominancia	390
5.3 EQUILIBRIO ENTRE LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE EN EL DISEÑO DE REFORMAS TRIBUTARIAS.....	401
5.3.1 Planteamiento general	401
5.3.2 Una propuesta para el diseño de un índice de desarrollo sostenible en la UE.....	403
5.3.3 Imposición medioambiental en España: oportunidades y retos	416
5.3.4 El marco normativo de la fiscalidad indirecta en España	420
5.3.5 Propuesta de reforma de la imposición indirecta y medioambiental en un marco de neutralidad distributiva	424
5.3.5.1 Una propuesta de reforma fiscal a partir de la valoración de las alternativas de compensación disponibles.....	424
5.3.5.2 Ilustración práctica de la factibilidad de la propuesta mediante un sencillo ejercicio de microsimulación.....	432
 CAPÍTULO VI.	
CONCLUSIONES	447
BIBLIOGRAFÍA	457

CAPÍTULO I
INTRODUCCIÓN

Los problemas medioambientales han sido incorporados en los modelos económicos con diferente intensidad a lo largo de la historia de la Economía que, una vez superado el pesimismo de Malthus por la visión de Mills, se reencontró con los límites que la finitud de los recursos naturales imponía partir de los años setenta del siglo pasado, quizás con la única excepción de Pigou, que ya intuyó su importancia varias décadas antes. Desde aquel momento el diseño de las políticas medioambientales se ha servido del análisis económico para buscar soluciones en los desajustes que surgen en la conexión entre el mundo económico y el mundo natural, origen de los flujos de materiales y energía que posibilitan los procesos productivos y consuntivos.

En general, las intervenciones públicas que se realizan en el ámbito de las economías descentralizadas se justifican por la existencia de fallos que limitan la eficiencia del mercado como instrumento en la asignación y producción de bienes y servicios o la equidad de sus resultados en términos distributivos. Keynes apuntaba en uno de sus *ensayos de persuasión* que *el problema económico de la humanidad consiste en combinar tres cosas: la eficiencia económica, la justicia social y la libertad individual*. Sin embargo, las cuestiones relativas a la eficiencia y a la equidad de las políticas son consideradas con frecuencia de forma independiente, aunque ambos principios son centrales en el análisis de las políticas públicas y, como tales, deberían ser considerados de forma complementaria en términos generales y, en particular, en el diseño de la política medioambiental. Éste será uno de los aspectos sobre los que más insistiremos en las siguientes partes de este trabajo.

El daño que las acciones humanas infligen en los recursos naturales es un ejemplo paradigmático de los costes sociales que se infieren cuando en los procesos económicos se generan externalidades negativas, aquellas situaciones en las que las acciones de un agente o de un colectivo provocan efectos negativos a terceros que no tienen relación directa con la actividad que genera el daño. La idoneidad de la actuación pública para regular este tipo de situaciones ya fue planteada por Pigou, ilustre precursor de la economía medioambiental, en los años veinte. Pigou defendía la imposición de un tributo sobre aquellas actividades nocivas que posibilitara reflejar los perjuicios ocasionados y crear los incentivos adecuados para que los daños fueran asumidos o *internalizados* por aquellos que los provocan. El hecho de que muchos bienes medioambientales sean de titularidad compartida en forma de régimen comunal, y frecuentemente sobreexplotados, o tengan naturaleza de bien público puro pone de manifiesto la necesidad de control e intervención pública con el objeto de corregir o limitar estos problemas.

En ocasiones los partidarios del *statu quo* en materia medioambiental alegan que la incertidumbre que se deduce de los resultados de los estudios científicos sobre las consecuencias futuras de las crisis ecológicas más serias, por ejemplo los

problemas asociados a la contaminación como el alza de las temperaturas por el cambio climático, deslegitima la intervención correctora. Esta falta de información perfecta acerca de la magnitud de los problemas medioambientales y el desconocimiento sobre el alcance real de nuestras acciones sobre el medio natural dificulta, ciertamente, la aplicación de la política medioambiental e, incluso, contribuye a cuestionar la priorización de estos objetivos, al menos en ciertos momentos como en los periodos de crisis económica.

El argumento es bastante simple: si no estamos seguros de los cambios que nuestro entorno natural sufrirá en las próximas décadas, ni del grado en que dichos cambios, en caso de producirse, sean resultado directo de nuestros actos, no tiene sentido que se arbitren fórmulas que supondrían elevados costes y que podrían resultar completamente innecesarias o inútiles. Aunque se acepta de forma mayoritaria la influencia determinante de las actividades humanas en la generación de los principales daños medioambientales, aún persisten muchas dudas sobre estos procesos ya que el grado de incertidumbre sobre la evolución en el futuro de los principales riesgos medioambientales es muy elevado. Incluso entre los científicos convencidos tanto del agravamiento de los problemas a causa de las actividades humanas como de la necesidad de actuar, se reconoce que los procesos biológicos, climáticos o de otro tipo, son tan complejos que las conclusiones de los estudios se mueven en un intervalo amplio.

Discutir este tipo de planteamientos está completamente fuera del ámbito de este trabajo y, por otra parte, no creo que pudiéramos ofrecer ninguna argumentación propia mínimamente útil al respecto para apoyar o cuestionar estos planteamientos. Sin embargo, nos parece razonable aceptar que se defienda una aproximación prudente en este caso, teniendo en cuenta que una gran mayoría de los estudios coinciden en el origen antropogénico de gran parte de los problemas de contaminación ambiental, que en todo caso se agravan con el concurso de otros factores.

Un argumento a favor de esta postura preventiva aún cuando existan dudas sobre la evolución de problemas medioambientales tales como el cambio climático se ilustra de forma muy original en Ackerman (2009), en su explicación sobre la incertidumbre existente sobre el valor preciso del “parámetro de sensibilidad del clima” de Weitzman (el incremento de la temperatura a largo plazo si se duplican los actuales niveles de emisión). Brevemente, existe una probabilidad no despreciable, aunque pequeña, de que ese parámetro alcance o incluso supere los niveles que harían muy difícil la vida en la tierra tal y como la conocemos. Esos sucesos, en las colas de las distribuciones, aunque resulten poco probables, no pueden ser ignorados sin más. Si, tal y como señala Ackerman, los ciudadanos contratamos seguros del hogar o de accidentes cuando la probabilidad de que sucedan las

contingencias aseguradas es bastante menor que la que postula el modelo de Weitzman (2007) sobre los peores escenarios, ¿no resultaría sensato suscribir un “seguro” contra el cambio climático que nos permita afrontar el futuro con mayor tranquilidad? Este planteamiento subraya los riesgos de la inacción en la intervención para paliar los problemas medioambientales más serios y relativiza los costes económicos de implementar las políticas que, aunque pudieran en la realidad resultar más elevados de lo estrictamente necesario, nos permiten anticipar y prevenir resultados catastróficos, por improbables que sean.

El diseño de las estrategias para la prevención de los daños medioambientales es complejo ya que, incluso si se acepta la conveniencia de aplicar medidas correctoras para limitar el alcance de los problemas, y especialmente en los supuestos que podrían considerarse más graves *a priori* y cuyos efectos a largo plazo están sujetos a una mayor incertidumbre, no existe tampoco una postura uniforme respecto a los costes de adoptar una actitud pasiva o de los gastos que exigiría la prevención, como tampoco sobre el grado de urgencia de la intervención ni sobre las medidas más adecuadas. Tampoco existe consenso, en un mundo de recursos finitos, sobre cuál debe ser la jerarquía de objetivos medioambientales para solucionar problemas que tienen diferente naturaleza, especialmente en cuanto a la dimensión temporal de sus efectos.

Algunos de los debates más recurrentes en el análisis sobre los efectos del cambio climático, como los mantenidos, por ejemplo, en la cumbre Rio + 20 en 2012 pueden ilustrar esta reflexión. Algunos de los economistas y científicos, como Sach, asesor de la ONU en materia medioambiental, defendieron que la prioridad absoluta en el tratamiento de las crisis ecológicas pasa por luchar con la mayor urgencia contra el cambio climático mientras que otros expertos, como Lomborg, abogaron por limitar cuanto antes la exposición a la contaminación del agua y el aire en los países en vías de desarrollo, por suponer un factor de mortalidad muy elevado a corto plazo, así como invertir de forma prioritaria en investigación en tecnología.

Asimismo la diversidad de planteamientos en este contexto se mantiene incluso si se acepta que el objetivo prioritario debe ser reducir las emisiones contaminantes, imponiendo un precio a la externalidad, ya que existen diferentes opiniones sobre la intensidad que requiere la intervención. Krugman (2010) se refiere de forma muy gráfica a dos de los planteamientos principales como “la rampa frente al *big bang*”: los partidarios de una intervención más suave y los que abogan por la aplicación de medidas correctoras de forma más incisiva y rápida. En el primer caso, el equipo de la Universidad de Yale liderado por Nordhaus, aplicando un modelo dinámico integrado sobre clima y economía (DICE en sus siglas en inglés), concluye que con los niveles de concentración actuales el daño marginal de las emisiones es aún bajo y que, para no suponer una injerencia

demasiado costosa en la economía, el precio de la externalidad debería aumentar de forma paulatina; aceptan, además, la utilización de tasas de descuento positivas para valorar los daños medioambientales futuros. Según los partidarios de la segunda opción, como Stern, los estudios menos pesimistas no están considerando suficientemente la gravedad del efecto de la contaminación sobre el clima ni su irreversibilidad y, asimismo, argumentan que en la cuantificación de los costes y beneficios futuros de las políticas aplicar descuentos positivos supone la aceptación de criterios financieros que minusvaloran, sin ninguna justificación, el bienestar de las generaciones futuras.

Otro de los principales obstáculos para definir de forma más precisa los objetivos y ejecutar en la práctica instrumentos de política medioambiental es la confluencia de diferentes intereses, sociales y económicos, que dificultan adicionalmente el consenso sobre cuál debe ser el ritmo y la trayectoria más adecuada. La incertidumbre sobre los efectos de los daños a medio y largo plazo no ayuda, precisamente, a disipar este conflicto. El hecho de que la información disponible sea imperfecta no debería ser motivo suficiente, sin embargo, para abandonar las actuaciones correctoras precisamente por la potencial gravedad de los daños causados. Como insiste Weitzman, en el supuesto de que los informes más pesimistas sobre el calentamiento global se confirmaran, las consecuencias negativas de la no intervención superarían en gran medida los costes inferidos por llevar a cabo una política en exceso preventiva en el caso de que los estudios exageraran los daños. Sin embargo, por otra parte, quizás pretender alcanzar objetivos medioambientales muy ambiciosos de forma acelerada podría suponer que finalmente no se consiga introducir ninguna mejora sustancial si la sociedad estima que los costes económicos a corto plazo podrían ser demasiado elevados, especialmente en momentos de crisis en los que el desempleo pasa a ser uno de los problemas que más preocupan a los ciudadanos y, particularmente, si las medidas correctoras se perciben como injustas o meramente recaudatorias. En este contexto la introducción de políticas que pudieran suponer una sensible reducción del nivel de actividad económica no serían aceptadas ni comprendidas y, en el peor de los casos, podría comprometerse definitivamente su legitimidad.

Estas divergencias, además de subrayar la dificultad en la toma de decisiones respecto a la prelación de los problemas medioambientales globales, ponen de manifiesto, asimismo, la importancia de incorporar la evaluación económica en el tratamiento de estas cuestiones. Si bien es cierto que seguimos moviéndonos en un terreno inestable, las evidencias científicas sobre la evolución y los efectos de los problemas medioambientales son cada vez más firmes y las aportaciones que se han realizado desde la Economía, y otras ciencias sociales, para comprender y explicar la dimensión socioeconómica tanto de los problemas como de sus soluciones han contribuido a que exista una mejor percepción de la realidad desde sus diferentes

perspectivas. Contar con una información precisa y multidisciplinar, de forma que se creen sinergias entre los diferentes enfoques, es un objetivo complejo, pero no imposible.

En este sentido se hace cada vez más necesaria la habilitación de lugares de encuentro, para aunar voluntades y esfuerzos, tanto en el plano político y económico como en el social y en el científico, que hagan posibles avances reales. Si tenemos en cuenta que, por una parte, tanto los problemas medioambientales globales como locales nos afectan a todos y que, por otro lado, los recursos naturales de los que disponemos son limitados, la utilización más eficiente de los factores que compartimos debe ser un objetivo prioritario en cuya solución se impliquen los diferentes agentes sociales. Obviamente, los problemas que se superan de forma más sencilla son aquellos que nos afectan de forma más inmediata y para cuya solución no es necesario implicar a un número elevado de instituciones o personas. Muchos de los problemas medioambientales, sin embargo, forman parte de ese tipo de retos globales que hay que entender y solucionar de forma conjunta, y cuánto antes aceptemos que es necesario cooperar más fácil será conseguir establecer estrategias con posibilidades de éxito. Por ello valoramos muy positivamente los encuentros multilaterales que se vienen celebrando en diferentes países con el objeto de buscar soluciones consensuadas a las crisis medioambientales más graves. El simple hecho de situar estos problemas en la primera línea informativa contribuye decisivamente, al margen de los resultados concretos, a elevar el conocimiento de los ciudadanos y a fomentar su sensibilización en este ámbito.

La amplitud de miras resulta ser, en este sentido, fundamental. El crecimiento sostenible se define, de la forma un tanto difusa en la que es necesario enunciar conceptos que requieran un alto grado de consenso, como el que se consigue sin hipotecar las posibilidades de las próximas generaciones. Si queremos desacoplar la política medioambiental del ciclo económico, para conseguir avances reales a largo plazo, la implementación de las medidas debe ser gradual, pero firme, para dar tiempo a realizar los cambios de estrategia necesarios, de forma que todos los agentes económicos desempeñen un papel activo en el proceso, como ha sucedido, por ejemplo, en el sector del automóvil con el desarrollo de los vehículos híbridos o del coche eléctrico, con los planes de diversificación que se están planteando en la industria energética o con las nuevas oportunidades empresariales que surgen en sectores vinculados al reciclaje y a las nuevas tecnologías más ecológicas. La generalización de estos procesos puede resultar determinante en la consecución de objetivos medioambientales globales en un contexto dinámico. Es evidente que no podemos transformar todo el tejido económico de forma inmediata sin elevados costes, y que seguiremos dependiendo de las fuentes más contaminantes en el futuro, especialmente si consideramos que a nivel internacional

muchos países se están incorporando de forma acelerada a los mercados, pero debemos entender cuanto antes que demorar la adopción de soluciones, incluso cuando los problemas no parezcan ni seguros ni inmediatos, es una postura que puede terminar siendo miope e insensata. Es necesario racionalizar el uso y asignar de la forma más eficiente posible los recursos tanto en el plano temporal como desde el punto de vista territorial, lo que puede suponer que, para que no se limiten las opciones de crecimiento en ciertas áreas del mundo, en otras debamos plantearnos cambios en nuestros patrones de consumo y en nuestros modos de producción para compensar los efectos aunque, de nuevo, la asignación final de las responsabilidades resulta ser otra decisión extremadamente complicada. Asimismo, en el ámbito interno, el reparto de los esfuerzos también debería estar relacionado con la responsabilidad en la generación de los problemas y con la capacidad para hacer frente a los sacrificios necesarios de forma que, en general, las cargas se distribuyan de forma equitativa algo que, como veremos, tampoco resulta sencillo.

En el contexto de los países más desarrollados, en los que llevamos décadas incrementando nuestra cuota de participación en los problemas medioambientales globales, resulta esencial que los objetivos medioambientales se vayan integrando en la ordenación de la actividad económica de forma transversal, como por ejemplo se ha conseguido con otros avances sociales como los derechos laborales, y que en todos los procesos económicos se acepten como parte indisoluble de la actividad productiva. De este modo será mucho más fácil controlar las externalidades medioambientales. El cumplimiento de este objetivo exige, en primer lugar, que exista un consenso social amplio sobre estas cuestiones y, en segundo término, que las empresas y los consumidores incorporen los objetivos medioambientales en sus actividades lo que, sin duda, se facilita si los problemas se conocen de forma suficiente y su solución se percibe como justa. Este proceso sería factible si asumimos como sociedad que controlar estos problemas nos beneficia a todos, tanto a las generaciones actuales como a las futuras, y que en el camino las empresas también pueden obtener mejores resultados si consiguen adaptarse a la nueva situación, de forma que también participen directamente en la consecución de los fines colectivos. Este proceso implica un avance en los valores sociales y económicos que compartimos que exige una mayor información y educación sobre las cuestiones medioambientales.

Los ciudadanos e instituciones de muchos países industrializados, especialmente en algunas regiones de Europa, están siendo cada vez más conscientes de la seriedad de los problemas relacionados con la degradación medioambiental e incluso algunas empresas de sectores estratégicos están manifestando su apoyo para dar una respuesta común a estos problemas. El creciente reconocimiento de la necesidad de la intervención pública en la ordenación de estas cuestiones, también desde los diferentes espectros ideológicos entre los

economistas académicos, ha propiciado en los últimos años el intenso y rápido desarrollo de disciplinas en el ámbito las ciencias sociales, como la economía medioambiental y otras ramas afines, con el objeto de informar sobre las opciones de intervención en diferentes áreas de la sociedad para controlar los efectos de las actividades humanas sobre el medio y analizar sus implicaciones económicas y sociales. Estas materias complementan tanto a los estudios de las ramas relacionadas con las ciencias naturales, sobre el alcance real de los problemas y su previsible evolución, como a los de ámbito tecnológico que permiten desarrollar nuevas técnicas de producción más respetuosas con nuestro entorno. La economía aplicada al estudio de los problemas medioambientales ha contribuido a perfeccionar el conocimiento sobre los diferentes instrumentos de política medioambiental y sus efectos, lo que ha posibilitado que el diseño de las medidas correctoras pueda adaptarse en cada situación y que las consecuencias negativas que pudieran derivarse, por ejemplo de naturaleza presupuestaria, puedan integrarse en muchos casos de forma adecuada en la evaluación de los instrumentos para informar así a los responsables de su ejecución.

No vamos a entrar a valorar cuándo o en qué medida es necesario actuar para corregir algún problema medioambiental sino que en nuestro trabajo vamos a reflexionar sobre cómo se pueden conjugar las tres dimensiones complementarias del bienestar, como son la económica, la social y la medioambiental, cuando se determine que es necesario aplicar las medidas. De este modo, si la justificación de la intervención pública en este contexto surge cuando se valora que el nivel existente de calidad medioambiental es insuficiente y se estima que la aplicación de medidas correctoras es útil para conseguir mejorar los resultados, la ejecución de programas medioambientales exige, en primer lugar, especificar cuáles son los niveles objetivo que se pretenden alcanzar en cada caso concreto con su implementación, o al menos cuáles son los recursos disponibles, para lograr la mayor mejora posible. Asimismo, en la fase de diseño de la política, para la correcta elección del instrumento o los instrumentos para llevarla a cabo, es necesario prever cuáles serán las cargas asociadas a los objetivos planteados y cómo serán distribuidos los costes y beneficios de los programas que serán desarrollados. Ignorar este tipo de consecuencias puede resultar inconveniente desde un punto de vista operativo, pues supone obviar efectos que pueden conducir al rechazo social de la política y, asimismo, en un plano normativo, puede conducir a la aceptación de resultados con implicaciones éticas que, como mínimo, deberían ser anticipadas y, en lo posible, compensadas. Esta es la razón principal por la que, como insistiremos en las páginas que siguen, nos parece fundamental realizar un análisis global de los resultados de las políticas, en términos medioambientales y económicos, pero también sociales. Contar con una información precisa sobre los posibles efectos de las políticas es tan importante como reconocer los problemas o fijar correctamente los objetivos de las intervenciones.

La consideración de estos y otros aspectos relacionados es, precisamente, nuestro propósito en las siguientes partes de este trabajo. Obviamente, los problemas medioambientales y los ámbitos en los que el sector público puede intervenir para procurar mejoras en el entorno natural son de naturaleza muy diversa y no es nuestro objetivo hacer una revisión exhaustiva de todas aquellas áreas en las que podrían aplicarse instrumentos de política medioambiental, por lo que en las siguientes partes del trabajo haremos referencia fundamentalmente, aunque no de forma exclusiva, a las cuestiones relacionadas con la contaminación provocada por emisiones de compuestos nocivos tanto en los procesos productivos como en las actividades consuntivas. El motivo de limitar parcialmente el tratamiento a estos aspectos es doble. En primer lugar porque en el ámbito local están probados los efectos perjudiciales para la salud de superar, incluso puntualmente, determinados niveles en la concentración de ciertos contaminantes y, asimismo, porque las consecuencias del deterioro de la calidad del aire son potencialmente graves a largo plazo, lo que induce a una reflexión más centrada en estos problemas en el estudio de los instrumentos de intervención. Asimismo, en segundo término, creemos que es conveniente centrarse en un problema concreto para comparar las diferentes opciones de instrumentos de política medioambiental, algunas de las cuáles, como veremos, se han creado específicamente para reducir las emisiones.

La intersección de las esferas económica, social y política de las intervenciones medioambientales es evidente. Por ejemplo, la desigualdad excesiva es socialmente corrosiva, como es cada vez más aceptado (aunque exista menos consenso sobre cuál es el umbral crítico) y, al igual que incide en otros problemas relacionados, también afecta al desarrollo de las políticas medioambientales al requerir su aceptación un sentimiento de comunidad que está muy deteriorado en sociedades polarizadas. Además, la aplicación de las políticas que, en teoría, son más efectivas desde el punto de vista medioambiental se dificulta en países muy desiguales ya que, como analizaremos más adelante, pueden incidir en la distribución de forma regresiva. Algunas políticas medioambientales, en particular los instrumentos de incentivos, se pueden diseñar para reforzar su carácter medioambiental o para limitar los costes económicos o intentar minimizar o invertir los costes sociales que se puedan derivar de su aplicación. En un nuevo episodio del intercambio entre eficiencia y equidad, las medidas que consiguen ser más eficaces, en uno o ambos sentidos, el económico y el medioambiental, no palian los costes sociales que las medidas tienen en origen y, lo que es más importante, pueden implicar resultados éticamente discutibles. Un reto de la política medioambiental es la conjugación de todos estos aspectos para asegurar su efectividad medioambiental, pero también su viabilidad económica y su aceptación pública.

En este trabajo vamos a revisar, en primer lugar, cuáles son los objetivos de la política medioambiental y cómo responden los diferentes tipos de instrumentos a

estos fines, prestando especial atención a sus efectos distributivos. Intentaremos ofrecer una perspectiva global lo más completa posible de todas las implicaciones sociales que se pueden derivar en la aplicación de estas herramientas y reflexionaremos en profundidad sobre todos estos aspectos, a la luz de los resultados de los estudios realizados en este contexto pero también con nuestros propios criterios. Intentaremos, asimismo, proponer algunas vías que aún están por explorar para conjugar todos estos planteamientos. Como sostendremos a lo largo de estas páginas, cuanto menores sean los niveles preexistentes de desigualdad y pobreza más fácil será realizar políticas medioambientales eficaces por no tener que procurar ajustes redistributivos más profundos para asegurar la viabilidad de las medidas. Tener claros estos nexos y sinergias entre las distintas esferas sociales puede resultar muy relevante para asegurar que la política medioambiental se diseñe de la forma más adecuada.

Apoyar esta idea, la complementariedad de los objetivos sociales, económicos y medioambientales, es el objetivo principal de nuestro trabajo, que aporta nuevas perspectivas en diferentes áreas relacionadas. En primer lugar defenderemos que es necesaria una aproximación exhaustiva a la medición de los efectos de las políticas sobre el bienestar y la desigualdad, pero también sobre la pobreza y la exclusión social, utilizando las técnicas que permiten una mejor aproximación a los cambios inferidos y que, además, no se han utilizado de forma general hasta ahora en la evaluación del bienestar social desde esta perspectiva ampliada. En segundo lugar valoraremos algunas propuestas para conjugar estos fines en la integración de los instrumentos en los sistemas fiscales desde el planteamiento del diseño óptimo de las intervenciones públicas y propondremos algunas vías para su operatividad, que explicaremos de forma amplia. Por último analizaremos los factores explicativos de la calidad medioambiental para explorar el nexo entre las áreas social, medioambiental y económica en el contexto de la evaluación del desarrollo sostenible. La estructura del trabajo es la siguiente. En el capítulo 2 revisaremos los criterios para valorar los instrumentos de política medioambiental y, en los siguientes capítulos, estudiaremos cómo se ajustan los diferentes tipos de medidas a estos criterios y prestaremos especial atención al análisis distributivo de sus efectos financieros. En la revisión de las fases de los estudios sobre los efectos distributivos de los instrumentos de incentivos reflexionaremos sobre la influencia de las decisiones metodológicas en los resultados y expondremos, de forma sistemática, los principales resultados de los estudios realizados en este contexto. En el capítulo 5 analizaremos algunas alternativas en el diseño óptimo de los impuestos medioambientales para integrar las consideraciones distributivas y propondremos algunas ideas para su aplicación práctica, que ilustraremos formalmente. Expondremos las conclusiones principales en el capítulo final.

CAPÍTULO II

ELECCIÓN DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN EL CONTEXTO ACTUAL

2.1. OBJETIVOS DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL Y LOS CRITERIOS DE ELECCIÓN DE INSTRUMENTOS.

Los daños medioambientales que se generan como consecuencia de las actividades económicas son un caso particular de los fallos derivados de la ausencia en los mercados de las instituciones adecuadas, o de la inoperancia de las existentes, para reflejar de forma completa los costes o, en su caso, los beneficios, que se derivan de dichos actos. Esta insuficiencia de carácter institucional supone que no se han habilitado los cauces adecuados para que los productores y consumidores conozcan y asuman los efectos de sus decisiones. La importancia de corregir estos fallos de mercado en particular a través de la intervención pública es evidente si, como señalan Baumol y Oates (1988), tenemos en cuenta que algunos de los casos más genuinos de externalidades de carácter medioambiental, como la contaminación del aire, tienen naturaleza de mal público puro (en el sentido de Samuelson).

La política medioambiental se justifica por la ineficiente asignación de recursos para la protección del medio ambiente en su ausencia y supone, como cualquier otro tipo de actuación que exija financiación pública, la generación de otros efectos como, por ejemplo, los derivados del reparto de los costes asociados a su implementación.

Los mecanismos que posibilitan incorporar consideraciones acerca de las externalidades en las decisiones de los agentes económicos son de naturaleza diversa, desde la información sobre los efectos perjudiciales de la producción de determinados bienes y las iniciativas educativas, que favorecen el surgimiento de normas sociales determinantes para que ciertos comportamientos que supongan un abuso de los recursos se consideren inapropiados, hasta leyes u otro tipo de intervenciones más específicas que regulen las actividades que potencialmente puedan ocasionar daños en nuestro entorno.

La aplicación de programas concretos tiene como fin más inmediato la creación o el perfeccionamiento de estas herramientas para la consecución de mejoras en algún bien o recurso natural, en cuya selección y desarrollo posterior no debe únicamente determinarse cuál es la opción que mejores resultados podría alcanzar en términos medioambientales: la diversidad de objetivos, la existencia de intereses políticos, los requerimientos de carácter administrativo o las restricciones presupuestarias no hacen sino complicar, en ocasiones hasta la inviabilidad, la iniciativa pública para la corrección de estos problemas. La finalidad medioambiental, que es la que determina la naturaleza de la intervención, debe conjugarse con otros requerimientos de tipo político y económico para asegurar la aceptación de los programas y la factibilidad de su aplicación, lo que en ciertas ocasiones puede implicar tener que rechazar un determinado instrumento, aunque

sea el más eficiente en términos medioambientales, por los límites que se imponen desde las otras esferas. Este tipo de intercambio hace que sea muy infrecuente la aceptación sin reservas de una opción frente a otras porque se manifieste claramente superior; si a ello le añadimos los problemas de información y la incertidumbre sobre los resultados la elección del instrumento más adecuado no resulta ser una tarea sencilla.

La política medioambiental debe responder a diferentes objetivos, que se pueden interpretar como principios que permiten evaluar las distintas opciones, su operatividad y, en su caso, la idoneidad de uno u otro instrumento. Estos criterios, de carácter económico, político y técnico, pueden clasificarse en cuatro categorías atendiendo a su naturaleza. En primer lugar la intervención debe lograr sus fines con el menor coste posible, con el mayor grado de eficiencia económica, lo que exige la consideración conjunta de los daños que se evitan y de los costes derivados de su implementación y, adicionalmente, debe crear los incentivos para que los procesos de producción o de consumo sigan adaptándose en el futuro de forma continuada para ser cada vez más respetuosos con el medio ambiente. En segundo lugar la intervención debe ser factible en términos políticos y aceptable desde un punto de vista ético, lo que supone, por ejemplo, tener en cuenta tanto la magnitud de los costes inferidos, para que no se limite en exceso la competitividad del sector productivo, como su distribución entre productores y consumidores, entre diferentes grupos sociales, entre áreas geográficas y, en un contexto dinámico, entre distintas generaciones. Desde una perspectiva más técnica, las obligaciones que determinan los programas deben ser fácilmente fiscalizables, tanto en lo que se refiere a la monitorización de su cumplimiento como a la sanción en caso de infracciones y, asimismo, deben interferir en el menor grado posible y prevenir distorsiones en otros sectores. Por último, los programas deberían poder corregir, sin demasiados costes, los errores derivados de la falta de información por la incertidumbre intrínseca sobre los efectos a medio o largo plazo de las actividades de origen antropogénico en el medio natural y ser flexibles para incorporar las nuevas evidencias cuando surjan.

En la aplicación de la política medioambiental, como en otras áreas de la intervención pública, se producen resultados que no se limitan al ámbito medioambiental y que implican cambios importantes también en otras áreas de la sociedad. Como hemos apuntado anteriormente y revisaremos en las siguientes páginas, en este contexto se reproduce el conflicto entre eficiencia y equidad, en el sentido de que a veces las soluciones más eficientes y efectivas desde el punto de vista medioambiental pueden resultar asimismo controvertidas en cuanto a sus efectos distributivos y comprometer la ejecución de las medidas. En cualquier caso, este conflicto no debería ni impedir la introducción de instrumentos de política medioambiental como tampoco reducir a un segundo plano las consideraciones

vinculadas a la equidad. Este objetivo, al igual que la eficiencia, debe ser un principio central en la toma de decisiones en cualquier esfera pública y debe servir como guía en el desarrollo de la política medioambiental, no sólo por razones normativas sino también porque ambos fines pueden ser en ciertos casos, como veremos, complementarios si las intervenciones se diseñan de la forma adecuada.

A continuación vamos a analizar los criterios que idealmente debería satisfacer una política medioambiental y que nos servirán de baremo para comparar las diferentes opciones de intervención en las partes siguientes del trabajo. Nuestro objetivo principal es estudiar las implicaciones distributivas pero para ello es necesario tener una perspectiva global de todos los efectos de los diferentes instrumentos para poder así establecer en qué supuestos, o bajo qué prelación de objetivos, se muestran unos superiores a los otros.

2.2. CRITERIOS VINCULADOS A LA EFICIENCIA ECONÓMICA Y MEDIOAMBIENTAL

2.2.1 La eficiencia económica como objetivo de los programas medioambientales

La eficiencia de las políticas medioambientales puede ser entendida como la consecución de un nivel superior de calidad ambiental con los mínimos costes globales asociados. Para llegar a este resultado es necesario establecer cuál es el objetivo medioambiental que se pretende alcanzar y analizar todos los efectos que potencialmente se inferirán en los sectores afectados, para favorecer la elección del instrumento más adecuado. Sería un error no apreciar que este tipo de intervenciones públicas generan beneficios, medibles en términos medioambientales, pero no de forma gratuita, ya que se imponen costes cuantificables en términos económicos.¹ Por ejemplo, la declaración de un paraje natural como zona de especial protección tiene unos evidentes beneficios, recreativos y paisajísticos o de protección de la flora y la fauna, pero también se generan costes por limitar algunas actividades productivas o prohibir la realización de intervenciones que resulten demasiado invasivas. La política medioambiental tiene que tomar decisiones sobre la conveniencia y, en su caso, el alcance de la protección que sea finalmente declarada. En otro contexto, en el caso de las políticas de control medioambiental que limitan las emisiones o los vertidos de

¹ El objeto de los métodos de valoración económica del medio ambiente es, precisamente, cuantificar monetariamente, de la forma más rigurosa posible, los cambios que afecten a bienes medioambientales.

sustancias nocivas, la consecuencia inmediata es la reducción de los daños asociados, desde los efectos más inmediatos sobre la calidad del aire y el agua hasta otros más a largo plazo; sin embargo, paralelamente, se imponen cargas en los sectores afectados, ya sea por exigir reducciones en la producción o por el incremento en los costes derivados de la obligación de adoptar ciertas tecnologías o de utilizar factores de producción menos agresivos.

En otras palabras, excepto en casos muy concretos dónde no hay posibilidad de elección, porque la naturaleza del bien exija una protección total como por ejemplo en el caso de especies en peligro de extinción o en situaciones de degradación muy grave, el nivel más eficiente al que debe aspirar como objetivo la política debe tener en cuenta tanto los beneficios medioambientales que se generan, o los daños que se evitan, como los costes económicos que se imponen.

Un primer criterio para juzgar la idoneidad de un instrumento de política medioambiental debe ser, por lo tanto, su potencial para alcanzar resultados eficientes que hagan mínimos los costes asociados a su implementación. Pretender, por ejemplo, que las empresas no contaminen en absoluto impondría unos costes imposibles de asumir, que no se verían compensados con los daños que se evitarían, del mismo modo que declarar todo el territorio de un país como zona protegida sería, obviamente, inviable. La eficiencia supone, por lo tanto, que la política alcance el nivel de protección justo, que haga mínimos los costes totales, tanto los originados en los sectores afectados por la intervención como los daños que en todo caso se inferirán, excepto en algunos supuestos especialmente graves, al establecer un nivel de protección que no es absoluto.²

Para ilustrar la solución eficiente en el tratamiento de las externalidades, en el marco analítico de equilibrio general como en el clásico modelo de Baumol et al. (1988), se deducen matemáticamente las condiciones para la consecución de un resultado eficiente. En este tipo de modelos los individuos maximizan su utilidad definida sobre los bienes que consumen, incluidos entre ellos el ocio, la calidad medioambiental, los bienes que provee el Estado y los que adquieren en el mercado y, por su parte, las empresas maximizan sus beneficios de la forma habitual. En la producción de algunos bienes se generan efectos medioambientales negativos por implicar, por ejemplo, la generación de residuos, emisiones o vertidos que se suman para deteriorar la calidad medioambiental. La función de producción asociada se

² En la aproximación teórica a la determinación de los niveles eficientes vamos a considerar, en general, los daños de forma exhaustiva, es decir, incorporando todos los costes sociales generados por la actividad a corto plazo como aquellos asociados con la sostenibilidad a largo plazo. Obviamente, esta consideración amplia de los daños hace que resulte en la práctica muy difícil conocer su magnitud de forma exacta en la mayor parte de los conflictos ambientales, por lo que su determinación está condicionada por un elevado grado de incertidumbre.

específica como una función de los diferentes factores productivos implicados, como trabajo capital y otros y, adicionalmente, las emisiones o vertidos generados en el proceso productivo que son, en este sentido, considerados como un *input* más.

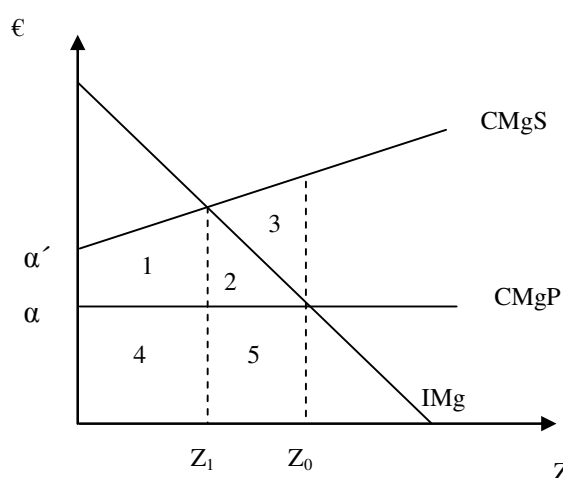
Los individuos maximizan su utilidad con las restricciones asociadas a sus presupuestos y a sus dotaciones de tiempo y otros recursos y las empresas maximizan sus beneficios condicionadas por las restricciones tecnológicas y de disponibilidad de los recursos. En la solución del sistema, con las técnicas habituales de optimización, se determina cuál debe ser la corrección que se introduzca en el mercado para subsanar la ineficiencia generada por la falta de señales sobre los daños asociados a la producción de ciertos bienes, para que se interioricen los costes externos y procurar así una asignación eficiente. En el modelo de Baumol y Oates (1988) las condiciones obtenidas son equivalentes a las reglas de Pigou (1920): se debería fijar un precio a la externalidad igual al valor del daño marginal social en el óptimo. Esta solución es idéntica tanto si el problema medioambiental tiene naturaleza de mal público puro como si en las externalidades medioambientales si se da, total o parcialmente, rivalidad en el consumo (cuando el daño se puede dividir entre las víctimas o entre grupos identificables de receptores como, por ejemplo, en el caso del desecho de ciertos residuos sólidos). Esta distinción, interesante desde el punto de vista conceptual, no afecta al tratamiento óptimo para corregir o internalizar la externalidad, pero si subraya la importancia de considerar su incidencia.³ Si la calidad medioambiental es un bien semipúblico, o parcialmente rival, tiene sentido analizar tanto los efectos derivados de su distribución como aquellos propios de las medidas que se apliquen, en su caso, para conseguir mejoras de carácter medioambiental, desde el punto de vista de la financiación de las actividades correctoras y del reparto de sus beneficios.

Modelos más sencillos, de equilibrio parcial, en los que se representa un solo mercado, el del factor contaminante, nos permiten representar gráficamente este tipo de soluciones. Por ejemplo, siguiendo el enfoque analítico de Fullerton (2001) y

³ Por el contrario sí que afecta a la solución óptima el hecho de que la externalidad se produzca en un mercado de competencia imperfecta, en cuyo caso habría que considerar adicionalmente la particular estructura de costes, o si no se da convexidad en el conjunto de producción, por ejemplo si la estructura productiva de una empresa que causa una externalidad se ve afectada por la de otra empresa que la reciba, de forma que no se puede asegurar la existencia de una única solución óptima. Las externalidades pecuniarias, por oposición las técnicas, no afectan a la función de producción o utilidad del agente afectado sino que implican un cambio en las condiciones financieras a las que se enfrentan y, por lo tanto, no son verdaderas externalidades en el sentido de que su existencia no requiere intervención, ya que el mecanismo de precios ya interioriza por sí sólo el efecto externo recibido. En nuestra revisión sobre la teoría de las externalidades no entraremos adicionalmente en el análisis de estos aspectos que están explicados y desarrollados formalmente en los capítulos correspondientes de Baumol y Oates (1988).

de Kristrom (2006), considerando de nuevo el problema genérico de las emisiones contaminantes al aire o al agua en el sector industrial, en ausencia de intervención los productores utilizan el bien medioambiental hasta el punto que determina la maximización de su función de beneficio de tal modo que, teniendo en cuenta que el bien medioambiental se incorpora en la función de producción como un recurso más, el nivel de contaminación óptimo desde el punto de vista estrictamente privado es aquel en el que se equiparan el coste marginal del *input* medioambiental con el ingreso marginal privado asociado al uso del factor, valor de su productividad marginal, en el nivel de contaminación Z_0 en el gráfico 2.1.

Gráfico 2.1. Daños totales asociados a niveles de emisión superiores al óptimo



En este supuesto el coste marginal (estrictamente privado) viene determinado por los costes de desecho, de destrucción o de transporte de residuos, que, por ejemplo en el gráfico 2.1, expresado en unidades monetarias y asumiendo que es constante, se identifica con el valor α . La función de ingreso marginal para la empresa, que representa su demanda del factor contaminante, o el nivel de emisiones o vertidos realizado, tiene pendiente negativa indicando que su productividad marginal es decreciente de forma que en las primeras fases de la actividad un cierto nivel de contaminación es necesario mientras que, según incrementa el volumen producido, resulta menos costoso prescindir de las emisiones en el margen.

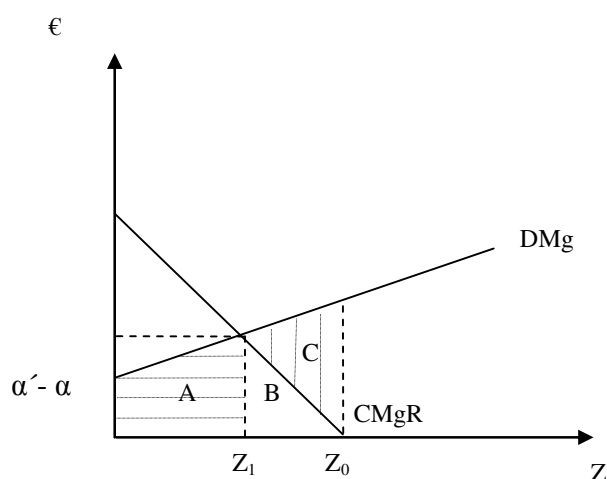
Los daños asociados al uso de los bienes medioambientales no se consideran en su totalidad en la toma de decisiones por los productores, por ejemplo se ignoran aquellos relacionados con costes para la salud o con cualquier tipo de depreciación al margen del proceso productivo. Así, el coste marginal total (o social) de los diferentes niveles de contaminación viene determinado por la suma del coste privado, de cuantía α , y el daño marginal asociado a cada unidad, cuya valoración conjunta se estima en el nivel α' en el origen. Si asumimos que éste es creciente según aumenta el nivel de emisiones, la curva que representa el coste marginal social

tiene pendiente positiva. Se podría, asimismo, representar de forma convexa para ilustrar la idea de que el daño marginal aumenta a tasas crecientes según incrementa el nivel de contaminación, lo que por otra parte resulta perfectamente lógico, especialmente si se consideran niveles elevados de degradación a partir de los cuáles los daños sean especialmente graves. La eficiencia desde el punto de vista social exige que se consideren todos los costes de modo que el ingreso marginal se iguale con el coste marginal social, en el punto Z_1 , el nivel óptimo de contaminación. La diferencia entre ambos costes, social menos privado, es el daño marginal que la política medioambiental debe incorporar a la toma de decisiones de los agentes para que la externalidad sea internalizada. Así el bienestar desde el punto de vista social se incrementaría en todas aquellas unidades que se evitan, en la diferencia entre el coste marginal social y el ingreso marginal del factor, en el área 3.

A este gráfico nos referiremos de nuevo más adelante para evaluar los efectos distributivos de las diferentes opciones disponibles de política medioambiental, es decir, para valorar las diferencias en sus efectos sobre los cambios en el bienestar asociado de los distintos agentes económicos. Para facilitar el análisis hemos asumido, de forma similar a Fullerton (2001) o Goulder (2008), que las emisiones por unidad de output son una cantidad fija de forma que la demanda del bien producido se puede identificar con la demanda de emisiones y así, si los mercados son competitivos, el coste marginal del uso del factor coincide con el precio del bien (es decir α se puede considerar el precio en ausencia de intervención). De acuerdo con este modelo, por ejemplo, los costes totales asociados al nivel de contaminación inicial se representan en la suma de las áreas 1, 2, 3, 4 y 5 de forma que las dos últimas identifican los costes estrictamente privados y las primeras identifican los que se imponen a los que sufren la externalidad.

Las relaciones anteriores se pueden expresar de forma similar considerando el coste de reducir las emisiones y el daño asociado a las mismas, en el gráfico 2.2.

Gráfico 2.2. Ganancias de bienestar y costes de control de la contaminación



El coste de reducir las emisiones es el ingreso que se deja de percibir por cada una de ellas menos el coste evitado asociado a cada una (coste que denominamos α en el gráfico anterior). En este caso el nivel óptimo desde el punto de vista privado es el que hace cero este coste marginal, mientras que la eficiencia social impondría una reducción en el nivel de contaminación hasta que el daño marginal se iguale con el coste marginal de reducción, punto donde se minimizan los costes en su conjunto. Si la función de daño relaciona la cantidad emitida del contaminante y el daño que se provoca, expresada en términos marginales indica la variación en el nivel de daños que implica el aumento en una unidad de la contaminación. Por su parte, los costes de la reducción de la contaminación para los contaminadores se deben a la reducción de la producción o incremento de costes en tecnología que exija limitar sus emisiones y, en términos marginales, indica el coste asociado a reducir el nivel de emisiones en una unidad. En el gráfico 2.2 hemos representado esta relación en el supuesto, habitual, de que los daños se agraven con intensidad creciente con las unidades emitidas, por lo que la función de daño marginal es creciente.

Si las emisiones contaminantes de las empresas no están sujetas a ninguna restricción, no existen incentivos para controlar sus actividades más contaminantes, de forma que la cantidad total de emisiones podría alcanzar niveles como Z_0 con un elevado daño total asociado igual a la suma de las áreas A, B y C (equivalentes a las áreas 1, 2 y 3 en el gráfico 2.1). El nivel óptimo de emisiones Z_1 , el que debería idealmente alcanzar la intervención, sería el que implicaría reducir al mínimo los costes globalmente considerados, aquel volumen de emisiones para el que el coste marginal de reducción y el daño marginal son iguales y que determina un daño total representado por el área A y una ganancia neta de bienestar social igual a C. Claramente, volúmenes inferiores de emisiones son ineficientes ya que la reducción de la actividad productiva o los cambios en los procesos productivos necesarios para dejar de emitir la última unidad considerada supondrían mayores costes que el daño infligido y, en sentido contrario, es positivo reducir todas las emisiones a la derecha del nivel óptimo porque conseguir que no se produzcan es menos costoso que el daño que se infiere en caso de emitirse.

El coste de la externalidad en el *statu quo*, si se añade de forma unitaria a la función de coste marginal de la producción, representa la función de coste marginal total asociada a la producción del bien en cuestión que hemos representado en el gráfico anterior. Desde el punto de vista de la intervención medioambiental nos interesa conocer el coste total de controlar las emisiones, el área B, en el nivel óptimo de contaminación.

En otro sentido, igualmente importante, las intervenciones medioambientales también deberían ser eficientes en un sentido dinámico, es decir, deberían crear las

condiciones precisas para favorecer la generación de los incentivos apropiados en los agentes afectados y conseguir que las empresas y los consumidores orienten sus decisiones de forma positiva en su relación con el medio ambiente fomentando la innovación en los procesos productivos, por ejemplo a través de nuevas combinaciones de factores, y la investigación para el desarrollo de nuevas tecnologías más eficientes o creando las condiciones más apropiadas para inferir cambios en las pautas de consumo. Para ello resulta imprescindible que los agentes sean conscientes de que las conductas agresivas con el entorno tienen un coste y que distingan la parte del precio final de los bienes que refleja la externalidad de la parte que determinan los costes estrictamente asociados a la producción. Crear este tipo de estímulos, como veremos más adelante, es muy difícil cuando las medidas son poco flexibles, por su carácter dicotómico, o insuficientemente claras en los términos de su ejecución.

Determinar los niveles eficientes de calidad medioambiental resulta complicado, especialmente cuanto más se amplía el alcance del análisis, sin embargo algunos estudios recientes, muy influyentes por su gran repercusión informativa, han indicado, con las limitaciones lógicas, cuáles son los niveles de calidad medioambiental a los que habría que aspirar tanto en el futuro más inmediato como a medio y largo plazo desde la perspectiva de intervención más incisiva (el *big bang* de Krugman) a la que nos referíamos en la introducción. Por ejemplo, el informe Stern (2006) sobre los efectos del calentamiento global es el primer estudio que ha cuantificado los costes en términos económicos derivados del cambio climático y ha apuntado cuáles podrían ser los niveles eficientes.⁴ Debido al enorme grado de incertidumbre derivado del conocimiento limitado de los efectos físicos de las actividades humanas sobre el medio, acentuado por el amplio horizonte temporal considerado, se analizan escenarios diferentes, en función de las distintas trayectorias posibles en la evolución de las variables analizadas. Este estudio es una de las escasas contribuciones realizadas que perfilan y detallan los costes y los daños en diferentes escenarios asociados al problema medioambiental más global que existe en estos momentos, aunque el grado de incertidumbre asociado a sus resultados es evidente.

⁴ El estudio apunta, con las limitaciones correspondientes, a que ese sería el nivel eficiente, el que hace mínimos los costes económicos de la política de reducción de emisiones, por ejemplo por restringir la actividad productiva o cambiar la estructura de costes de las empresas, y los daños asociados a ese nivel de emisiones contaminantes, por ejemplo por las consecuencias que se pudieran inferir en otros sectores, como la agricultura o el turismo. Ese nivel, que podría resultar puntualmente beneficioso para ciertas actividades productivas especialmente en los países septentrionales, resultaría muy negativo en los países más cálidos, muchos de ellos muy pobres en la actualidad y, asimismo, para España.

Al margen del debate sobre el nivel de precisión de los modelos que buscan una identificación exhaustiva de los daños tan ambiciosa como el estudio anterior, incluso en otros enfoques más modestos la determinación exacta de los niveles eficientes no es posible en muchas ocasiones por la incertidumbre que rodea a los efectos en el tiempo. Tampoco en un plano estático resulta sencilla esta identificación por el desconocimiento de las funciones, por la dificultad o incluso imposibilidad en la valoración de algunos daños o por su heterogeneidad espacial, lo que hace necesario considerar objetivos alternativos, más fáciles de establecer cuantitativamente. La dificultad en la precisión de los resultados eficientes no implica necesariamente abandonar el objetivo de procurar avances medioambientales de la forma menos gravosa posible, como veremos a continuación ilustrando el análisis, de nuevo, con el ejemplo de las políticas de reducción de emisiones.

2.2.2 De la eficiencia a la efectividad en costes

La consecución del nivel eficiente de calidad medioambiental, por ejemplo de emisiones, requiere, como acabamos de analizar, que se establezca un precio a la externalidad que determine un equilibrio en el que el coste marginal de la reducción sea igual al daño marginal evitado correspondiente a ese nivel de contaminación (o, en otras palabras, el nivel eficiente de reducción en las emisiones es aquel que equipara el coste marginal de la reducción con la mejora inferida en términos marginales). La eficiencia es un objetivo difícil de cuantificar y precisar de forma exacta principalmente por dos motivos: la falta de información relevante sobre las funciones de coste y daño marginal y la imposibilidad de fijar un único equilibrio si en el ámbito al que afecta la política existen varias funciones de coste (correspondientes a distintas empresas o a distintos sectores productivos) o varias funciones de daño (si éste varía, por ejemplo, entre áreas geográficas). Los problemas de información pueden, en determinados casos, resolverse al menos parcialmente con los métodos de valoración económica medioambiental, si bien, este tipo de aproximaciones puede tener un alcance un tanto limitado por la cantidad de supuestos en los que se basan los estudios y sus potenciales sesgos, que pueden llegar a invalidar los resultados, y al hecho de que en el caso de muchos bienes la valoración monetaria sea directamente imposible o implique algunas consideraciones éticas cuando menos cuestionables.⁵ En otro sentido, desde una

⁵ Al margen de otras cuestiones más técnicas, uno de los aspectos más discutidos de estos métodos se refiere, por ejemplo, al valor de la vida humana o al hecho de que basar estas valoraciones en la disposición a pagar por los bienes no siempre es aceptado ni está exento de problemas como apunta, por ejemplo, Ackerman (2009). En partes posteriores de este trabajo volveremos a hacer referencia a este tipo de metodologías.

perspectiva dinámica, el hecho de que algunos de los daños (frecuentemente los más importantes) se manifiesten en el futuro complica adicionalmente el análisis ya que, entre otras cosas, para su actualización es necesario aplicar una tasa de descuento cuyo valor no se fija con criterios económicos, sino más bien éticos y relacionados con la equidad intergeneracional.⁶ La multiplicidad de funciones de coste y/o de daño marginal implica la existencia de otros tantos equilibrios y la imposibilidad de determinar un único nivel de emisiones eficiente o el objetivo que se asocia con el nivel eficiente.

Las limitaciones anteriores determinan la conveniencia de establecer otro procedimiento relacionado con los costes asociados a la política en el caso, bastante frecuente, de que no sea posible determinar con suficiente precisión el objetivo óptimo. Este criterio supone también alcanzar un nivel de calidad medioambiental concreto con los menores costes posibles, es decir, de forma efectiva. Un resultado *coste-efectivo* puede estar muy próximo a la eficiencia si se cuenta al menos con alguna información sobre la función de daño (por ejemplo, a través de los estudios de valoración económica a los que nos hemos referido con anterioridad) y aún en el caso de que existan varias funciones de coste de reducción si éstas no son muy diferentes. Para la consecución de este objetivo, por ejemplo en el caso de las políticas que limitan las emisiones contaminantes en el sector industrial, y tal y como apunta Parry (2008), se requiere que se igualen los costes marginales de reducción por todas las vías y en todas las fases del proceso productivo en las que se pueden conseguir reducciones en la contaminación, entre todas las empresas emisoras de un sector, entre todos los sectores de la economía y entre todos los hogares y resto de empresas. Por ejemplo, las emisiones contaminantes de las empresas se pueden limitar de forma directa en las fuentes originales, tanto en el proceso estrictamente productivo como en la fase de posproducción, y de forma indirecta mediante incrementos en el precio de los bienes cuya producción genera la externalidad para inducir reducciones en las cantidades finalmente producidas. Entre los canales directos destacamos, por ejemplo, los cambios en la combinación de factores productivos o innovaciones tecnológicas que reduzcan la generación de contaminación o, en la fase de posproducción, la colocación de filtros u otros elementos que disminuyan los flujos de sustancias nocivas finalmente expulsados al exterior limpiando de algún modo las emisiones (estas intervenciones, que no reducen la creación de emisiones sino sus efectos dañinos, se conocen también con la coloquial expresión de medidas *al final de la tubería*, o *end-of-pipe*).

⁶ De hecho, por ejemplo, se ha cuestionado que en la valoración de los costes y beneficios en el futuro haya que aplicar ninguna tasa de descuento ya que el bienestar de las futuras generaciones debería valorarse exactamente en los mismos términos que el de la generación actual.

La nivelación de los costes marginales de reducción supone que, dado un objetivo de calidad medioambiental concreto, por ejemplo la reducción de las emisiones en una cantidad determinada, contribuyan en mayor medida aquellas fuentes para las que el control de sus emisiones sea más factible, mientras que aquellas para las que resulte más difícil sean las que realicen un menor esfuerzo en la consecución del objetivo. En teoría, como ya señalaron tiempo atrás Baumol y Oates (1971) o Baumol (1972), todas las condiciones anteriores se satisfacen si todos los agentes económicos pagan el mismo precio por la última unidad de emisiones con la que contribuyen a la generación de la externalidad. Obviamente, el incentivo para las empresas es reducir su volumen hasta igualar el coste de reducción con el precio fijado; si éste es idéntico para todas las empresas y como las funciones de coste marginal tienen pendiente negativa, y especialmente si son convexas, las empresas a las que más cueste controlar la contaminación preferirán reducir con menor intensidad y pagar por emitir el resto mientras que aquellas más eficaces en sus procesos productivos evitarán pagar las cargas que se imputen por todas las unidades de contaminación que logren dejar de generar. Un resultado eficiente, que además de las condiciones anteriores requiere que se establezca una cuantía específica para el precio de la externalidad (aquella que iguale el coste y el daño marginal), es siempre *coste-efectivo*.

Aunque en teoría la efectividad en costes supone, como hemos señalado, que la intervención afecte a todos los sectores y agentes económicos implicados en la externalidad que, en el caso de las emisiones contaminantes son todos los agentes económicos que operan en el ámbito de aplicación de la política, lo más habitual, por complicaciones administrativas y de ejecución fundamentalmente, es la implementación en sectores concretos, de forma no exhaustiva.⁷

Como ya señalamos anteriormente, desde un punto de vista temporal las políticas deben procurar que sus efectos se mantengan en el tiempo de forma que, más allá de su cumplimiento puntual, a los agentes les interese continuar invirtiendo en tecnologías e implementando nuevos procesos productivos y de gestión que posibiliten su eficiencia en un sentido dinámico.

⁷ Por ejemplo, como analizaremos con detenimiento más adelante, el mercado de emisiones en la UE sólo afecta a empresas responsables del 45% de las mismas y no es vinculante para las fuentes de contaminación más difusas por complicaciones técnicas.

2.3. CRITERIOS VINCULADOS A LA DIMENSIÓN SOCIAL DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL Y SU ACEPTACIÓN PÚBLICA

Las intervenciones deben tener como objetivo prioritario la consecución de mejoras medioambientales procurando, asimismo, limitar los efectos negativos en otros sectores y, en lo posible, producir beneficios en otras áreas de la sociedad. Las políticas medioambientales tienen, como acabamos de ver, evidentes consecuencias económicas que pueden transmitirse por diversos canales e influir en numerosos procesos de producción y de consumo: afectan a la estructura de costes y de incentivos de las empresas, pueden repercutir en los precios de los bienes y en algunos casos generan un importante flujo de ingresos para el sector público que puede ser incorporados en programas ambientales o de otro tipo. En el diseño de la intervención correctora es necesario tener en cuenta todos los efectos que puedan derivarse para facilitar que la opinión pública sea favorable. De lo contrario, aunque en teoría los resultados en términos medioambientales pudieran ser muy positivos, la falta de apoyo social puede dificultar o impedir la aplicación de las medidas. En este sentido algunos autores subrayan la complejidad asociada al diseño de la política medioambiental, por ejemplo Parry (2008) indica que el diseño de los instrumentos de política medioambiental es a la vez una ciencia y un arte debido a la multitud de objetivos que han de conjugarse y de intercambios que deben realizarse entre ellos para asegurar su viabilidad.

De este modo, para facilitar que una política medioambiental tenga un respaldo social suficiente, resulta fundamental que los ciudadanos, tanto como consumidores como en tanto que propietarios del capital, reconozcan la importancia del problema que se pretende corregir y estimen que la intervención y sus consecuentes cargas son realmente necesarias, de forma que consideren que el procedimiento es justo, especialmente en el caso de aquellos que sean más intensamente afectados por las intervenciones. Si los problemas medioambientales se conocen y se consideran lo suficientemente graves para requerir la ejecución de medidas correctoras se aceptarán, con mayor probabilidad, las consecuencias que se infieran de las intervenciones correctoras. Respecto a la dimensión normativa de los resultados, que influye también en el nivel de tolerancia de la intervención, la política medioambiental debe procurar que la legitimidad de sus efectos no sea discutible desde un punto de vista ético: resulta probablemente más difícil que la sociedad admita sufragar con dinero público a una empresa para que deje de realizar vertidos en un río que imponerle una sanción si no desiste en esta práctica.

Las reflexiones anteriores están estrechamente relacionadas tanto con la competitividad, ya que si la afección de las medidas correctoras sobre la estructura de costes de las empresas resulta ser demasiado onerosa la política será objeto de

críticas, como con la justicia distributiva, en el sentido de que es necesario valorar cómo se reparten las cargas y los beneficios derivados de la aplicación de la política entre las empresas y los consumidores y entre los hogares atendiendo a sus diferencias en términos de su capacidad económica u otras características.

En este contexto se pueden identificar diferentes efectos que pueden no resultar evidentes a primera vista. Por ejemplo, consideremos cualquier intervención que suponga un encarecimiento de costes para las empresas de un determinado sector, como una regulación que imponga un límite a la utilización de alguna materia prima contaminante (u otra medida que tenga como consecuencia el encarecimiento de su uso). Resulta sencillo identificar varios cambios que deberían ser considerados en el diseño de la política: afectará al precio del bien producido en el ámbito económico objeto de la medida (por lo tanto a los consumidores), reducirá el nivel de producción (afectando a los trabajadores y a los dueños del capital), es factible que se generen rentas de escasez (que podrían en algún caso beneficiar a los productores del sector afectado en primer término, cambiando las posiciones relativas respecto a empresas de otros sectores) y se producirían cambios en los ingresos públicos si la medida supusiera un aumento en la recaudación de fondos por parte del Estado. Asimismo, desde el lado de los beneficios asociados a la política, aparte de que las mejoras medioambientales pudieran tener una mayor incidencia en unas comunidades o regiones que en otras (también en el plano intertemporal), desde el punto de vista estrictamente financiero, algunos agentes económicos podrían resultar más beneficiados, en términos relativos, en función de los cambios en los precios de otros bienes relacionados como consecuencia de la intervención, por ejemplo en el mercado inmobiliario. Aunque podemos identificar otros efectos vinculados a la aceptación de las políticas medioambientales, y adicionalmente a su alcance normativo, la posible afección negativa sobre uno o varios sectores productivos, en sentido amplio, y los efectos distributivos de sus beneficios y sus costes son los aspectos que pueden resultar determinantes en la aplicación de las propuestas y sobre ellos vamos a tratar con más profundidad a continuación.

2.3.1 Instrumentos de política medioambiental y competitividad empresarial

El posible deterioro de la posición relativa de las empresas en el sector productivo que resulte afectado, o más afectado, por la política en cuestión es uno de los problemas más importantes que condiciona la implementación de medidas de política medioambiental. Además se señala que estos efectos negativos sobre la competitividad en el ámbito inicialmente intervenido pueden repercutir en otros

sectores así como, también, en el mercado de trabajo si se genera desempleo por la reducción en la producción, en los mercados de capitales si las empresas tienen más dificultades para obtener financiación o colocar sus acciones o, incluso, en las relaciones comerciales entre los países si las regulaciones no son globales y afectan a la competitividad internacional de la economía en ausencia de medidas correctoras en otros estados, pudiendo incluso favorecer procesos de deslocalización.

El grado en que las empresas puedan trasladar los mayores costes a los consumidores y la reacción conductual de éstos determinará las consecuencias de la medida en función del efecto sobre los precios y los cambios en la cantidad de equilibrio (dependiendo de las elasticidades de la demanda y de la oferta del mercado) y pudiendo afectar con diferente intensidad a los beneficios de las empresas y a su nivel de competitividad. Si el nuevo equilibrio no conduce a una reducción sustancial del volumen de producción, en función de los factores anteriores, los resultados medioambientales derivados no serán significativos pero, en sentido contrario, si el nivel de actividad de la empresa disminuye de forma sustancial, como consecuencia de la intervención, los efectos negativos asociados a la política pueden oscurecer su efectividad en términos medioambientales y suponer una pésima publicidad que repercute en su nivel de aceptación social.

Una hipótesis interesante en este sentido, que matiza los efectos negativos anteriores, fue formulada por Porter (1990) y revisada posteriormente en Porter (1991) y Porter et al. (1995), que afirma que las medidas de control de la calidad medioambiental no sólo no tienen que implicar necesariamente un deterioro en la posición relativa de las industrias afectadas, sino que incluso puede suceder todo lo contrario. El argumento es bastante simple: la competitividad de una empresa está basada en su capacidad de innovación y de adaptación a nuevas situaciones que se ve favorecida por la competencia con el resto de empresas de su ámbito más cercano, por lo que las políticas diseñadas de forma adecuada fomentarán la rivalidad entre las empresas afectadas conduciendo a largo plazo a mejorar su ventaja comparativa en el mercado mundial. Este efecto positivo podría producirse incluso en el caso de regulaciones con mayor incidencia sobre los consumidores por tratarse de mercados de demanda inelástica, ya que el incentivo se acentuaría en plazos temporales más largos en los que la demanda suele perder rigidez. Cuando Porter et al. (1995) perfilan qué se entiende por un “diseño correcto” de las intervenciones que implique un resultado tan atractivo como el anteriormente expuesto defienden la superioridad de ciertos instrumentos, los económicos, frente a otras medidas menos flexibles, por lo que analizaremos con mayor profundidad esta idea en la parte del capítulo dedicada a estudiar los efectos de los diferentes tipos de políticas.

2.3.2 Instrumentos de política medioambiental y equidad

El análisis económico sobre los efectos de los instrumentos de política medioambiental se ha centrado principalmente en estudiar las condiciones para conseguir que sus resultados sean eficientes, tanto en un sentido económico como medioambiental. Sin embargo, en la aplicación de los instrumentos de las políticas, con los que se pretende corregir u orientar algunos comportamientos de los consumidores y productores, puede resultar que algunos agentes económicos resulten comparativamente más beneficiados por los resultados inferidos (por disfrutar preferentemente de las mejoras que se consigan) mientras que otros serían perjudicados en términos netos (si en ellos recaen en mayor medida los costes que se deriven de la aplicación de los instrumentos). La forma en que se repartan los efectos positivos y las cargas de las intervenciones resulta determinante para su aceptación, tanto desde un punto de vista ético como operativo. En este sentido, la legitimidad de las políticas se compromete si, por ejemplo, la distribución de los beneficios o de los efectos financieros derivados implica algún tipo de diferenciación en el tratamiento que se considere socialmente inadecuado. Por esta razón es importante que la valoración de las consecuencias de las políticas se realice teniendo en cuenta también sus efectos sobre el bienestar social.

Evidentemente, todas las intervenciones tienen efectos distributivos, porque en todas se pueden identificar ganadores y perdedores, al menos en sentido relativo, pero se deben evitar las situaciones que supongan consecuencias éticamente discutibles. En concreto, los cambios distributivos que deben ser considerados son los que supongan un empeoramiento relativo de los grupos de población con menor capacidad económica y, por este motivo, el enfoque convencional basado en el estudio sobre la eficiencia de las medidas se debe completar con el análisis de la incidencia de las intervenciones en función de la renta u otras características de la población que resulten relevantes. En este sentido, por ejemplo, en la aplicación de los instrumentos de política medioambiental se han identificado varias fuentes de posibles resultados regresivos, que podrían conducir a acentuar problemas sociales como la desigualdad o la pobreza. La más evidente es la que se deriva del encarecimiento de los bienes afectados, directa o indirectamente, por la política: los resultados serían regresivos si la proporción de la renta total destinada a su consumo fuera mayor en el caso de las familias con menores recursos, como es previsible que suceda en el caso de los bienes necesarios, como por ejemplo el consumo doméstico de bienes energéticos. Asimismo, en un escenario de equilibrio general, los cambios en la remuneración de los factores pueden tener resultados similares si el capital se encarece, relativamente, respecto al trabajo o si se generan rentas de escasez que beneficien a los dueños del capital (por las características de los propietarios de cada recurso) o si en los ajustes transitorios de los mercados se generan situaciones de

desempleo en los sectores más afectados por las medidas. Estos dos efectos, que estudiaremos en profundidad en las próximas partes de este trabajo, son, respectivamente, el efecto derivado de los usos de la renta y el derivado de las fuentes de la renta.

Adicionalmente, los individuos que tienen más capacidad económica podrían disfrutar en mayor medida de los beneficios medioambientales derivados de las políticas si, por ejemplo, las preferencias por la calidad medioambiental cambian en función de la renta, y las mejoras se consideran bienes superiores, o si éstas se capitalizan en el aumento del valor de los activos de los que son propietarios (por ejemplo por revalorización del precio de las viviendas).

La valoración sobre los efectos distributivos de las políticas está intrínsecamente unida a la cuestión sobre si una mejora medioambiental representa un avance en el bienestar social de una comunidad. La forma en que se incorpore la información sobre los efectos sociales de las políticas no es una cuestión trivial. Como apuntan Serret y Johnston (2006), la resolución de esta disyuntiva de acuerdo con criterios como el de Pareto podría llevar en este ámbito, al igual que en tantos otros, a una parálisis política, mientras que otras perspectivas más operativas, como la de Kaldor-Hicks, podrían resultar más prácticas en el sentido de que si los efectos distributivos son marginales las medidas serían fácilmente aprobadas si bien, en caso de resultar significativos, sería necesario introducir correcciones en las políticas, de forma directa en su diseño o con el desarrollo complementario de otras iniciativas, de modo que se compensen los efectos no deseados. Por lo tanto, así como la medición de los efectos distributivos de las políticas exige adoptar posturas metodológicas sobre el procedimiento de estimación, la valoración sobre si se deben o no incorporar las consideraciones distributivas una vez evaluadas, y en qué medida, implica seguir una orientación normativa, que requiere un juicio de valor por parte del evaluador, y que está vinculada a la idea de justicia distributiva que se acepte.

En ciertos supuestos, de hecho, se puede generar un conflicto entre los objetivos de eficiencia y equidad, aunque *a priori* los resultados estrictamente medioambientales de la política pudieran resultar positivos. Sin duda, las dificultades para precisar la superioridad de unos planteamientos frente a otros de acuerdo con este segundo objetivo y la complejidad conceptual de los términos asociados a las proposiciones normativas complican adicionalmente la evaluación de las políticas.⁸

⁸ Un tema distributivo interesante relacionado con el tratamiento óptimo de la externalidad, que no trataremos en este momento, es el relativo a si se debe o no compensar a las víctimas o, incluso, si se deben incentivar con impuestos o medidas similares las actividades defensivas. Como señalan Freeman (1984) o Baumol y Oates (1988), la compensación no es adecuada porque podría generar problemas de riesgo moral y otras ineficiencias, como tampoco es la penalización necesaria para la

Obviamente, analizar en profundidad los fundamentos de la justicia distributiva está fuera de contexto por la naturaleza de los temas que estamos tratando aquí, sin embargo nos ha resultado muy clarificador reflexionar sobre estos aspectos a la luz de los objetivos que nos hemos planteado en nuestro estudio para justificar, desde una perspectiva esencialmente normativa, la conveniencia de evaluar todos los efectos sociales y económicos de las políticas medioambientales, como haremos a continuación, para después centrarnos en los efectos distributivos derivados de la aplicación de los instrumentos de política medioambiental.

2.3.2.1 *Evaluación de las intervenciones públicas de acuerdo con los principios de equidad*

En general, se suelen distinguir dos principios básicos relativos a la justicia social de las políticas: su equidad desde un punto de vista horizontal y vertical. El principio de *equidad horizontal* implica que en el caso de intervenciones públicas que afecten de forma directa al bienestar de los individuos se dé idéntico tratamiento a los que son iguales, teniendo en cuenta apropiadamente las diferencias entre los que no lo son, de forma que se asegure la *equidad vertical*. Como señalan Lambert y Yitzhaki (1995) o Lambert y Ramos (1997) en los procedimientos judiciales la *equidad horizontal* supone que los tribunales deben considerar los casos previos con el objeto de dar un tratamiento equivalente a situaciones equivalentes y, de acuerdo con la equidad en sentido vertical, aquellos casos que no sean comparables deben ser ordenados de forma jerárquica para considerar de forma apropiada las diferencias: por ejemplo, en el ámbito penal, la punición debe ser proporcional al delito cometido por comparación con las sanciones aplicadas a otros hechos delictivos de diferente gravedad. La separación entre ambos conceptos permite determinar análogamente la equidad de un sistema fiscal o, en general, de cualquier intervención pública que afecte al bienestar de los ciudadanos. La equidad horizontal supondría, en este ámbito, la igualdad ante la ley tributaria, mientras que la vertical

provisión adecuada de incentivos, como señalaría Coase (cuyo esquema no es aplicable en el caso de multitud de agentes) excepto si se trata de externalidades trasladables, un caso particular de las privadas, en las que la víctima puede repercutir los efectos negativos recibidos en un tercero, en cuyo caso debe considerarse la intervención tanto en el ámbito de la generación de la externalidad como en el de sus receptores para limitar sus posibilidades de endosar el daño. Este supuesto permite ilustrar la complejidad en el tratamiento de ciertos problemas medioambientales y la dificultad que existe en muchos supuestos para compatibilizar diferentes objetivos.

determinaría que un tributo es equitativo si conduce a la distribución socialmente óptima compatible con la recaudación obtenida.⁹

En este sentido se ha señalado que el concepto de *equidad horizontal*, como regla básica de justicia que protege de la discriminación arbitraria por parte de los poderes públicos, es absoluto y por lo tanto una regla más fuerte que la equidad vertical. La ausencia de contenido normativo inherente al principio vertical implica que, en la determinación del tratamiento diferenciado, resulta necesario, en primer lugar, especificar los criterios que lo justifican y, en segundo término, fijar cuál es la forma y la intensidad con que van a tratarse de forma diferente las situaciones desiguales. Una intervención será equitativa desde esta perspectiva si maximiza el bienestar de acuerdo con la función de bienestar social que se utilice en la evaluación, lo que implica la adopción de una visión ética en particular. Por ejemplo, en el diseño del sistema tributario está relacionado con la concreción del grado de igualdad, o del límite a las desigualdades, que la sociedad considera aceptable y que presupone la aceptación de alguna idea específica de justicia distributiva. En este sentido la justificación de impuestos progresivos¹⁰ puede suponer la aceptación como base ética de la igualdad en la distribución de los recursos, de la concavidad de la función de utilidad social, que implica dar un peso mayor a las posiciones de los que menos recursos tienen o de las reglas formuladas por Platón, Rawls o Sen, por mencionar sólo algunos postulados.¹¹

⁹ Las reflexiones realizadas en esta parte del trabajo son relevantes en el caso de cualquier intervención pública con efectos sobre el bienestar aunque, por haber sido consideradas en el plano económico especialmente en el ámbito fiscal, muchas referencias tienen relación con los efectos de los impuestos. En nuestro caso estas consideraciones se pueden generalizar para cualquier tipo de política medioambiental si bien, como veremos, resultan especialmente interesantes en el contexto de los instrumentos económicos de intervención medioambiental.

¹⁰ Aunque se suele equiparar el principio de equidad vertical con la progresividad de los impuestos en el plano fiscal, la identificación no es inmediata, depende de la idea de justicia subyacente que determine quiénes deben ser tratados de forma desigual y cómo arbitrar dichas diferencias. Por ejemplo, según el *principio de capacidad de pago*, la carga fiscal debe crecer en relación directa con la capacidad económica mientras que según el *principio del beneficio* se debe contribuir a sufragar los gastos públicos en función del rendimiento recibido. Asimismo, incluso aceptando el principio de capacidad de pago, un impuesto progresivo que reduzca la desigualdad podría implicar costes de eficiencia que condujeran a una reducción en el nivel total de renta y, si la función de utilidad social fuera individualista, a una valoración menor que otro menos redistributivo pero que indujera a menores costes de eficiencia.

¹¹ Como señala Duclos (2008), la progresividad de los tributos, así como otros supuestos de intervención similares, puede defenderse desde muy diferentes aproximaciones éticas. Por ejemplo, Platón defendía una cierta igualación de rentas como condición necesaria para asegurar la cohesión social, mientras que Rawls o Sen postulan la igualación hacia arriba con el fundamento ético de la elección tras el *velo de la ignorancia* para asegurar las oportunidades de elección en libertad en el ámbito de las capacidades respectivamente. El argumento utilitarista en cuanto a la equidad vertical está relacionado con las externalidades negativas de la desigualdad y destacan, por ejemplo, las

A pesar de la aparente simplicidad de la diferenciación anterior de los dos mandatos, vinculada fundamentalmente con la tesis de Musgrave (1990), según la que el principio horizontal, de carácter absoluto, es un principio más fuerte y prioritario, mientras que el vertical se define sólo cuando se acepta una cierta visión ética, la separación entre ambos conceptos en función de su carga normativa es un tanto confusa, lo que tiene además consecuencias en la aplicación de estos principios en la evaluación de las políticas. De hecho ha propiciado un intenso debate entre hacendistas e, incluso, ha llevado a drásticos cambios de visión en algún caso.

La universalidad del principio de *equidad horizontal* se basa en que sus requerimientos no cambian en función de las distintas formulaciones de justicia distributiva, de lo que se derivaría su aceptación de forma generalizada. Sin embargo, diversos autores, por ejemplo Kaplow, en Kaplow (2000) entre otros, McDaniel y Repetti (1993) e, inicialmente, Musgrave en Musgrave (1959) se muestran escépticos sobre la naturaleza superior de este principio. Para Musgrave (1959) ningún principio tiene prioridad sobre el otro, mientras que Kaplow (2000) señala que habría que dudar de la validez universal de sus premisas principalmente porque el mandato horizontal no está lo suficientemente perfilado.

Repetti y Ring (2011) resumen los principales elementos de la disonancia entre las dos posturas. Así, en primer lugar, los autores anteriores cuestionan que el principio de *equidad horizontal* tenga entidad normativa *per se* o que sea independiente del principio de *equidad vertical*. El argumento es bastante simple e implica que los presupuestos de la *equidad horizontal* suponen en realidad una tautología: si la propia norma determina quiénes van a ser considerados iguales, una vez identificados estos, se les dará un tratamiento idéntico ya que la norma así lo prescribe, es decir, cualquier regla implica un tratamiento igual a los iguales (así definidos por ella) por lo tanto la definición clásica de *equidad horizontal* no tiene contenido tal y como se formula habitualmente. Así, es necesario recurrir a alguna teoría de justicia tanto para determinar quiénes son considerados idénticos como para establecer cómo se aplican las diferencias en el tratamiento a los desiguales: la *equidad horizontal* sólo tiene significado si se define de acuerdo con postulados normativos superiores que determinen cuáles deben ser los criterios para identificar a los iguales. En este sentido se señala que ambas perspectivas de la equidad son las dos caras de una misma moneda ya que la determinación de los diferentes prescribe, necesariamente, cuáles son los criterios para definir a los idénticos, por lo que la *equidad horizontal* está contenida en el mandato vertical y, por lo tanto, ni es un principio absoluto ni independiente sin referencia a una teoría de justicia distributiva concreta. Desde esta

consecuencias negativas para el bienestar general asociados al consumo posicional, un tipo de consumo que sin incrementar el bienestar del que lo realiza genera insatisfacción en los demás.

perspectiva la *equidad horizontal* simplemente representaría en abstracto el pacto social por el que los poderes públicos deben justificar los tratamientos diferenciados, por ejemplo argumentar las razones por las que no todos los contribuyentes tienen las mismas obligaciones tributarias o, en general, la excepción a cualquier regla.

De acuerdo con este planteamiento, en su versión más pura, Kaplow (2000), en una revisión crítica de los índices de inequidad horizontal propuestos por Auerbach y Hassett (1999) y (2002), alega que la *equidad horizontal* no debe ser medida hasta que no se defina con precisión ni debe ser, por lo tanto, considerada como un principio evaluativo independiente ni como fundamento normativo ya que podría, incluso, entrar en conflicto con elementos fundacionales de la economía del bienestar, como el *principio de Pareto*.¹²

La necesidad de definir y perfilar el concepto indica que la universalidad del planteamiento no es en absoluto evidente. Por ejemplo, en el diseño de un tributo de acuerdo con el principio de capacidad de pago la fijación de las características que determinan que dos individuos tengan que tener idéntico tratamiento no está libre de controversia lo que, de algún modo, subraya la idea anterior. Obviamente, resulta inaceptable que se discrimine a alguien por su raza, género o creencias, pero la elección de la variable que describa su posición económica no es tan evidente y surgen algunas dudas al respecto.

El principal debate se centra en que, como la renta es un indicador imperfecto de la utilidad, ya que no tiene en cuenta el bienestar del ocio, en tanto las preferencias por éste difieran cualquier impuesto que grave la renta o el consumo sería inequitativo desde el punto de vista horizontal, pues se estaría diferenciando a los individuos por sus preferencias y no por sus capacidades. Similarmente, gravar con tipos diferenciados el consumo de distintos tipos de bienes o los rendimientos procedentes del trabajo o del capital vulneraría el principio de equidad horizontal al basarse en las diferencias de preferencias o del origen de la renta. Esta dificultad ha propiciado que, desde ciertos planteamientos, se haya aceptado una interpretación menos estricta vinculada a la igualdad de oportunidades. Para superar esta limitación, desde una perspectiva más economicista, Feldstein (1976) propuso una

¹² Kaplow utiliza un ejemplo para ilustrar esta afirmación: si una reforma fiscal aplicada a varios grupos de individuos iguales genera aumentos en la renta media de todos los grupos, pero implica aleatoriamente que algunos individuos tengan ganancias por encima de la media de su grupo y otros por debajo, claramente se vulnera el principio de equidad horizontal en su definición más simple. Sin embargo, si el incremento medio de renta (menos la prima de riesgo asociada a la aleatoriedad del tratamiento) es positivo y su nivel menor a la *renta per cápita equivalente* asociada al incremento de la desigualdad horizontal, la reforma supondría una mejora paretiana, aún con un supuesto tratamiento desigual a los iguales.

interpretación de los mandatos desde la utilidad. Siguiendo con el ejemplo de los impuestos, de acuerdo con los supuestos de la *equidad horizontal* si dos sujetos tienen un idéntico nivel de utilidad antes de proceder al pago de las cuotas deben mantener dicha paridad una vez realizado éste, es decir, los que tienen igual utilidad *ex ante* deben contribuir de forma equivalente y, del mismo modo, los que difieren deben contribuir de forma diferente, de acuerdo con los postulados del principio de *equidad vertical*, teniendo en cuenta que la existencia de permutaciones entre los niveles de utilidad asociados antes y después de la intervención impositiva (o *reranking*) supondría la aparición de un supuesto de inequidad en el plano horizontal. Obviamente, como señalan Albi et al. (2009), el principio de equidad horizontal entendido desde esta perspectiva utilitarista sólo tendría sentido si todos los individuos tuvieran la misma función de utilidad que pudiera ser objetivable en su interpretación. En este mismo sentido, como apunta Rosen (2007), la visión utilitarista afirma la validez de la situación previa y son los cambios en el *statu quo* los que provocan inequidades horizontales. En su caso, se podría defender un cambio que generara inequidad horizontal pero que contribuyera a incrementar la eficiencia y la equidad vertical si se asegurara de algún modo la denominada “equidad de la transición”, es decir que la intervención contemplara un periodo de carencia en el que los individuos tuvieran tiempo de adaptar sus circunstancias si la política les afectara negativamente por alguna decisión tomada con anterioridad. Sobre esta idea volveremos en el caso de la intervención en materia de política medioambiental, pues resulta especialmente interesante en el caso de intervenciones que vulneren el principio de equidad horizontal y que, como tendremos ocasión de analizar, son más frecuentes de lo que en principio podría parecer.

En la aplicación práctica de la visión utilitarista anterior, a las evidentes dificultades de las comparaciones interpersonales de utilidad se añade la práctica imposibilidad de realizar intervenciones que cambien los niveles de utilidad individuales sin violar el principio de equidad horizontal en el caso de que los individuos difirieran en sus gustos.¹³ Además, como señalan Atkinson y Stiglitz (1980), incluso en el caso de que los individuos tuvieran idénticas preferencias, si la frontera de posibilidades de utilidad no fuera convexa el tratamiento diferente a individuos iguales podría incrementar el bienestar, por lo que sostienen que el principio horizontal debe sustentarse en bases éticas y no estrictamente económicas. Una definición normativa de la equidad horizontal impediría, así, el establecimiento de leyes discriminatorias.

¹³ Como hemos apuntado anteriormente, si los gustos son diferentes, por ejemplo la preferencia por el ocio, cualquier impuesto sobre la renta progresivo sería inequitativo horizontalmente, y asimismo cualquier impuesto sobre el consumo diferenciado.

La idea de justicia que se defiende impregna de este modo la forma de evaluar las intervenciones también en el tratamiento igual de los iguales. En este sentido investigadores como Galbiaty y Vertova (2006) o Lambert (2006), entre otros, siguen apoyando la utilización del principio horizontal como un criterio evaluador ya que, si bien el principio de *equidad horizontal* no es tan simple ni tan absoluto como se ha entendido inicialmente, sí tiene sentido considerarlo en el análisis de las políticas públicas porque aporta información que no se transmite evaluando simplemente el criterio vertical. En primer lugar, como subrayan Galbiaty y Vertova (2006), la definición más adecuada supone, en la tradición anteriormente apuntada de Atkinson y Stiglitz (1980), que la determinación de los iguales requiere adoptar una postura normativa para elegir las variables que van a ser consideradas para realizar la selección. Así, la *equidad horizontal* supone que los individuos que reciban idéntico tratamiento deben ser aquellos que han sido *normativamente* considerados iguales.¹⁴ El verdadero problema normativo no es el igual tratamiento a los iguales, una vez definidos éstos de forma apropiada, sino la elección de las variables identificativas: todas y solamente aquellas características individuales relevantes i.e., los individuos no tienen por qué ser idénticos en todos los aspectos sino sólo en aquellos éticamente significativos. Precisamente, como señala Lambert (2006), la utilización de *escalas de equivalencia* en los estudios distributivos se realiza para identificar los grupos de iguales y valorar en qué medida los sistemas fiscales, u otras políticas, son adecuados desde el punto de vista del tratamiento a las familias. De este modo, una intervención que suponga la aparición de supuestos de inequidad horizontal introduce una nueva forma de desigualdad que no se contiene sino que se suma al efecto vertical para determinar el resultado redistributivo. Así, si por ejemplo un impuesto progresivo causa *reranking*, asumiendo una correcta elección de variables pero una fallida aplicación de la regla redistributiva, podría incrementar la desigualdad, lo que supone que el principio de *equidad horizontal* aportaría nueva información en la valoración de la intervención. En esta línea algunos autores, como Lambert y Ramos (1997) o Duclos y Lambert (2000) han propuesto, de forma muy gráfica e ilustrativa, la separación del efecto redistributivo de las intervenciones en

¹⁴ Como veremos en partes posteriores de este trabajo, esta consideración no es siempre sencilla. El tratamiento diferencial es muy común en la determinación de las obligaciones de los ciudadanos, tanto en las tributarias, como en otras áreas, y la diferenciación en algunas es admisible en algunos casos, como las diferencias en la capacidad contributiva, y no en otros. No es justificable, por ejemplo, el tratamiento diferenciado por cuestiones raciales o de género, ya que no son características relevantes y sería discriminatorio a menos que, por compensar algún tipo de desequilibrio por razones históricas o culturales, se arbitren supuestos de discriminación positiva, por ejemplo en el caso de las mujeres para facilitar su acceso a ciertos sectores en los que su presencia ha sido tradicionalmente limitada, aunque también en este caso se debe justificar esta diferenciación. Sin embargo, e incluso entre seguidores de los mismos planteamiento de justicia distributiva, no existe un consenso sobre si la diferencia en los gustos debe o no ser considerada, como explica Starkey (2012) respecto al debate sobre los gustos involuntarios de los igualitaristas Dworkin y Cohen, sobre el que volveremos en el último capítulo de este trabajo.

sus componentes vertical y horizontal, como veremos en partes posteriores de este trabajo cuando analicemos aplicaciones concretas de instrumentos de política medioambiental.

De esta forma, los cambios en la *equidad horizontal* que miden los índices diseñados al efecto detectan las dos posibles fuentes de las que surgen los supuestos de violación del principio: la elección inapropiada de las variables que fundamentan la equiparación y la divergencia entre los resultados reales y los teóricos (o esperados) de las políticas. En el primer caso la política sería discriminatoria, en el sentido de que diferencia en el tratamiento a individuos que deberían ser considerados iguales de acuerdo con las variables normativas adecuadas y que no son las efectivamente aplicadas por tratarse de intervenciones que, o bien son conscientemente discriminatorias o, al menos, adolecen de problemas de información u otras dificultades para tener en cuenta correctamente la heterogeneidad (por ejemplo entre los hogares). En este supuesto el investigador, o aquel que esté valorando los efectos de la medida, debería justificar suficientemente la selección de indicadores alternativa. En el segundo caso la política, aún aplicando criterios apropiados en la selección de variables, es *no determinista* debido a deficiencias en su diseño o en su aplicación, por lo que los resultados que se dan en la realidad difieren de los esperados, por errores administrativos o por comportamientos inadecuados, como por ejemplo, en el caso de los tributos, por fraudes fiscales. En este sentido la medición de la *equidad horizontal*, previamente definida, resulta relevante.

2.3.2.2 *Reflexiones sobre la incorporación de los principios de equidad en el diseño de la política medioambiental*

En el contexto de la aplicación de instrumentos de política medioambiental se ha hecho referencia a estos principios tanto en el reparto de los beneficios derivados de las políticas como de los efectos financieros de las mismas. Por ejemplo, Tietenberg (1996) indica que en EEUU se vulneran ambos principios en el primer aspecto: en el sentido vertical porque los beneficios son recibidos principalmente por aquellos que tienen más recursos y, adicionalmente, porque en algunos casos se han producido tratamientos discriminatorios. La desigualdad en el reparto de los beneficios de las políticas medioambientales, o en general de la calidad medioambiental, ha sido ampliamente considerado en los estudios sobre *justicia medioambiental* que analizan si diferencias en el status económico, u otras características como la raza, la procedencia o incluso la generación a la que se pertenece podían ser determinantes en la exposición a los daños o en el disfrute de los beneficios.

Asimismo, en el análisis sobre la distribución de los efectos financieros de los instrumentos de política medioambiental, la cuestión sobre su posible regresividad está vinculada con la medición de la equidad en el sentido vertical, mientras que la valoración de las diferencias de los efectos distributivos sobre ciertos colectivos, por ejemplo en función del tipo de familia o el lugar de residencia, estaría relacionada con el principio horizontal.

En esta parte del trabajo nos centraremos en el análisis de la distribución de los efectos financieros de las políticas, cuestión que, volvemos a subrayar, es totalmente relevante no sólo para que no se ponga en tela de juicio su aplicación, si se sospecha que pudieran derivarse resultados discutibles, sino también para incorporar consideraciones de tipo normativo en su desarrollo. Podemos hacer referencia a muchos ejemplos reales sobre la rectificación de medidas ya implementadas o la retirada de propuestas teóricas precisamente por haber sido consideradas injustas desde el punto de vista horizontal o vertical, o ambos.¹⁵ De forma simplificada, por su cercanía en el tiempo, vamos a hacer referencia a dos casos que pueden resultar ilustrativos. En primer lugar, en el Reino Unido, a principios de la década se revisó toda la política de subvenciones que recibían los jubilados para la compra de productos energéticos en el ámbito doméstico (el programa *Winter Fuel Allowance*) mientras que en 2012, en Castilla León, se determinó la devolución a los transportistas de parte del céntimo sanitario (un impuesto adicional sobre la compra de carburante finalista con el que se pretendía contribuir a sufragar la sanidad) que había sido ya pagado. En ambos casos las razones de los cambios en la aplicación de las medidas se referían a supuestos de inequidad por incorrecta elección de las variables: los pensionistas más ricos recibían un trato de favor respecto a otros individuos más pobres en el primer caso al considerar la edad y no otras características como variables diferenciadoras, mientras que en el segundo los profesionales del transporte habían sido equiparados al resto de colectivos y se juzgó posteriormente que deberían haber sido considerados diferentes en la aplicación del tributo si se querían evitar perjuicios graves en las empresas del sector. Era, por lo tanto, un problema de elección de variables.

En cualquier caso, y al margen de posturas concretas, el debate sobre los límites conceptuales de los principios de equidad contribuye, como sostienen diferentes autores, a traer al escenario sobre la valoración de las políticas públicas las cuestiones relativas a la justicia distributiva, de las que los principios de equidad horizontal o vertical son simples aproximaciones. La aplicación de instrumentos de política medioambiental no debería ser ajeno a estas consideraciones, sean o no concretadas en forma de principios. Como hemos señalado anteriormente, la importancia de la consideración de estos efectos en el diseño de las políticas es

¹⁵ Si por ejemplo el colectivo más perjudicado tiene, asimismo, menor capacidad económica.

fundamental no sólo por facilitar su aceptación pública sino también, y esencialmente, por razones normativas, ya que los resultados injustos, entendiéndose por estos los que pudieran resultar discriminatorios o perjudicar a la población con menor capacidad económica, deben ser corregidos por un imperativo moral.

En este sentido resulta muy atractiva la idea de sostenibilidad medioambiental defendida por Sen (2007) y (2013), que perfila de una forma elegante y sensible este concepto, cuando responde a la pregunta sobre *por qué debemos preservar la lechuga moteada*. Según este planteamiento la sostenibilidad no sólo implica garantizar en el tiempo la satisfacción de las necesidades humanas, como en el clásico enunciado del informe Brundtland (1987), o el nivel de vida en la forma recursiva intergeneracional en que lo define Solow (1992), porque la idea de ser humano que subyace a esas definiciones es demasiado limitada: los hombres tienen necesidades, pero también valores que hay que incorporar en el concepto de sostenibilidad. Desde esta perspectiva, por ejemplo, la protección de los animales en peligro de extinción es necesaria no por razones vinculadas a asegurar las posibilidades, o los niveles de vida, de las futuras generaciones sino por la *responsabilidad que surge de nuestra fortaleza* como seres humanos capaces de hacerlo y que viven en el momento adecuado para ello. Esta idea es poderosa, ya que sirve para defender una participación activa, libre e informada de los ciudadanos en la política medioambiental. Nuestros principios y sentido de la responsabilidad, que nacen de una libertad que también debe ser preservada en el futuro, son fundamentales tanto para la aceptación de los instrumentos, y asegurar su viabilidad, como para inducir los cambios necesarios en nuestro estilo de vida compatibles con la sostenibilidad así entendida como ciudadanos reflexivos, participativos y responsables.

Esta justificación ética desde un punto de vista dinámico es perfectamente trasladable a un plano *intrageneracional* ya que también, en este sentido, podríamos pensar que las cargas asociadas a la solución de los problemas medioambientales en el presente tienen que recaer en mayor medida sobre aquellos para los que resulta más sencillo asumir dicha responsabilidad, lo que implicaría la aceptación extendida del *principio de capacidad de pago* en el reparto de los costes y beneficios asociados a la política medioambiental, y no sólo en el ámbito más local sino también en las intervenciones para solucionar los problemas globales.

Conjugar estos planteamientos no suele resultar sencillo, y no lo es en particular en el caso de las políticas medioambientales, en general por los mismos motivos que en el caso de otras políticas públicas y, en particular, por la prioridad de los objetivos derivados de su naturaleza medioambiental. Así, habitualmente, como analizaremos en profundidad más adelante, para simplificar el diseño de las políticas medioambientales y facilitar su aplicación no se profundiza en la diferenciación que

exige la *equidad vertical* para no complicar la gestión de los programas. La dificultad de aunar las consideraciones sobre la eficiencia y sobre la equidad de las políticas ha contribuido a que normalmente el análisis se haya centrado en el primero de los objetivos (en términos de eficiencia medioambiental y económica) o, en todo caso, a la consideración de los efectos distributivos de forma superficial o independiente. En este sentido, como señalan Labandeira et al. (2006), los instrumentos de política medioambiental, en especial las medidas fiscales, se han desarrollado siguiendo la tendencia consolidada en otros países de incrementar la participación de la imposición indirecta en el sistema fiscal, con diseños simples que no permiten diferenciaciones más sofisticadas de acuerdo con los postulados de la *equidad vertical*. Esta reorientación de los fundamentos de la fiscalidad en ciertos países donde los niveles preexistentes de igualdad y el potencial redistributivo de otras políticas es elevado, como los países nórdicos (pioneros en algunos de los instrumentos combinados más novedosos), no contribuiría de forma preocupante a disociar los intereses sociales y medioambientales de las políticas públicas. Sin embargo, esta aparente neutralidad no sería trasladable a otro tipo de países, en los que tiene mucho más sentido valorar si, adicionalmente, intervenciones diseñadas con otras prioridades (como la política medioambiental u otras) interfieren en sus efectos distributivos con otros objetivos sociales y crean desequilibrios en el plano horizontal o vertical.

Asimismo, como apuntábamos antes, suele señalarse que, aunque estas cuestiones sean importantes, la política medioambiental no debe incorporar objetivos distributivos para cuya consecución existen instrumentos más apropiados. Es evidente que el objetivo prioritario de la política medioambiental es contribuir a que, en los procesos de producción y consumo, avancemos hacia un uso más sostenible de los recursos naturales. Sin embargo creemos que es fundamental integrar en el diseño de las políticas los efectos distributivos para, como mínimo, no agravar la situación de las familias con menos recursos, y, por qué no, promover mejoras en este ámbito también cuando sea posible. Aunque por simplicidad expositiva muchas veces se analicen los elementos de forma separada, o respecto a un único objetivo, no debemos perder de vista que el funcionamiento global de unos instrumentos interactuando con otros determinará, en su sinergia, el grado de justicia que se percibe en las políticas públicas. Por ejemplo, Kaplow (2011) defiende, en el diseño de reformas fiscales óptimas, también en la fiscalidad medioambiental, la aproximación de neutralidad distributiva (y recaudatoria) por las ventajas asociadas a la eficiencia de ese planteamiento, sin costes distributivos, lo que implica tener una idea precisa de los efectos distributivos más inmediatos de la política medioambiental. Este modelo nos servirá de referencia, precisamente, para presentar algunas ideas sobre la incorporación óptima de algunos elementos de política medioambiental en el último capítulo de este trabajo.

Obviamente, los términos en que se resuelve en la realidad el intercambio entre eficiencia y equidad es una cuestión implícita a los juicios de valor que impregnen el proceso político, sin embargo el análisis económico tiene mucho que aportar tanto para informar este debate como para prever los efectos reales de las políticas *ex ante* y adelantarse así a los posibles problemas de aceptación pública de las mismas. Creemos que esta perspectiva no implica solamente completar el análisis de los efectos de los diferentes instrumentos sino que es además, y sobre todo, necesaria para tener una visión correcta de las intervenciones también en materia medioambiental. El estudio sobre estos aspectos, que nos planteamos como objetivo en esta parte de nuestro trabajo, se fundamenta en esta idea.

2.3.2.3 *Revisión de los elementos principales del análisis económico sobre los efectos distributivos de la política medioambiental*

Los efectos distributivos más evidentes de las políticas medioambientales, como vimos anteriormente, son los que se derivan de los cambios en los mercados de bienes y de factores afectados y sus efectos sobre los grupos de población. Sin embargo, las diferentes interacciones que se transmiten en el sistema económico implican que los resultados de las políticas que afectan a un determinado mercado o sector productivo, en función de su magnitud, pueden producir también variaciones significativas en otros sectores. Un análisis completo de los efectos distributivos implica considerar todos los cambios producidos, tanto de forma directa como indirecta, y que afecten a los hogares, las empresas y los mercados individuales así como, en la interrelación de éstos, a los diferentes sectores productivos y, a nivel intersectorial, a la economía en su conjunto e, incluso, en función del ámbito espacial de aplicación de las medidas y la persistencia de sus efectos, a nivel global y dinámico.

En OCDE (1994), uno de los primeros trabajos sobre los efectos distributivos de la política medioambiental, se enumeran los seis puntos que definen los elementos principales de este tipo de estudios: determinación de la referencia con la que se comparan los efectos de la política (por ejemplo el *statu quo* o el porcentaje de éxito en la consecución de algún objetivo concreto), valoración de la generación de ingresos públicos como consecuencia de la aplicación de la medida (si es que se producen), análisis de los efectos a corto plazo en la aplicación de la política, selección de los colectivos relevantes para el análisis más allá del estudio distributivo en función de la renta (por ejemplo en función del tipo de empresa, de familia o en diferentes áreas geográficas), análisis de los efectos finales o a largo plazo (sobre los grupos de renta y otros grupos de población relevantes, costes de transición en el mercado de trabajo, derivados de los cambios en los precios sobre

consumidores y empresas, sobre los beneficios de las empresas y sobre los ingresos públicos) y, en último lugar, revisión de las opciones disponibles para la mitigación o la compensación de los efectos.

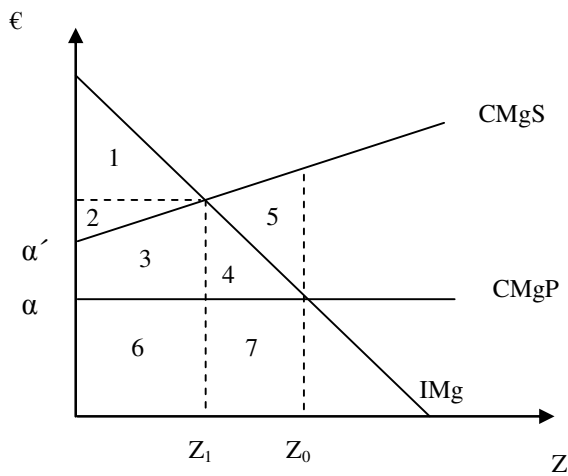
De este modo, según indica Kristrom (2006), el estudio de los efectos distributivos sobre las familias o los hogares se basa en la consideración de los cambios sobre el bienestar de los consumidores debidos al efecto de las variaciones en los precios de los bienes directa o indirectamente afectados por las intervenciones, matizados por los cambios conductuales que pudieran inferirse, y en la evaluación sobre si la repercusión de la medida se distribuye en función de alguna característica que tenga particular importancia (como su nivel de renta). En cuanto a las empresas, el efecto final dependerá de la interacción del *efecto producción* y del *efecto sustitución* que, como tendremos oportunidad de analizar más adelante, están condicionados por el tipo de instrumento a través del que la política se ponga en práctica y de las características del mercado (pudiendo afectar en diferente sentido al rendimiento de las inversiones). La subida previsible en el precio en el mercado afectado en primera instancia podría implicar asimismo desempleo y abandono de algunos oferentes. Dentro de un mismo sector productivo, por su parte, las intervenciones pueden afectar en mayor o menor medida en función de la naturaleza de las características de las industrias objetivo (tales como el tipo de bien que produzcan o la estructura de mercado que definan) y, por último, si la política es lo suficientemente importante y repercute de forma general en toda la economía o, incluso, en diferentes países, se deben considerar todas las interacciones en un sentido más global.

El análisis de incidencia de las intervenciones se ha centrado principalmente en el estudio del reparto de los efectos de las intervenciones y, en especial, la naturaleza de sus resultados en relación con la capacidad económica de las familias. La probable incidencia regresiva de la política medioambiental ya fue sugerida por Baumol y Oates (1988) hace varias décadas, cuando el ámbito de aplicación de estas herramientas era muy reducido y el principal objeto de estudio de la economía medioambiental eran los aspectos relacionados con la eficiencia de las políticas. Estos autores intuían, basándose en la escasa evidencia empírica disponible y en algunas suposiciones lógicas, que en ausencia de medidas compensatorias, los individuos con mayor capacidad económica podrían verse beneficiados, tanto en el reparto de los beneficios como en el de las cargas. En concreto, en el análisis sobre la incidencia de los efectos financieros de las medidas se distinguen dos tipos de costes: los transitorios y los permanentes. En el primer supuesto el más evidente es la pérdida de empleos en los sectores directamente afectados, que podría moderarse con el aumento de posibilidades de empleo en otras industrias (por ejemplo relacionadas con el reciclaje), pero ¿cómo se distribuyen estos efectos en función de la renta? En principio se podría pensar que la menor movilidad geográfica y

ocupacional de los trabajadores con salarios más bajos es menor y, por lo tanto, no se beneficiarían en igual medida de las nuevas posibilidades que pudieran abrirse en nuevos proyectos productivos. En cuanto a la incidencia de los costes permanentes se debe considerar, en primer lugar, cómo se verán afectados los precios de los bienes y, en segundo término, como inciden en función del grupo de renta al que se pertenece.

De forma habitual en el estudio distributivo de los efectos financieros de las políticas medioambientales se ha seguido una perspectiva *intrageneracional* y centrada en los efectos a corto plazo, a través de modelos de equilibrio parcial. En estos modelos, si se utilizan datos microeconómicos y no agregados, se pueden estudiar los efectos sobre diferentes grupos de población y se pueden realizar predicciones bastante acertadas sobre los resultados distributivos más inmediatos. En los estudios más completos se consideran los cambios en el comportamiento de los consumidores una vez aplicadas las medidas y se estiman modelos de demanda más informativos con las herramientas de la teoría microeconómica de la dualidad para incorporar consideraciones conductuales.

Gráfico 2.3. Efectos distributivos de una reducción en el nivel de emisiones



Tal y como se ilustra muy claramente en Fullerton (2008), gráficamente se pueden identificar todos los tipos de efectos distributivos a corto plazo en un sencillo modelo gráfico de equilibrio parcial similar al gráfico 2.1 analizado anteriormente. En la figura anterior se representa el mercado de cualquier bien cuya producción o consumo genere externalidades medioambientales negativas que, en ausencia de intervención, alcanzará un equilibrio en el punto en que coinciden la demanda y la oferta. De forma óptima, sin embargo, se debería producir una cantidad menor para interiorizar el coste social de la actividad y es en este contexto en el que la política medioambiental tiene sentido si es capaz de conducir al mercado al equilibrio eficiente. Los costes de la intervención para los consumidores son evidentes: el excedente del consumidor se reduce precisamente en la cantidad

definida por la suma de las áreas 2,3 y 4 cuya magnitud dependerá inversamente de la elasticidad relativa de la demanda respecto de la de la oferta (si consideramos la curva de demanda compensada en el gráfico ésta indica la moderación en la pérdida por el cambio en la conducta de los consumidores ante los cambios en los precios, lo que reduce el área 4 respecto a si consideramos la curva marshalliana). El análisis de los efectos distributivos en este primer escenario implica la valoración de las elasticidades y el cálculo del porcentaje de la renta total de cada grupo de renta (o de la variable concreta que represente la capacidad económica de los hogares) destinado al consumo de dicho bien.

Volviendo a la figura anterior, las rentas de escasez derivadas de la reducción incentivada en el nivel de producción que genera la intervención correctora están representadas por las áreas 2 y 3, que serán recogidas por el sector público si la medida en cuestión implica pagos directos al estado (como veremos en el caso de ciertos instrumentos económicos como los impuestos medioambientales y los mercados de permisos subastados) o que se convertirán en beneficios para las empresas si la reducción en la producción no se arbitra con ciertos incentivos económicos, por ejemplo, como veremos, en el caso de sistemas de permisos que se reparten de forma gratuita, pudiendo ser capitalizadas en este último caso en los precios de las acciones de las empresas. Los productores, por su parte, verán reducido su excedente si las rentas de escasez son recogidas por el sector público, por ejemplo a través de un impuesto, de nuevo en función de la sensibilidad de la demanda ante los cambios en los precios y su propia capacidad de adaptación a las nuevas condiciones del mercado. Los consumidores soportarán un mayor incremento si su demanda es más inelástica, en comparación y, dado el conjunto de cambios en los precios, los individuos o familias asumirán los costes en proporción a su gasto relativo en los bienes afectados.

Los beneficios en términos de bienestar de la actuación correctora, representados por el área 5, pueden ser distribuidos de forma regresiva y también pueden acabar reflejándose en los precios de las viviendas de la zona o región que disfrute de los progresos medioambientales derivados de las políticas.¹⁶ Este resultado no sólo es relevante en el caso de políticas con efectos locales, fácilmente

¹⁶ En los estudios de evaluación económica de la calidad medioambiental con el método indirecto de los precios hedónicos el objetivo es, precisamente, la valoración de bienes medioambientales que forman parte del conjunto de características que sirven para explicar el precio de un bien privado, típicamente las viviendas. La idea en que se basa este método en concreto es que cualquier unidad que forma parte de una clase de bienes (las viviendas de una ciudad por ejemplo) se puede describir como un vector de sus características, por lo que su precio se puede expresar como una función de dichas características, lo que permite deducir cuál es el precio implícito de cada una de ellas, o su contribución al precio total. Una revisión de este y otros métodos relacionados con este tipo de valoraciones se encuentra, por ejemplo, en Hanley y Spash (1996). En Azqueta (1996) se recopilan algunos casos prácticos en España.

identificables, sino que también tiene sentido en un contexto más amplio, ya que asimismo se puede considerar la cuestión sobre si los problemas medioambientales globales afectan en mayor medida a los países más pobres.

Uno de los problemas de las aproximaciones de equilibrio parcial es que no reproducen los efectos indirectos, como los cambios en los precios de otros bienes no afectados de forma inmediata por las intervenciones, lo que se ha solucionado en algunos estudios perfeccionando la metodología incorporando algunos elementos como tablas input-output. Sin embargo estos modelos no asimilan las reacciones de las empresas ante los cambios, ya que se asume una traslación total de los efectos hacia adelante, por lo que no se pueden analizar los cambios en las remuneraciones factoriales, ni aportan información sobre las interacciones intersectoriales e interinstitucionales ni sobre cambios a nivel macroeconómico, por ejemplo, los efectos sobre el crecimiento económico o sobre la eficiencia de las medidas, cuyo análisis requiere la consideración de los cambios en la economía en su conjunto.

En los análisis de equilibrio general, por su parte, si se pueden analizar los cambios en los salarios y en las tasas de retorno, la interacción entre sectores y detectar los efectos a nivel agregado pero, de algún modo, se reproduce en un plano metodológico la disyuntiva entre eficiencia y equidad, ya que estos modelos no son apropiados para analizar los efectos en la distribución personal. Resolver este problema ha sido el reto de los últimos años y, como veremos en el estudio de los instrumentos económicos de política medioambiental, recientemente se han realizado interesantes aportaciones metodológicas que permiten conjugar ambos enfoques, como los modelos de análisis integrado.

Una aproximación exhaustiva a los efectos distributivos de los instrumentos de política medioambiental podría exigir plantear el estudio en diferentes escenarios, en función de la extensión temporal de los efectos y de su ámbito de aplicación, para incorporar también los efectos tanto en un plano temporal como desde el punto de vista territorial, distinguiendo entre zonas geográficas, regiones e incluso países. Respecto al enfoque temporal, considerar los cambios en un plano estático tiene algunas limitaciones. Por ejemplo, el stock de capital físico y humano, y su localización, es bastante inelástico en el corto plazo, por lo que los dueños de los factores sufren los costes de las políticas, de forma probablemente más concentrada en el caso del trabajo si se afecta particularmente a algún sector productivo concreto y en menor medida a los propietarios del capital cuanto más repartido esté éste (por ejemplo por tratarse de industrias públicas o muy grandes). Sin embargo, en plazos más largos el capital es móvil y los trabajadores pueden ser más flexibles. Así, en el caso de modelos dinámicos, otros efectos como los derivados de la transición hacia un nuevo equilibrio una vez aplicada la medida pueden ser también evaluados. Existen asimismo modelos que han analizado las consecuencias de políticas en el

caso de problemas medioambientales globales, como el cambio climático, en cuanto a su distribución espacial, por ejemplo Nordhaus et al. (2000) han desarrollado un modelo de equilibrio general dinámico para evaluar las políticas en diferentes regiones del mundo integrando modelos del clima y modelos económicos. Mendelsohn et al. (2006) et al., de forma similar, señalan que los países pobres sufrirán los mayores daños asociados al cambio climático, por sus condiciones climatológicas y su dependencia del sector primario, por lo que las políticas globales mejorarían, en ese sentido, la distribución espacial.

Los efectos distributivos de la política medioambiental se pueden, así, analizar siguiendo diferentes aproximaciones metodológicas, en un plano personal, factorial o espacial: dentro de cada país entre los grupos definidos por su nivel de renta (u otras características) y entre los factores productivos así como entre diferentes país o regiones y, en todos los casos, en un plano dinámico. Nuestro análisis tiene como objetivo, fundamentalmente, el estudio de los efectos financieros de las políticas en un plano *intrageneracional* y centrado en la distribución personal, aunque haremos continuas referencias a los otros ámbitos, ya que al igual que la distribución factorial afecta a la distribución personal (ya que los trabajadores tienen, en general, menor poder adquisitivo que los dueños del capital), la distribución espacial también influye si las medidas globales afectan más a los más pobres, dentro de los países más pobres. Por esto son tan interesantes, en el caso de las políticas más globales, los estudios más exhaustivos.

En resumen, como acabamos de analizar gráficamente, el efecto más evidente de la aplicación de la política medioambiental sobre el bienestar de los hogares es el cambio en los precios de los bienes afectados por las medidas concretas y si, por ejemplo, el bien que se encarece como consecuencia de la intervención es necesario y las familias con menos recursos dedican a su consumo un porcentaje de su renta mayor que otras con una mayor capacidad económica la valoración social y la aceptación ética de la intervención resulta comprometida. En cualquier caso éste no es el único canal por el que se infieren cambios en los hogares como consecuencia de las políticas ya que también se derivarán ajustes en otros mercados por los cambios en los precios relativos de otros bienes que también condicionarán la posición presupuestaria de los hogares en función de la dirección e intensidad de la reacción conductual de los consumidores, cuya posición puede verse asimismo comprometida si disminuyen las rentas salariales por la reducción en la actividad de las empresas o las rentas del capital de los activos que también poseen los hogares. Estos efectos añadidos pueden cambiar la valoración inicial de la medida si, por ejemplo, se generan rentas de escasez en algún sector que benefician a los dueños del capital, si los cambios en los precios de bienes relacionados matizan el efecto inicial o en función del destino de los fondos recaudados en el caso de las medidas que generan ingresos públicos.

En los siguientes capítulos analizaremos cómo se han desarrollado estos enfoques en el estudio de los efectos distributivos de los diferentes instrumentos de política medioambiental.

2.4. CRITERIOS VINCULADOS A LA SENCILLEZ ADMINISTRATIVA

La facilidad en la ejecución y supervisión de las políticas es otra cualidad importante para garantizar la eficacia de los mecanismos de protección medioambiental. Podría parecer que estos aspectos tienen un carácter secundario respecto a los criterios anteriores, relacionados con su potencial para obtener mejoras medioambientales, los costes de su implementación o la admisibilidad de sus resultados, sin embargo las dificultades asociadas a la implementación y control de las políticas pueden invalidar su aplicación o ser determinantes para la elección de una u otra opción o la conveniencia de combinarlas: un instrumento, por eficiente que sea, resulta inútil si los costes asociados a su puesta en funcionamiento o para garantizar su cumplimiento son demasiado elevados.

Entre los principales problemas que se pueden plantear, y que han condicionado el objeto de algunas ordenaciones como veremos más adelante, podemos destacar los asociados a la falta de información sobre la identidad de los agentes responsables del daño o incluso su cuantía. En este sentido, cuando resulta imposible determinar la causalidad, es decir no se puede precisar cuál es el origen exacto del daño ni medir éste, hay que intervenir en otras fases del proceso de producción o de consumo: por ejemplo, si no se puede saber con certeza qué empresas agrícolas son responsables de vertidos a los ríos se puede prohibir o limitar el uso de ciertos pesticidas o de los compuestos más nocivos. La existencia de múltiples fuentes de daño complica, asimismo, la gestión de las medidas como es el caso de las emisiones originadas por el tráfico, los sistemas de calefacción u otras fuentes de contaminación difusas. Estos daños considerados de forma agregada no son en absoluto despreciables y para su control se podría fijar un precio a la externalidad (por cada unidad de emisión provocada por cada agente) pero resulta más sencillo incidir de forma directa sobre el volumen de las empresas contaminantes por su menor número, e incentivar cambios en la conducta de los consumidores por otras vías indirectas.

Un problema relacionado con las dificultades de tipo operativo es el derivado de las interacciones inadecuadas entre diferentes instrumentos que se favorecen, por ejemplo, cuando existen diferentes niveles administrativos o cuando el reparto de

competencias no es adecuado en función de que sea requerido un mayor o menor alcance en la intervención.¹⁷

2.5. INTERVENCIÓN PÚBLICA Y POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN UN CONTEXTO DE INCERTIDUMBRE

En apartados anteriores de este capítulo hemos considerado las principales fuentes de incertidumbre que deben considerarse para estimar la conveniencia y, en su caso, el diseño más apropiado de la política medioambiental. En primer lugar la incertidumbre en cuanto al alcance de los problemas medioambientales y la naturaleza de su origen (en qué grado son resultado de las acciones humanas o si se generan principalmente por procesos naturales, de carácter cíclico por ejemplo) condicionan la aceptación de la intervención pública en materia medioambiental. Como hemos señalado en la introducción, siguiendo las recomendaciones del *principio de prevención* y atendiendo a la evidencia puesta de manifiesto en la mayoría de los estudios, al margen de otro tipo de polémicas, se puede aceptar que las acciones humanas sí han contribuido, al menos en un grado importante, a empeorar las condiciones ambientales tanto en el contexto local como global y que, por lo tanto, se deben corregir sus efectos. Esta afirmación justificaría la intervención pública en este sentido, quedando a juicio del legislador o institución promotora de las medidas la intensidad de las intervenciones, de acuerdo con la información disponible.

En cuanto a la incertidumbre presente, asimismo, en las implicaciones de las políticas correctoras podemos hacer referencia a dos aspectos. En primer lugar, la determinación del nivel de calidad objetivo compatible con la obtención de resultados eficientes requiere la estimación de las funciones de coste y daño marginal. Las primeras, que pueden ser desconocidas para el sector público, no lo son para las empresas por lo que se podrían habilitar sistemas *incentivo-compatibles* para que los productores asuman sus funciones y actúen consecuentemente. Las funciones de daño son más difíciles de precisar, especialmente en el caso de los problemas de “grandes números”: como acabamos de ver no hay duda de que la contaminación tiene consecuencias nocivas para la salud o que agrava otros problemas como el calentamiento global, pero precisar la cuantía exacta de los costes, incluso a nivel local y a corto plazo que es *a priori* más sencillo, y determinar exactamente la relación de causalidad de los daños es enormemente complicado, lo

¹⁷ En la UE, por ejemplo, se ha establecido un principio de subsidiariedad: la entidad supranacional marca las líneas básicas de actuación y sólo interviene cuando la eficiencia requiera medidas globales, como el mercado de permisos que se regula directamente de forma supranacional.

que podría conducir al abandono de las intervenciones. Sin embargo, como ya hemos analizado con detenimiento, en ausencia de información precisa o si existe incertidumbre el objetivo se puede rebajar hacia la *coste-efectividad* de forma que se establezca un cierto nivel objetivo de calidad (que puede ser más o menos ambicioso en función a la aceptación de las fuentes de incertidumbre anteriores e idealmente revisarse en el tiempo) de modo que sea factible la consecución de mejoras ambientales minimizando los costes asociados. En este sentido, por ejemplo, resulta relativamente sencillo plantear el cumplimiento de los niveles máximos de concentración de sustancias nocivas que sugieren los organismos internacionales de forma preferente, puesto que ya se tiene una idea bastante precisa de lo que supone superar esos efectos en términos de las consecuencias para la salud a corto plazo así como sus costes inducidos y, asimismo, su monitorización es fácil de llevar a cabo.

La segunda cuestión a la que hacíamos referencia se refiere a la inseguridad sobre el resultado final de las políticas en el mercado de los bienes afectados por las regulaciones, concretamente en los cambios en el precio y la cantidad de equilibrio. Como tendremos oportunidad de considerar más adelante en profundidad, la elección del instrumento de política medioambiental es determinante para conocer *ex ante* los cambios sobre una u otra dimensión de los mercados; es decir, es posible eliminar parcialmente la incertidumbre en este sentido concreto.

El diseño de los instrumentos de política medioambiental puede, en ciertos casos, prevenir algunos de los costes asociados a la incertidumbre, para lo que resulta fundamental, asimismo, que las medidas puedan incorporar las nuevas evidencias cuando éstas se manifiesten, por ejemplo si existen indicios de la mejoría o del agravamiento de los problemas o si los estudios científicos revisan la magnitud estimada de los daños. Como veremos más adelante, esta flexibilidad es más asequible en ciertos instrumentos.

CAPÍTULO III

**POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL A
TRAVÉS DE INSTRUMENTOS
DESCENTRALIZADOS Y
NORMATIVOS**

3.1 PRINCIPALES OPCIONES DE POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL: EL PAPEL DE LA INTERVENCIÓN PÚBLICA

Las herramientas de política medioambiental se pueden clasificar, entre otros criterios, según la naturaleza de la implicación del sector público en su planificación y desarrollo posterior: en las políticas descentralizadas se limita a fijar las condiciones delegando el protagonismo en los agentes sociales, en el caso de la normativa medioambiental se establecen límites o se prohíben las actuaciones que tienen efectos negativos mientras que, en el caso de los instrumentos económicos, se regulan iniciativas que generan incentivos que, si son los adecuados, conducen a los agentes económicos a la adopción de las decisiones más convenientes desde el punto de vista medioambiental. Estos instrumentos también se denominan de mercado, atendiendo a esa naturaleza descentralizada, aunque de dicha denominación no se debe inferir que se trate de un sistema desregulado ya que, como veremos, se imponen unas condiciones muy concretas en su funcionamiento creando en realidad un mercado con un elevado nivel de intervención pública.

En las dos últimas categorías, en las que los objetivos medioambientales se pueden precisar mejor por la participación más activa del sector público en su desarrollo, se sigue una diferente trayectoria. En el enfoque normativo, a través de la regulación directa por los cauces legales correspondientes, el legislador establece la norma para posteriormente fiscalizar su cumplimiento y, en su caso, imponer la sanción. Los instrumentos económicos, a través de la generación de incentivos, consiguen que se reduzca la presión sobre el medio natural de los procesos de producción y de consumo induciendo cambios en los precios de los bienes (en las *políticas de precios*) o fijando un límite máximo (en los *instrumentos de cantidad*) de forma que se favorezcan cambios positivos en las combinaciones de factores productivos, la adopción de medidas correctoras en las fases de posproducción o la reducción en la producción de los bienes. Entre estas opciones analizaremos particularmente los impuestos medioambientales y los sistemas de permisos transferibles, así como algunas propuestas recientes que son variaciones de los instrumentos anteriores o combinaciones de varios de ellos.

A continuación vamos a evaluar los instrumentos de política medioambiental en relación con su potencial en el cumplimiento de los criterios que acabamos de revisar. No es nuestro objetivo revisar de forma exhaustiva o catalogar las políticas que efectivamente se han llevado a la práctica, o las que previsiblemente se implementarán en el futuro, sino valorar las ventajas e inconvenientes de las diferentes opciones de intervención en este ámbito de forma comparativa para poder, así, tener una idea más clara sobre su idoneidad en diferentes supuestos. En el curso de las reflexiones que realizaremos con este propósito, y en las que

prestaremos atención especial, pero no exclusiva, a los efectos distributivos, nos referiremos a intervenciones efectivas o a proyectos propuestos en España o en otros países para ilustrar nuestros comentarios y valoraciones. Aunque no serán analizados en primer lugar, por los criterios utilizados para presentar las herramientas, hemos dedicado un esfuerzo especial a la reflexión sobre los impuestos medioambientales, que se traduce en términos cuantitativos en una mayor extensión en la parte correspondiente del capítulo. Esta aparente descompensación se justifica por varios motivos: en primer lugar porque la fiscalidad medioambiental es especialmente interesante en cuanto a sus efectos económicos, por los incentivos generados y por la multitud de combinaciones de políticas mixtas que permite el reciclaje de los ingresos públicos, en segundo término porque los resultados sobre las consecuencias económicas o distributivas de los impuestos se pueden adaptar de forma sencilla a otros instrumentos y, por último, porque es el instrumento que más se ha estudiado en los últimos años en cuanto a sus resultados distributivos. Así, por ejemplo, el análisis de las fases de los estudios que cuantifican los resultados económicos, medioambientales y distributivos de los impuestos se puede extrapolar a cualquier política que suponga un incremento en el precio de los bienes afectados, sea ésta una normativa o un sistema de permisos o cuotas.

3.2 LAS POLÍTICAS DESCENTRALIZADAS

En las políticas descentralizadas la intervención pública es secundaria en el sentido de que son los agentes implicados los que tienen la iniciativa para la resolución de los conflictos mientras que el papel del sector público se limita a determinar y garantizar la titularidad de los derechos de propiedad de los recursos, a ordenar el marco legislativo sobre responsabilidad civil aplicable o a facilitar las iniciativas voluntarias ciudadanas y empresariales.

3.2.1 Derechos de propiedad de los recursos naturales y legislación sobre responsabilidad medioambiental

Hace unas décadas, en su estudio seminal sobre el problema asociado a las actividades que generan costes sociales, Coase (1960) aportó un punto de vista novedoso en el análisis de las condiciones para conseguir resultados eficientes en presencia de externalidades: en ciertos casos el acuerdo voluntario entre las partes implicadas en la generación del efecto externo puede resolver el problema de forma eficiente sin que sea necesaria la intervención de instituciones públicas que, en todo caso, debe reducirse, en ausencia de derechos de propiedad bien definidos sobre los

recursos, a asignar su titularidad y asegurar su ejercicio. La consecuencia más interesante de la propuesta de Coase es que la eficiencia se consigue independientemente de la distribución de los derechos, es decir, si tomamos como ejemplo una externalidad de tipo medioambiental, y si se cumplen ciertas condiciones, la negociación entre las partes puede conducir al equilibrio eficiente independientemente de que el derecho lo tenga el agente contaminante o el sujeto o los sujetos que sufren el daño generado por la actividad.

La eficiencia de la solución de Coase exige el concurso de varios factores: la titularidad de los derechos de propiedad (que deben ser ejercitables y enajenables) debe estar bien definida, la causalidad entre la actividad y el daño debe ser evidente y los costes de transacción o negociación deben ser bajos. La primera condición se presupone en la aceptación de la regulación pública de los derechos de propiedad y su ejercicio, que podría extenderse para garantizar, en caso de que sea posible, que los costes de negociación sean bajos (al fin y al cabo ésta sería una forma particular de garantizar el ejercicio de los derechos sin que suponga una extensión del papel del sector público más allá del planteamiento inicial).

En el contexto medioambiental, cuando concurren las condiciones anteriores, se ha demostrado que en ciertos casos la definición de los derechos de propiedad puede ser una buena aproximación en la solución de problemas relacionados con la explotación abusiva de recursos comunes. Rosen (2007) expone dos ejemplos muy ilustrativos en este sentido. En primer lugar explica como en Inglaterra y Escocia la tradicional asignación de derechos de propiedad sobre los cauces fluviales que pervive desde la Edad Media ha contribuido a controlar la sobreexplotación de los ríos, así como su contaminación, ya que incentiva a sus propietarios a seguir prácticas conservacionistas para asegurarse la venta de permisos de pesca. Asimismo, en la década de los ochenta, en Zimbawe la atribución de derechos de propiedad sobre la fauna salvaje propició el aumento de la población de elefantes, por la expectativa de beneficio que surge al poder vender licencias de caza, mientras que en Kenia, país que aplicó una política prohibicionista, la población de elefantes se diezmó a finales de la misma década. Como veremos más adelante, en este tipo de resultados se ha inspirado la asignación de derechos de contaminación en los mercados de permisos que analizaremos dentro de los instrumentos económicos de política medioambiental.

Las condiciones necesarias para llegar a un entendimiento entre las partes limitan las posibilidades de alcanzar acuerdos que garanticen resultados eficientes si el grupo de agentes afectados es numeroso, lo que imposibilita alcanzar un consenso.¹⁸ De igual modo, en ciertos casos que pudieran parecer en principio

¹⁸ Aunque esta limitación es menor a lo que a priori pudiera parecer, como justifica Ostrom (2000). Más adelante volveremos sobre el papel de la cooperación en la gestión de los recursos.

asequibles, lo que sucede en realidad es que no existen canales para que todos los implicados expresen sus valores, con lo que el equilibrio alcanzado tras la negociación no estaría internalizando todos los costes y el daño marginal real sería mucho mayor al considerado (por ejemplo en los supuestos en que muchos agentes otorguen un *valor de existencia* a ciertos recursos naturales o realicen un *consumo vicario* de los mismos).

Ashford y Caldart (2008) ponen de manifiesto asimismo una importante limitación de estas iniciativas para regular algunos casos de política medioambiental ya que, aunque la solución obtenida pueda ser compatible con la eficiencia, la equidad de los resultados no es independiente de la asignación de los derechos de propiedad. En este sentido, el reconocimiento del principio “*quien contamina paga*” supone aceptar que las consecuencias derivadas no son equivalentes desde una perspectiva ética y que las cargas deberían recaer sobre el agente que causa el daño.

La legislación general sobre la determinación de la responsabilidad civil es muy clara en este sentido: por ejemplo, el artículo 1902 del código civil español establece que *el que por acción u omisión causa daño a otro, interviniendo culpa o negligencia, está obligado a reparar el daño causado*. Obviamente, el principio de “*quien contamina paga*” es un caso particular de la asignación de obligaciones anterior y sería, por lo tanto, suficiente el recurso a la ordenación del derecho privado para establecer su vigencia. Sin embargo, debido a la naturaleza y gravedad que pueden suponer los daños medioambientales, muchos países reconocen el derecho a disfrutar del medio ambiente y la obligación de conservarlo, incluso en sus normas fundamentales,¹⁹ y cuentan con una legislación específica que regula la responsabilidad civil en materia medioambiental.

En la Unión Europea, por ejemplo, la *Directiva 2004/35/CE* determina la trasposición a los ordenamientos jurídicos nacionales de los principios generales *sobre responsabilidad medioambiental en la relación con la prevención y reparación de daños medioambientales*. En España se aprobó al efecto la Ley 26/2007 de Responsabilidad Medioambiental, por la que se reconocen explícitamente tanto el principio de “*quien contamina paga*” como el “*principio de prevención*”. De acuerdo con el primer precepto, las empresas que causen un daño medioambiental deben devolver los recursos naturales a su estado original, por lo que la responsabilidad es ilimitada. La forma de regular el segundo principio en la ley supone un salto cualitativo también en la interpretación del primero, ya que se exige una garantía financiera, en forma de

¹⁹ Por ejemplo en el artículo 45 de la Constitución española se reconoce el derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado y se determina que las instituciones públicas deben asegurar la utilización racional de los recursos. En reconocimiento implícito del principio de “quien contamina paga” se ordena la regulación de las sanciones penales o administrativas en los supuestos de comisión de daños medioambientales.

seguros o avales, en el caso de aquellas actividades productivas que comporten un mayor riesgo (por ejemplo las actividades de gestión de residuos o el transporte de mercancías peligrosas) ya que en este caso *la obligación de prevención, evitación y reparación del daño existe incluso aunque no medie dolo, culpa o negligencia en su comisión*. El objetivo fundamental de la ley es asegurar la reparación de los daños causados al medio ambiente y evitar que sea el Estado el que acabe sufragando los costes, como ha pasado en frecuentes ocasiones tanto en España como en otros países.

En resumen, la solución de Coase resulta limitada en la regulación de los problemas medioambientales, ya que no es aplicable en muchos supuestos y, de forma especial, debido a que es habitual el concurso de multitud de agentes implicados en las actividades productivas o consuntivas que afectan a los recursos naturales o de forma directa o indirecta en su valoración, ya que con frecuencia no existen cauces adecuados para administrar las interrelaciones de todas las partes implicadas. Asimismo, las restricciones de tipo normativo asociadas a determinadas asignaciones en la titularidad de los recursos subrayan la insuficiencia de este enfoque, por lo que, en cumplimiento del principio "*quien contamina paga*", resulta necesario determinar jurídicamente la responsabilidad de los agentes que cometen los daños.

Este tipo de normativas, necesarias por otra parte y que suponen un avance muy importante en la consideración de los riesgos ambientales, tienen algunas limitaciones que hacen necesaria la intervención pública de forma adicional a través de otros instrumentos. En primer lugar, el desconocimiento de las funciones de coste de reducción y de las funciones de daño dificultan la fijación correcta de las cuantías que deben asegurarse, que si son demasiado bajas no serán suficientes para cubrir los daños y si son demasiado elevadas pueden suponer una merma en la competitividad innecesaria para las empresas afectadas, lo que compromete la aceptación social de la medida si, además, supone una reducción en el empleo en los sectores que deban adaptarse a la regulación.

La introducción de instrumentos de garantía financiera puede, asimismo, tener implicaciones indeseables, como los problemas de *riesgo moral* asociados a otras formas de seguros, agravados por las consecuencias que supondría una relajación de los mecanismos de control de los riesgos medioambientales y que podrían incentivarse en el caso de las empresas para las que la responsabilidad de reparación es aplicable incluso sin que exista un comportamiento culposo. En cualquier caso, estas limitaciones pueden prevenirse de la forma habitual utilizando instrumentos *incentivo-compatibles*, como en otros supuestos en materia de seguros.

Existe, además, una limitación de carácter más práctico en las normas de responsabilidad civil ya que su ámbito de aplicación resulta en algunos casos

reducido por las dificultades asociadas a su ejecución. La ley española de 2007 a la que hacíamos referencia anteriormente nos puede servir de ejemplo para ilustrar algunos de estos casos. Esta normativa es aplicable en los supuestos de daños que afecten a la biodiversidad, a las aguas (superficiales o subterráneas, del mar y de los ríos), al suelo y al subsuelo pero hay tres importantes áreas medioambientales que quedan al margen: los daños regulados por convenios internacionales, por ejemplo el transporte marítimo internacional de sustancias nocivas o potencialmente peligrosas (por lo que un caso similar al del vertido del *Prestige* quedaría fuera del ámbito de aplicación de la normativa), los riesgos nucleares y, por la dificultad de determinar la causalidad, los daños derivados de la contaminación del aire.

En cuanto a los efectos distributivos de la subida del precio sobre los bienes producidos por las compañías afectadas, no resulta fácil anticiparlos de forma exacta. En su caso podrían tener negativos efectos regresivos en función de la cuantía y de la naturaleza de los bienes afectados, similares a los de un impuesto sobre el precio de un bien, como veremos en la siguiente parte del capítulo, y a la que remitimos en este momento.

Por último, la adaptabilidad de la legislación en materia de responsabilidad medioambiental es, asimismo, limitada, como veremos también en el caso de la regulación administrativa a través de las normas medioambientales, por la complejidad de los procedimientos para su elaboración y entrada en vigor.

En cualquier caso, deberíamos realizar un par de consideraciones antes de seguir analizando los efectos del resto de instrumentos de política medioambiental. En primer lugar, la regulación de la responsabilidad medioambiental es fundamental, tanto por la coherencia interna del sistema jurídico, que no puede dejar de regular este tipo de daños que cada vez son más evidentes y a los que la sociedad otorga una creciente importancia, y por el efecto muy positivo sobre el medio ambiente que supone la internalización, con las limitaciones planteadas anteriormente, de los costes sociales que se generan en las actividades productivas. En segundo lugar, aunque este enfoque no es aplicable en la solución de muchos de los problemas medioambientales más complejos, no cabe duda de que las empresas tienen un incentivo importante para controlar sus riesgos y, en el caso particular de aquellas actividades consideradas más peligrosas, se añade el elemento positivo de contar con la garantía de que la reparación de los daños, si se han tomado en consideración de forma apropiada los efectos, será económicamente viable y pagará “quien contamina” y no la sociedad en su conjunto a través del gasto público. Resulta obvio que este tipo de instrumentos no es operativo para luchar contra problemas medioambientales complejos o globales, pero pueden resultar eficaces cuando sea fácil determinar la fuente de los daños medioambientales (y éstos se puedan valorar económicamente de forma sencilla para fijar las sanciones que deben ser creíbles y

adecuadas en cada caso), la extensión de la reparación (suficiente para compensar el daño) y, en su caso, la cuantía del seguro.

3.2.2 Fomento de la concienciación ciudadana y de la responsabilidad social corporativa

En los estudios económicos, especialmente en el caso de los enfoques más ortodoxos, no se ha otorgado tradicionalmente demasiada importancia al papel que pueden desempeñar las iniciativas voluntarias de los consumidores y de las empresas para procurar objetivos sociales similares a las iniciativas públicas. Por una parte, el carácter de bien público puro de muchos bienes medioambientales, y de mal público de gran parte de los problemas, determina que se asuma directamente que nadie estará dispuesto a pagar un precio por un recurso, o por prevenir su abuso, si se va a poder disfrutar del mismo (o se va a sufrir su deterioro) en cualquier caso. En este sentido Olson (1965) argumenta que, a menos que el número de agentes sea pequeño o exista coerción, los individuos racionales, que velan por su propio interés, no van a cooperar en la consecución de un fin común, aunque esta cooperación tuviera resultados positivos para el grupo. A pesar de que esta idea ha sido muy influyente en el desarrollo de la ciencia económica, estas consideraciones no son globalmente ciertas;²⁰ algunos estudios en el campo de la economía experimental, por ejemplo el de Ledyard (1995) han indicado que las personas están dispuestas a pagar por los bienes públicos puros en ciertas circunstancias. Además la observación de la realidad cotidiana nos indica que existen muchísimos supuestos en los que los individuos colaboran sin esperar nada a cambio, como cuando ejercen sus derechos políticos como ciudadanos o cuando están de acuerdo en contribuir al bien general con el pago de impuestos. Existen, asimismo, numerosos estudios que describen formas ingeniosas de colaboración entre los ciudadanos a nivel local para beneficiarse mutuamente de la explotación de los bienes de titularidad común, como ejemplo los estudios ya mencionados de Ostrom (1990) y Ostrom (2000).

Estos aspectos están muy relacionados con el concepto de capital social que es definido por Putnam (1993) como el *conjunto de características de organización social (como redes, normas y vínculos de confianza) que facilitan la cooperación y el mutuo beneficio* o, como señala Ostrom (2000), *el instrumento de incentivos o el acuerdo institucional que altera los deseos de seguir comportamientos tipo free-rider en el disfrute de los bienes públicos*. Las personas cambian sus actitudes cuando interactúan entre sí, por lo que la existencia

²⁰ Además, en una interpretación un tanto simplista de la *tragedia de los comunes* de Hardin (1968) se asume que los regímenes comunales van a suponer en todo caso una explotación excesiva de los recursos. Common y Stangl (2005) apuntan una interesante reflexión sobre la confusión en este sentido.

de redes que posibiliten la relación y el intercambio de información entre los agentes, por ejemplo los canales de comunicación de grupos de ciudadanos comprometidos, disminuyen los costes de crear iniciativas de forma comunitaria. En este sentido, como ilustra Oates (2001), la acción organizada de asociaciones medioambientales en EEUU y en diferentes países europeos ha conseguido influir en la adopción de políticas relacionadas con el control de la contaminación del aire, supuesto que en principio podría interpretarse como un problema de grandes números al estilo *olsoniano*. Es probable que en un futuro próximo, con el rápido desarrollo de las redes sociales, este problema se minimice aún más, al posibilitar no sólo la difusión de información de forma inmediata sino también la organización de iniciativas ciudadanas.

En este contexto, los poderes públicos han asumido también el fomento de la sensibilización medioambiental a través de diferentes vías, como campañas publicitarias, programas educativos en los centros escolares, regulación de etiquetados en los productos o financiación de proyectos de investigación con el objetivo de facilitar el acceso a la información sobre cuestiones ecológicas, para así concienciar a los ciudadanos de la importancia del respeto a nuestro entorno natural y de la necesaria racionalidad en el uso de los recursos. Los ciudadanos son así conscientes de que ellos mismos pueden contribuir al desarrollo sostenible reciclando los residuos, utilizando el transporte público o ahorrando energía. Como hemos señalado en otras partes de este trabajo, la persuasión moral que se consigue informando a la sociedad sobre las consecuencias de seguir modos de vida o de producción contrarios a la sostenibilidad es fundamental, tanto para que las preferencias de los ciudadanos reflejen inquietudes medioambientales como para que se acepte la intervención pública en este contexto. Por este motivo es importante el desarrollo y la difusión de los resultados de indicadores de calidad medioambiental. La naturaleza ética de la concienciación medioambiental se ha manifestado, por ejemplo, en los supuestos de “compra de satisfacción moral” (en el sentido sugerido por Kahneman y Knetsch) en estudios de valoración contingente diseñados para determinar la disposición a pagar por bienes medioambientales, en los que se ha detectado la aparición de un sesgo relacionado con la vinculación de las cantidades declaradas más a un sentimiento moral de contribuir al bien común y a la preservación de la naturaleza que a la verdadera valoración del bien en cuestión.

Los cambios sociales que venimos observando en los últimos años son indicios del éxito tanto de las campañas públicas como de organizaciones no gubernamentales y afectan a todas las vías por las que los consumidores y las empresas nos relacionamos con el medio natural, como receptor de residuos, fuente de servicios recreativos y recurso productivo. De este modo ya nos resulta totalmente familiar la presencia de contenedores de reciclaje en las calles y de puntos limpios para desecho de materiales tóxicos y ha crecido la demanda de automóviles

con bajas emisiones, de forma que se facilita que la función del entorno como sumidero sea más sostenible y que no se agote aceleradamente la capacidad de absorción del medio ambiente. En segundo lugar, la sociedad es cada vez menos tolerante con comportamientos poco respetuosos con el medio natural. Por último, los importantes cambios recientes en los patrones de consumo, como el crecimiento de la demanda de bienes procedentes de la agricultura ecológica o la menor valoración de los bienes y servicios que requieren procesos de producción agresivos en términos medioambientales, han influido decisivamente en la función del medio ambiente como factor de producción. De este modo se ha favorecido, en primer lugar, la sustitución de las combinaciones de factores más perjudiciales por nuevos procesos que impliquen menor presión sobre el medio y, asimismo, el impulso de iniciativas empresariales en el sector de la producción orgánica.

Un interesante resultado propiciado, asimismo, por los cambios en las preferencias de los consumidores y la creciente presión social ha sido el reciente desarrollo de la *Responsabilidad Social Corporativa*. Básicamente, las empresas, de forma voluntaria, se someten a controles periódicos para verificar su compromiso en términos sociales y medioambientales ya que se supone que aquellas que obtienen la calificación correspondiente mejoran su imagen pública, con las consiguientes ventajas en términos de publicidad, y tienen más facilidad para acceder a fuentes de financiación, en forma de “inversión socialmente responsable”. Para los inversores el atractivo de este tipo de operaciones es doble: en primer lugar, como otra manifestación de la “compra de satisfacción moral”, ya que se financia de forma preferente a aquellas sociedades que tienen una influencia positiva en el entorno natural y social (o como mínimo no negativa) y, por otro lado, debido a que se favorece una mayor transparencia en la valoración de las entidades, lo que aumenta la seguridad de la inversión.

En Europa, por ejemplo, la “inversión socialmente responsable” ha crecido espectacularmente en los últimos años, de forma destacada en el Reino Unido, aunque en algunos países, como en España, el alcance es aún limitado, a pesar de que un número muy importante de empresas han suscrito el *Pacto Mundial de las Naciones Unidas sobre derechos humanos, laborales y medioambientales y lucha contra la corrupción*. La menor implicación de algunos países se debe, principalmente, al desconocimiento por parte de los ahorradores, por lo que de nuevo subrayamos la importancia de la información. Los poderes públicos tienen en su mano favorecer estas iniciativas financieras, por ejemplo a través de la inversión en fondos socialmente responsables de parte de las reservas de la Seguridad Social, de modo similar a las actuaciones de apoyo a estas prácticas en algunos países como Noruega.

La creciente importancia de estas soluciones financieras ha hecho necesaria la elaboración de índices bursátiles específicos para las empresas sujetas a la

responsabilidad social corporativa, como el *Dow Jones Sustainability Index* que informa sobre la evolución de la cotización de las empresas en la bolsa de Nueva York.

En otros países se han construido asimismo similares indicadores para las empresas que cotizan en sus mercados de valores y cumplen los criterios de sostenibilidad ambiental y/o social, como el *FTSE4Good* en Reino Unido y *el FTSE4Good IBEX*, para las empresas del Ibex español o el *ARESE Sustainable Performance Index* en el mercado francés.

Estos índices cumplen una labor informativa esencial, y no sólo para los inversores en los mercados de valores correspondientes, ya que también permiten a los consumidores conocer cuáles son las empresas que más respetan el medio ambiente en cada sector. Asimismo, la mejor evolución que han tenido los índices sostenibles que sus versiones generales es una prueba, en primer lugar, de la mejora en la valoración de estas empresas y, en segundo término, de que estas compañías no tienen menos beneficios, sino todo lo contrario en muchos casos.

Resulta indudable que el fomento de la concienciación social en estos temas, a través de la educación y la información medioambiental a los consumidores y de la promoción de la responsabilidad social corporativa, constituye una iniciativa realmente positiva desde el punto de vista de la creación de incentivos beneficiosos y desde la perspectiva del capital social. Los principios de los *Objetivos de Desarrollo Sostenible*, que sustituyen a los *Objetivos de Desarrollo del Milenio* de las Naciones Unidas, al subrayar la necesaria colaboración de todos los agentes sociales, empresas y sociedad civil, con las instituciones públicas nacionales y las organizaciones multilaterales en su consecución, incentivarán sin duda en los próximos años la puesta en marcha de este tipo de iniciativas en el sector privado.

Sin embargo es cuestionable que por esta vía se puedan alcanzar resultados eficientes o coste-efectivos en el corto plazo, y muy difícil determinar hasta qué punto, y es insuficiente en el tratamiento de la mayor parte de los conflictos, especialmente de los más graves, que requieren acciones conjuntas y más directas, pero un cambio en la percepción social de los problemas medioambientales es un requisito necesario para que otras medidas más ambiciosas se puedan poner en práctica.

Por este motivo no hay que despreciar en absoluto las medidas de fomento de la concienciación ciudadana, que muestran algunas ventajas evidentes.

Por ejemplo, en primer lugar, desde el punto de vista de la aceptación social, son mucho más populares que otros instrumentos que supongan subidas de precios (de forma directa o indirecta) pero, asimismo, porque la incorporación de la sensibilidad medioambiental en las preferencias de los ciudadanos posibilita que otros

instrumentos menos atractivos *a priori* puedan también ser incorporados en las intervenciones.

Esta idea ya está presente en el clásico artículo de Boulding (1966), *The Economics of the Coming Spaceship Earth*: si las crisis movilizan la opinión pública en apoyo a la solución de los problemas más inmediatos se favorecerá que un proceso de aprendizaje más profundo se ponga en acción de forma que se consiga, eventualmente, la concienciación respecto a los problemas más graves. En este sentido, por ejemplo, la información sobre aspectos como la seguridad alimentaria o los daños asociados a la contaminación han conseguido que muchos ciudadanos apoyen la puesta en marcha de medidas en estos ámbitos. Esos cambios en nuestra mentalidad son necesarios para potenciar una percepción más profunda sobre los problemas que nos permita arbitrar soluciones que requieran políticas más ambiciosas.²¹

La puesta en marcha y la administración de estas medidas no parece complicada (aunque si lo pueda ser la valoración de su eficacia) y, aunque este tipo de instrumentos no tiene efectos de forma inmediata ni a corto plazo, lo que dificulta su adopción si no hay una voluntad institucional muy firme, una vez cambiadas las preferencias y establecida una nueva jerarquía en la valoración, la sociedad por sí misma va a retroalimentar los efectos positivos de los cambios en la relación con el medio ambiente. Como apuntaremos en más ocasiones en este trabajo, los avances en la concienciación medioambiental y en otras esferas sociales, como la reducción de las desigualdades y de la pobreza, crean sinergias y se favorecen mutuamente de forma que los resultados positivos en unas áreas determinadas acaban generando un mayor compromiso en otros escenarios.

En relación con la capacidad de adaptación de las medidas en un contexto de incertidumbre, no cabe duda de que estos instrumentos son flexibles, ya que se basan en canales de información que se pueden actualizar en función de la verificación de nuevas evidencias en cuanto a la calidad medioambiental y a los conflictos más serios, pero los fondos dedicados a la promoción de la

²¹ Boulding explica cuál es el cambio de orientación que se requiere si la humanidad quiere seguir una senda de sostenibilidad. Lo hace utilizando una imagen muy poderosa: nos hemos comportado como si fuéramos *comboys*, hemos utilizado el medio ambiente como si se tratara de un territorio prácticamente infinito por delante de nosotros limitado por una frontera que se puede empujar de forma indefinida. Esta forma de entender nuestra relación con el medio natural es incompleta ya que no tiene en cuenta las consecuencias a largo plazo. En este sentido es necesario un cambio de perspectiva para entender que la tierra no es un sistema abierto sino cerrado: la materia no se crea ni se destruye y los residuos que produzcamos permanecerán de una u otra forma. Debemos concienciarnos de que en realidad la tierra es como una nave espacial, un sistema cerrado más allá del cuál no hay reservas infinitas de nada (con la excepción de los flujos de energía solar). Si la humanidad quiere sobrevivir indefinidamente en esta nave espacial tiene que encontrar la forma de perpetuar el ciclo ecológico.

concienciación de los agentes sociales son asimismo fácilmente recortables, en un contexto de crisis por ejemplo, dejando sin efecto muchos de los avances previos si no se ha conseguido cambiar de forma sustancial la manera en que la sociedad valora los problemas medioambientales hasta ese momento.

En cualquier caso, y al margen del exacto grado de eficacia de estas iniciativas, creemos que son absolutamente necesarias tanto por contribuir de forma muy positiva a la concienciación medioambiental en la sociedad como por facilitar también la adopción de otras iniciativas que pudieran ser necesarias e inicialmente menos populares.²²

3.3 EL ENFOQUE NORMATIVO

3.3.1 Medidas de planificación en la ordenación jurídica de la política medioambiental

La intervención pública en materia medioambiental se ha desarrollado principalmente a través de la regulación administrativa, por la que se determinan de forma coercitiva ciertas obligaciones, o la prohibición de ciertos comportamientos, y se establecen las sanciones aplicables en los supuestos de incumplimiento. Esta legislación, junto a la ordenación civil que regula la responsabilidad extracontractual que hemos revisado en el epígrafe anterior y a las leyes fiscales que regulan los tributos medioambientales, y que analizaremos extensamente en siguientes partes de este trabajo, son algunas de las respuestas desde el Derecho a los problemas que plantean las externalidades medioambientales. La cuarta forma de intervención jurídica en este contexto, mediante la tipificación del delito ecológico en el ámbito penal, es aplicable como último recurso en los casos más graves. Las sanciones penales, aunque necesarias para articular un sistema punitivo coherente con los valores sociales vigentes, presentan algunas desventajas como recurso principal de ordenación de la política medioambiental no sólo por la dificultad de establecer una causalidad exacta entre el hecho y el daño, sino también, como señala Bustos (2010), porque pudiera considerarse en algunos casos un supuesto de *huida al Derecho Penal* y, además, su efectividad pudiera exigir el establecimiento de penas muy elevadas (y desproporcionadas por comparación con otros tipos penales) si la probabilidad de

²²Desde la Economía Ecológica se ha postulado muy intensamente a favor de la implicación de todos los agentes sociales para lograr mejoras ambientales, no sólo como medidas complementarias a otros instrumentos de política medioambiental, sino de una forma más intensa y analizando con mayor profundidad a través de modelos científicos los mecanismos de cambios de preferencias y sus efectos. En este sentido ver Common y Stagl (2005).

condena es pequeña, de forma que acabara suponiendo una aplicación muy limitada e insuficiente para la corrección de las externalidades.²³

El sector público, a través de los instrumentos de planificación en materia medioambiental, tiene una participación más intensa que en el caso de las políticas descentralizadas. Este enfoque se ha denominado también de “mandato y control” ya que, como hemos indicado en la introducción, en el desarrollo y aplicación de este tipo de legislación, se establece la norma (fase de mandato) y se fiscaliza su efectivo cumplimiento (fase de control).²⁴ Las normativas medioambientales regulan actividades con potenciales efectos negativos en el entorno, y cuyo control sea factible, normalmente estableciendo ciertas pautas o límites en su desarrollo con el objetivo de reducir la presión sobre el medio ambiente derivada de los procesos productivos o consuntivos.

La principal ventaja de la regulación directa es que implica seguridad jurídica: una vez dictada la norma los afectados saben exactamente cuáles son los límites que deben cumplir y las consecuencias de sus actos. Asimismo, como señala Carter (2010), su implementación no tiene demasiados costes si el nivel de cumplimiento es suficiente y, además, en el supuesto concreto de prohibición total las normas son administrativamente eficientes, en el sentido de que no es necesario tener una información completa sobre el problema para establecer sus términos ni hay que actualizar los requerimientos. Asimismo, en cuanto a su aceptación social, se perciben como intervenciones equitativas cuando su aplicación es uniforme, lo que favorece la aprobación ciudadana y su cumplimiento.

La ordenación de la política medioambiental a través de instrumentos normativos, como hemos señalado, ha sido la forma más frecuente de llevar a cabo iniciativas de intervención pública en este ámbito, principalmente para controlar las fuentes contaminantes (emisiones y vertidos), para gestionar el desecho de residuos y para regular el uso de recursos de propiedad colectiva. Sin duda estas regulaciones han sido determinantes para conseguir ciertos avances muy significativos en materia medioambiental, como la prohibición o el control del uso de ciertas sustancias químicas en muchos procesos productivos, la homologación de los procedimientos para el tratamiento de los diferentes tipos de residuos, la imposición de tecnologías

²³ De hecho, las condenas por delitos contra los recursos naturales y el medio ambiente en España, que se regulan en el capítulo III del Título XVI del Código Penal, son tan limitadas que aparecen como noticias en la prensa y suelen ser polémicas precisamente por comparación con otros tipos penales y por la todavía insuficiente concienciación medioambiental.

²⁴ Esta denominación es a menudo criticada por incidir en el carácter coercitivo de la norma, cuando en realidad el núcleo es la regulación de la externalidad y no la coerción. En este sentido, por ejemplo Goulder y Parry (2008) expresan su preferencia por otras denominaciones como “instrumentos de regulación directa”

más limpias en muchos procesos industriales o la articulación de propuestas aún más ambiciosas, como las leyes de control de la contaminación, que existen en muchos países.

Esta normativa se ha desarrollado de forma importante en los últimos años principalmente a través de tres tipos de regulaciones: las normas sobre calidad medioambiental (que fijan por ejemplo niveles de concentración), las normas que determinan estándares (por ejemplo respecto al número de emisiones) y las normas técnicas. En las primeras se fijan de forma directa límites en los niveles de concentración de sustancias contaminantes, normalmente promedios, y en las segundas se determina que el bien producido cumpla ciertas condiciones, por lo que se fija cuál es el volumen máximo de emisiones o vertidos por fuente por unidad de tiempo (en este tipo de normativas se crea una especie de cuotas que limitan la cantidad absoluta de contaminación) o se impone un nivel máximo de emisiones en relación con la producción (a modo de licencias no transferibles que permiten la emisión de ciertas cantidades por unidad de producto).²⁵ Los límites que se fijan en la planificación a través de estos instrumentos dependen del conocimiento que exista en el momento de su elaboración sobre los niveles que se consideran libres de riesgo por lo que, obviamente, están sujetos a variaciones y revisiones cuando aparecen nuevas evidencias. En el caso de las normas técnicas se imponen ciertos requerimientos directamente en alguna de las fases del proceso productivo (sobre la combinación factorial o al *final de la tubería*) limitando, por ejemplo, las emisiones por unidad de *input*, fijando niveles máximos en el porcentaje de factores contaminantes (o un mínimo de los que no lo sean), prohibiendo el uso de ciertos materiales u obligando a instalar, de forma inmediata o gradual, algún tipo de tecnología.²⁶ La planificación en la ubicación de fuentes contaminantes puede considerarse también un ejemplo de regulación directa.

En el sector del transporte el desarrollo normativo ha sido especialmente intenso en los últimos años con regulaciones que afectan a la composición de los carburantes (por ejemplo la prohibición de la gasolina con plomo o de ciertos aditivos) y a las características de los vehículos (obligaciones de incorporar mecanismos de seguridad, el uso de catalizadores o las limitaciones técnicas en las

²⁵Entre estas medidas por ejemplo, se encuentran las que limitan las emisiones por unidad de bien producido, por ejemplo en la generación de energía, la fijación de estándares de eficiencia energética en la construcción de viviendas, en los electrodomésticos y en los automóviles (que consuman un nivel concreto de energía o que emitan una cierta cantidad de contaminantes como máximo).

²⁶ Este sería el caso, por ejemplo, de la limitación de compuestos químicos por hectárea de tierra agrícola. Este tipo de normas son técnicas en el sentido que implican el uso de una tecnología determinada en la producción ya que, como explica Fullerton (2007), fijan la relación entre los factores productivos

emisiones de los vehículos). Asimismo, más recientemente y con el objetivo principal de controlar las externalidades debidas al transporte urbano, se han introducido normativas que establecen límites de velocidad variables en función de las condiciones medioambientales, prohibición de entrar en la ciudad o en ciertas zonas en función de la matrícula o a los coches más contaminantes (denominadas zonas de bajas emisiones), peatonalización de calles, creación de vías de preferencia para peatones y residentes y limitaciones en el aparcamiento.²⁷

No pretendemos revisar las normativas medioambientales, muy numerosas desde que empezó a desarrollarse formalmente la política medioambiental principalmente a partir de los años setenta u ochenta, por lo que remitimos a las excelentes recopilaciones sobre normativa medioambiental como, por ejemplo, las actualizaciones de Aranzadi donde pueden consultarse las leyes vigentes en España.

3.3.2 Limitaciones de las normas medioambientales asociadas a la eficiencia de los resultados

Si dejamos al margen la cuestión más general sobre el grado de intervención pública que se considera adecuado, debate que también se ha extendido a la justificación de la intensidad de la regulación en materia medioambiental, se han señalado algunas limitaciones en el enfoque normativo en relación con los criterios que estamos analizando en esta parte del estudio. Por ejemplo, la eficiencia exige información sobre las funciones de coste y de daño y, como ya hemos apuntado, resulta muy difícil conocerlas con la precisión necesaria. Este problema, aunque es compartido por otros instrumentos, en el caso de las normas resulta más difícil de corregir o actualizar.

La eficacia en términos medioambientales dependerá de los niveles exigidos por la norma y de la estructura de sanciones prevista pero, de hecho, en ciertas ocasiones es posible llegar a resultados similares de forma más sencilla y menos gravosa ya que el problema más importante en el caso de las normas es que no son instrumentos flexibles. En primer lugar, si la norma afecta a diferentes actividades que no tienen las mismas funciones de costes de reducción, no es posible conseguir resultados *coste-efectivos*, ya que todos los afectados por la norma deben cumplir el nivel exigido por ella independientemente de su estructura de costes. Las normas, además, inciden de forma moderada en el precio del bien producido ya que si se prohíbe, por ejemplo, emitir por encima de un nivel concreto, pero no se imputa un coste al volumen de emisiones que si está permitido, no se producen las mejoras

²⁷ Una exhaustiva revisión de estas políticas se encuentra en Santos et al. (2010)

ambientales adicionales por reducción en la actividad productiva que se inferirían si aumentasen más los costes de producción y, así, los precios.

Si comparamos las normas sobre emisiones con las que imponen la adopción de ciertas tecnologías, en éstas no se generan incentivos una vez se cumple el mandato y no se explotan todas las vías por las que se podrían conseguir mejoras, ya que sólo se incide en la fase a la que la norma se refiere (por ejemplo, si afecta al proceso productivo no hay implicaciones en la fase de posproducción y viceversa) mientras que en las normas que fijan estándares que se deben cumplir en relación con el bien producido las empresas tienen libertad para elegir cómo satisfacer el requerimiento, por lo que en términos generales son más *coste-efectivas*.

El carácter inelástico de las reglas compromete, asimismo, su capacidad de adaptación a las circunstancias y, al exigir fiscalización continua para que sean creíbles y efectivas, tienen costes elevados de ejecución y resultan bastante limitadas cuando no se vigila su cumplimiento suficientemente.

Asimismo, la evidencia de que, a pesar de la profusión normativa en materia medioambiental y los esfuerzos políticos y económicos realizados, los resultados sean aún bastante modestos puede ser un indicio de sus limitaciones, al menos en ciertos ámbitos. Desde este punto de vista uno de los problemas de las normas es la dificultad del regulador para hacer respetar las leyes y, en su caso, sancionar su incumplimiento, especialmente cuando los organismos responsables de legislar y de controlar la ejecución de las normas están en diferentes niveles competenciales (supranacional, estatal, regional o local) o cuando hay insuficiencia de fondos públicos para llevar a cabo adecuadamente sus funciones de supervisión.²⁸

3.3.3 Aceptación social de las normas: efectos sobre la competitividad y consecuencias distributivas

El grado de aceptación social de los mecanismos de regulación directa mediante ordenaciones administrativas depende, como apuntábamos anteriormente, de si se considera que son equitativas, en tanto su aplicación sea uniforme y comprometa a todos los agentes por igual. Sin embargo, las normas medioambientales pueden afectar a la competitividad de la economía si son más restrictivas en unas regiones que en otras, lo que sin duda erosiona su popularidad al percibirse como un lastre, y además sesgado, para la economía nacional o local. Sin

²⁸ Este hecho se manifiesta, por ejemplo, en el diferente ritmo de trasposición de las directivas europeas en los diferentes estados que implica una brecha en materia de penetración de las normativas que tiene como consecuencia una diferenciación en el tratamiento de las mismas realidades entre países.

embargo, por otro lado, tampoco convendría en el caso de multiplicidad de funciones de daño en diferentes zonas, en el caso de normas que tengan un ámbito de aplicación muy extenso, un tratamiento exactamente igual debido a que complicaría aún más la consecución de resultados eficientes, lo que abogaría por la necesidad de relajar la uniformidad.

En el fondo, todas estas consideraciones reflejan el dilema entre procurar la previsibilidad de las normas, y con ello garantizar la seguridad jurídica, o desarrollar leyes más difusas, menos predecibles pero más flexibles. Este intercambio se define en cada país en concreto, como señala Carter (2010), en función de su *estilo regulatorio*: por ejemplo, en Francia o Alemania es más formal y legalista mientras que en otros países, como el Reino Unido, tiene un carácter más bien acomodaticio y tecnocrático y los supervisores y las empresas negocian directamente muchos de los términos en los que finalmente se va a traducir en la práctica la aplicación de las normas, lo que también se traduce en un menor grado de rigidez de los mecanismos de control y del procedimiento sancionador. Probablemente esta tradición influye también en la diferente percepción en los distintos países, más o menos pragmática, en cuanto a la forma de imponer las regulaciones y cuya mayor o menor conveniencia es una cuestión eminentemente normativa.

Las regulaciones medioambientales pueden tener asimismo consecuencias distributivas lo cual, como venimos subrayando, también influye en su aceptación, si se inducen, por vías directas o indirectas, cambios en las remuneraciones factoriales o aumentos en el precio de ciertos bienes en los que los patrones de consumo difieran en la población en función de su nivel de renta, u otras características. Las normas administrativas, a diferencia de otras políticas, no generan fuentes adicionales de financiación pública para poder llevar a cabo políticas compensatorias, al margen de la posibilidad de recaudar ciertos fondos en caso de multas por incumplimiento, lo que afecta al resultado distributivo final de las medidas.

La mayor parte de los estudios que analizan estos efectos de la política medioambiental se han centrado en la evaluación de las políticas de incentivos, los comentarios que hagamos al respecto en el análisis distributivo de los tributos medioambientales o los permisos son fácilmente trasladables, al menos en el plano teórico, a los supuestos normativos que impliquen similares consecuencias en cuanto al encarecimiento de los bienes o a cambios factoriales, aunque la atribución de los efectos distributivos en el caso de las normas es menos evidente que en otros instrumentos.

En el momento en que Baumol y Oates (1988) realizaron una de las primeras revisiones sobre los efectos distributivos de las políticas medioambientales éstas

consistían básicamente en regulaciones directas. Como hemos señalado en otras partes de este capítulo, estos autores distinguían entre la distribución de los costes transicionales (los efectos del proceso de ajuste en el periodo en que la economía se está adaptando a las nuevas normas) y permanentes, e inferían que perjudicarían en mayor medida a los trabajadores de más bajo nivel de renta por su menor adaptabilidad a las nuevas circunstancias, y los efectos de los costes de mantener los niveles de calidad fijados por las normas (por ejemplo los precios más altos en ciertos bienes) que, según los estudios disponibles, parecían también apuntar hacia una cierta regresividad de los resultados. Entre otros trabajos citaban, por ejemplo, el de Gianessi et al. (1975) sobre el patrón distributivo de los costes de la Ley de Aire Limpio en EEUU y el de Robinson (1985) sobre los efectos de los controles sobre los procesos industriales también en EEUU. Éste último fue uno de los primeros estudios en aplicar un enfoque de equilibrio general en este ámbito y, de nuevo, también identificaba importantes resultados regresivos.

Entre los trabajos más recientes, de forma destacada por la escasez de estudios realizados sobre las consecuencias distributivas de las normas medioambientales, se encuentra el de Fullerton y Heutel (2007b) en el que se analiza el efecto de cuatro tipos de intervenciones sobre el control de la contaminación que no suponen recaudación, dos de las cuáles establecen un límite absoluto a la cantidad de emisiones (asignación de permisos de emisión transferibles y restricción de la cantidad de emisiones) mientras las otras dos establecen límites relativos por unidad de output o de input. Las tres últimas medidas son normas del tipo que hemos explicado anteriormente y se comparan con un instrumento de incentivos, como el establecimiento de permisos transferibles que se reparten de forma gratuita, un tipo de política de incentivos que estudiaremos en partes posteriores de este capítulo. Los autores siguen un enfoque de equilibrio general, que parte de las premisas clásicas del modelo de Harberger (1967), lo que permite anticipar no sólo los cambios inferidos hacia adelante en los mercados de bienes (el lado de los usos de la renta) sino también hacia atrás en los mercados de factores (por el lado de las fuentes de renta). En el estudio sobre las políticas de incentivos explicaremos las diferencias entre los enfoques de equilibrio general, parcial e integrado, pero resulta relevante recordar, en este momento, que en los primeros los efectos distributivos sólo se refieren a agentes representativos, por lo que no es posible extraer conclusiones sobre los efectos de las políticas en la población, en función de su nivel de renta u otras variables. Las conclusiones de este modelo bi-sectorial (uno de ellos contaminante en el que además del trabajo y capital se utiliza el recurso medioambiental), con las limitaciones inherentes a las simplificaciones necesarias de este tipo de metodología, es que los resultados pueden ser muy diferentes a los esperados en función de la interacción de diferentes efectos.

En este sentido, por ejemplo, las regulaciones podrían afectar más al consumo del producto no contaminante y tanto al recurso complementario como al sustitutivo de la contaminación. Asimismo se señala que los efectos no son independientes de si las restricciones se definen sobre el volumen absoluto de emisiones o, alternativamente, sobre las asociadas a cada unidad de producto o de factor. Los controles absolutos tienen efectos básicamente similares en cuanto a los *efectos sustitución y producción*, que determinan el aumento en la remuneración del factor sustitutivo de la contaminación y la reducción de la del recurso productivo cuyo uso sea intensivo en el sector afectado por la regulación respectivamente. En el caso de los controles relativos, además, concurren otros efectos ya que, al imponerse límites en el cociente entre las emisiones y la producción, o en la cantidad de factor, la disminución en el ratio se puede conseguir tanto por la reducción en el numerador como por el aumento en el denominador. De esta forma, en los estándares relativos sobre el nivel de emisiones respecto al output, se favorece el encarecimiento del factor utilizado intensamente en el sector contaminante mientras que, en el caso del estándar tecnológico, aumenta el retorno del factor sobre el que se fija el límite de contaminación, lo que podría debilitar o anular los efectos sustitución y producción habituales. Así, y en función de las diferencias en las intensidades factoriales entre los sectores y las relaciones de complementariedad o sustituibilidad entre los factores, los resultados de incidencia pueden ser muy diferentes a los que se podría pensar *a priori*. Lo que suceda finalmente con la remuneración del trabajo y del capital condicionará los resultados distributivos de las normativas que habría que analizar *ad hoc*. Así, por ejemplo, si se afecta más a trabajadores de sectores que requieran menor cualificación es previsible que los resultados distributivos indiquen un aumento de la desigualdad

En segundo lugar, otra diferencia importante entre los diferentes tipos de normas radica en que en el caso de los controles absolutos se pueden generar rentas de escasez por la restricción impuesta en la cantidad de contaminación, que se traduce en reducciones en la producción, lo que hace más valioso el derecho a contaminar de forma que se pueden derivar importantes consecuencias distributivas. Como señalan Fullerton y Heutel (2007b) regulaciones que restringen la cantidad producida sin aumentar el coste de producción por unidad de producto (de forma similar como veremos a los incrementos en el precio en los mercados de permisos) o que crean barreras a la entrada en el sector, conducen a un aumento en el precio del bien producido y a la aparición de rentas de escasez.²⁹ En la práctica supone una redistribución a favor de los propietarios del capital si las rentas no son de algún modo capturadas por el sector público. En el caso de normas bien diseñadas que

²⁹ Si la función de ingreso marginal de la contaminación es decreciente, la reducción en el volumen absoluto supone un incremento en el valor de las emisiones, creando una renta de escasez que, en ausencia de regulación, se traduce en mayores beneficios para la empresa.

impliquen la reducción en la contaminación por unidad producida (y que incrementen así su coste medio) se puede evitar la creación de estas rentas.

Estos estudios ponen de manifiesto que el carácter aparentemente simple y directo de las normas puede resultar ser más complejo en la práctica, por la forma en que se expanden sus efectos a lo largo de los procesos productivos y en función de las reacciones que se produzcan dentro de los sectores sobre los que la norma incide, por ejemplo en función de la naturaleza de la relación entre los factores o los tipos de bienes afectados por la regulación.

En relación con el análisis de estos efectos se ha suscitado un interesante debate sobre cómo incorporar las consecuencias distributivas en el diseño de las políticas, sobre el que seguiremos argumentando en las siguientes partes de este trabajo, y que supone una trasposición a la política medioambiental del tradicional debate sobre el intercambio entre eficiencia y equidad. En este sentido se pueden identificar dos posturas: la que aboga por replantearse las políticas con resultados redistributivos *inadecuados* y la que insiste en la necesidad de dar prioridad a la eficiencia y resolver los problemas distributivos en otros escenarios. En el primer caso, tal y como expone Parry (2004), el bienestar social puede aumentar utilizando políticas menos eficientes, pero que no impliquen efectos sociales desafortunados, lo que implicaría preferir, por ejemplo, las regulaciones directas a otros instrumentos, como los económicos, en ciertos supuestos (concretamente el autor se refiere a los permisos transferibles en este punto). Desde la otra perspectiva, Kaplow (2004) defiende que las políticas medioambientales no tienen que ser valoradas en función de sus resultados distributivos sino de su eficiencia, por lo que los efectos regresivos, en su caso, deberían compensarse a través de los instrumentos más apropiados al efecto como los impuestos directos.

La controversia anterior, en cualquier caso, subraya una de las ideas que sostenemos en este trabajo: es fundamental conocer los efectos distributivos de las políticas medioambientales, ya sea para incorporar cambios en su diseño o para tener la información adecuada para ajustar otros instrumentos.

En resumen, a pesar de las limitaciones apuntadas, las iniciativas legislativas han representado un papel fundamental en el desarrollo de la política medioambiental, han contribuido a despertar el interés sobre los problemas medioambientales y a transferir parte de los valores sociales propios de la sociedad posindustrial, como son los medioambientales, al ordenamiento jurídico. Asimismo, como veremos más adelante, a pesar de la superioridad en términos de eficiencia de los instrumentos económicos, las consecuencias que se derivan de su aplicación en algunos supuestos y la mayor seguridad jurídica de las normas han reavivado el interés por este tipo de regulaciones al menos en cierto sector doctrinal. Aunque es

previsible un mayor protagonismo de los instrumentos económicos en los próximos años, esto no tiene porqué implicar el abandono de la vía normativa, que en ciertos supuestos es complementaria a otras iniciativas y, en otros casos, resulta más fácil de implementar que sus alternativas.

CAPÍTULO IV

**POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL A
TRAVÉS DE INSTRUMENTOS
ECONÓMICOS**

4.1. FISCALIDAD MEDIOAMBIENTAL

Los instrumentos económicos, o de mercado, de la política medioambiental tienen ciertas ventajas respecto al resto de medidas correctoras por la creación de incentivos que favorecen la adopción de prácticas menos agresivas desde el punto de vista medioambiental por parte de los consumidores y de las empresas.

Entre estas formas de intervención podemos destacar la introducción de elementos ecológicos en los sistemas fiscales a través de tributos que graven hechos imponibles con el objeto de promover mejoras en áreas relacionadas con los recursos naturales y su gestión (como gravámenes asociados al desecho de residuos, sobre emisiones o vertidos contaminantes o directamente sobre ciertos productos) o de subvenciones que se reparten con criterios vinculados a aquellos comportamientos que se pretenden fomentar. Los sistemas de cuotas o de permisos de emisión negociables o transferibles estarían también dentro de esta categoría ya que suponen la creación de mercados que posibilitan el intercambio de derechos enajenables, que se distribuyen gratuitamente o se subastan entre los agentes, y que autorizan a su titular a emitir ciertas cantidades de sustancias nocivas, como dióxido de carbono (CO₂) o anhídrido sulfúrico (SO₂), o a explotar un recurso, por ejemplo a través de las cuotas de caza o pesca. En ambos casos se consigue que la utilización del factor medioambiental tenga un coste de oportunidad. De aplicación más reducida, pero igualmente interesantes por la importancia de los incentivos que se generan, son los sistemas de depósito-reembolso que se utilizan principalmente para favorecer el reciclaje de ciertos elementos como envases u otros residuos cuyos desechos sean dañinos.

En las siguientes partes de este capítulo vamos a revisar en primer lugar, algunos aspectos conceptuales sobre los impuestos medioambientales para centrarnos, a continuación, en la exposición sobre su potencial para atender al los criterios que hemos identificado en el capítulo anterior para valorar las políticas medioambientales. Nos centraremos con mayor intensidad en los aspectos distributivos y expondremos en profundidad las principales decisiones metodológicas que se han de llevar a cabo en los estudios que los miden. A continuación revisaremos los estudios que se han realizado en este contexto, que clasificaremos atendiendo precisamente a las cuestiones metodológicas que se expondrán previamente. Este capítulo es especialmente extenso, en comparación con las otras opciones de política medioambiental pero, como ya hemos señalado, se justifica porque estas consideraciones se pueden extender fácilmente a los otros casos y porque son los efectos que se han estudiado en mayor medida. Asimismo, como al final del trabajo nos referiremos a ciertas posibilidades de diseño en el caso

particular de los impuestos creemos que es necesario realizar un estudio más amplio de las figuras tributarias.

4.1.1 Elementos que definen la naturaleza medioambiental de los tributos

La incorporación de instrumentos de política medioambiental en el sistema fiscal obedece, como señalan Patón et al. (2012), al reconocimiento de un uso *extrafiscal* de los tributos de forma que éstos se diseñen para perseguir ciertos fines sociales de forma adicional a su función recaudatoria inherente.

La fiscalidad medioambiental se articula a través de los impuestos medioambientales, también denominados ecológicos o verdes, y de los gravámenes que se devengan como contraprestación por un servicio provisto por el Estado o por el uso del dominio público como las tasas o cánones sobre el tratamiento, recolección o desecho de residuos, o por un beneficio derivado de una actuación pública en el caso de las contribuciones especiales. Aunque estos términos se han utilizado en algunas ocasiones de forma confusa, quizás por una traducción incorrecta del término inglés *eco-tax*, la distinción entre estas figuras tributarias resulta relevante cuando se analizan los elementos que definen un tributo como medioambiental en cada caso. En principio, sólo los impuestos podrían considerarse estrictamente instrumentos de incentivos ya que su naturaleza medioambiental no viene determinada por la afección de los fondos recaudados a la consecución de iniciativas relacionadas, de forma directa o tangencial, con el medio ambiente, sino que se define por incidir en la conducta de los agentes económicos y provocar cambios en su relación con el entorno natural. El caso de las tasas es distinto ya que, al tratarse de pagos en contraprestación a un servicio público, es el uso de las cantidades recaudadas lo que determina su calificación ambiental.³⁰ A pesar de esta evidente diferencia las tasas también pueden afectar, aunque indirectamente, al comportamiento de los agentes ya que el hecho de que ese tipo de servicios, de recepción obligatoria, no se ofrezca de forma gratuita favorece la concienciación

³⁰ Las tasas medioambientales no deben confundirse con aquellos impuestos finalistas (*earmarked*) que supongan la aplicación de los ingresos tributarios a un determinado fin medioambiental. En las primeras se trata del pago, total o parcial, por la recepción de un servicio medioambiental determinado, con un coste fijo, mientras que en los segundos se trata simplemente de la afección de los ingresos de un impuesto, medioambiental o no, de forma genérica al sufragio de alguna intervención de tipo medioambiental, sin que su recepción o disfrute tenga relación con su devengo.

ciudadana sobre su coste real y, en este sentido, también podrían generar incentivos aunque de una forma mucho más difusa.³¹

En particular, si los impuestos medioambientales se legitiman por los fines extrafiscales de naturaleza medioambiental que los motivan deberían ser diseñados para procurar que el coste medioambiental, o el beneficio en el supuesto de las subvenciones, generado en ciertas actividades consuntivas o productivas se internalice en el proceso de consumo o producción correspondiente. Los impuestos ecológicos se definirían así como impuestos *pigouvianos* cuyo objetivo es corregir una externalidad medioambiental creando las condiciones de mercado adecuadas. El impuesto tiene, por tanto, una motivación ecológica y es su objetivo mejorar los niveles de calidad ambiental en aquellos sectores o actividades en que se infieran consecuencias negativas sobre el entorno natural, de forma que el tipo impositivo se determinaría en función de los daños inferidos. Esta definición, vinculada a la generación de incentivos, debería, *stricto sensu*, limitarse a denominar a aquellos tributos que se implementen con el objetivo de internalizar el efecto externo de naturaleza medioambiental, sin incorporar a aquellos que de forma incidental también pudieran tener efectos beneficiosos sobre el entorno. En este sentido, un impuesto de esta clase sería más eficiente cuanto menos recaudara ya que implicaría que su existencia habría contribuido con éxito a corregir el comportamiento que se pretendía evitar en origen, lo que supondría dejar en un segundo plano los objetivos recaudatorios propios de las figuras impositivas. Esta forma de caracterizar a los impuestos ecológicos, al dar prioridad a la finalidad *extrafiscal*, implica un cierto cambio de enfoque en la concepción de los impuestos tal y como se establece tradicionalmente en el derecho tributario.³²

En términos prácticos, sin embargo, suele prevalecer una visión más amplia en la definición de estos instrumentos ya que, en muchas ocasiones, es difícil valorar de forma exacta los daños que generan las actividades que podrían estar sujetas a este tipo de gravámenes y el conocimiento de los costes reales derivados del cumplimiento de las obligaciones tributarias es limitado, lo que dificulta el diseño de tributos genuinamente medioambientales o, en concreto, de impuestos *pigouvianos* óptimos. Asimismo, en un plano más pragmático, es necesario considerar todas las

³¹ Un interesante y clarificador planteamiento de la dificultad conceptual de los tributos ecológicos desde una perspectiva jurídica en España se encuentra en Villar (2003). En Gago y Labandeira (1997) se reflexiona, asimismo, sobre la dificultad asociada a la definición de este tipo de figuras tributarias.

³² El rasgo principal que define a los impuestos es, precisamente, que su fin último es recaudar los fondos que se requieren para que el Estado funcione. A pesar de ello se acepta jurídicamente que puedan tener otros objetivos, incluso de forma prioritaria. En el ordenamiento jurídico español, por ejemplo, los fines extrafiscales, si bien no se recogen como tales en la Constitución, se reconocen en el artículo 2.1 de la Ley General Tributaria y el Tribunal Constitucional ha interpretado que se puede entender que están basados en los principios rectores de la política social y económica.

iniciativas que puedan, de forma más o menos directa, tener repercusiones en el medioambiente para considerar adecuadamente el grado de cumplimiento de los objetivos y valorar en su conjunto las intervenciones en materia medioambiental para, asimismo, facilitar el análisis comparado, tanto de forma temporal como espacial.

En general, por las razones anteriores, se suele utilizar una definición menos estricta, de carácter finalista, de forma que se han considerado dentro de esta categoría tributaria a aquellos gravámenes cuya implementación suponga efectos beneficiosos para el medio natural. En este sentido institutos y organizaciones como la OCDE, la Agencia Internacional de la Energía o Eurostat definen los impuestos medioambientales como *aquellos cuya base imponible es una unidad física (o proxy de ésta) de algún elemento que tiene un efecto negativo probado y específico sobre el medioambiente tal y como se refleja en la guía estadística de Eurostat (2001) posteriormente actualizada, en 2013.*³³ De acuerdo con esta definición el efecto medioambiental del impuesto se transmite principalmente por los cambios inducidos en los precios de los productos o servicios relacionados con el medio ambiente. La Agencia Europea del Medio Ambiente y la OCDE elaboran desde hace algunos años una base de datos de los denominados de forma más general *impuestos relacionados con el medio ambiente*, y que son definidos como *cualquier pago al estado obligatorio y sin contraprestación que tenga una particular relevancia medioambiental incluyendo los gravámenes sobre bases imposables relacionadas con la utilización de productos energéticos y el transporte, las emisiones a la atmósfera o a los recursos hídricos, el uso de sustancias que dañen la capa de ozono, la gestión de residuos, la generación de ruido y la explotación en general de recursos como la tierra, el suelo, los bosques, la biodiversidad, la fauna, la pesca y el agua.* De estas definiciones se deduce que es la base imponible, y no la motivación fiscal o medioambiental del legislador, la que determina la naturaleza medioambiental de un tributo, en el ámbito de la imposición indirecta. Es decir, desde esta perspectiva los impuestos medioambientales son aquellos impuestos especiales (o accisas) que gravan hechos imposables que tengan consecuencias negativas desde el punto de vista ecológico.

En este contexto, de acuerdo con el criterio anterior y siguiendo la taxonomía propuesta por la OCDE, se distinguen cuatro categorías principales de impuestos medioambientales.

El primer grupo lo constituyen los que gravan los productos energéticos, tanto los hidrocarburos necesarios para el transporte (como los que recaen sobre la gasolina o el diesel) como aquellos utilizados en otros sectores, como en el ámbito doméstico, y que se establecen sobre combustibles fósiles como el petróleo, el gas

³³ Guía desarrollada en colaboración con la OCDE, la Agencia Internacional de la Energía y la Comisión Europea.

natural o el carbón, así como sobre la electricidad.³⁴ En un segundo grupo se encontrarían los que afectan a los medios de transporte contaminantes, por ejemplo los que recaen sobre servicios relacionados con el transporte y aquellos devengados por la propiedad o el uso de vehículos de motor: entre los primeros los impuestos de matriculación y de circulación de automóviles u otros medios y entre los segundos los peajes y las tasas de congestión viaria o por aparcamiento. La tercera categoría la constituirían los impuestos que gravan actividades contaminantes, como los impuestos sobre las emisiones a la atmósfera o los vertidos al agua, el tratamiento de residuos o la generación de ruido. Por último, se consideran asimismo impuestos medioambientales aquellos que gravan el uso de los recursos, como la extracción de ciertas materias primas (sin incluir los impuestos sobre la extracción de gas o petróleo) o las licencias de caza y pesca. Los impuestos sobre las emisiones de CO₂, o los impuestos sobre el carbono relacionados, cuyo hecho imponible es el vertido de este compuesto nocivo a la atmósfera (por la quema de combustibles fósiles, de forma proporcional a su contenido de carbono) se consideran, por razones prácticas, dentro de la categoría de impuestos sobre la energía y no en el tercer grupo.

En esta clasificación se incorporan impuestos típicamente *pigouvianos* así como otros que no lo son pero que tienen efectos medioambientales. Por ejemplo, en el sector del transporte la política medioambiental se justifica por la existencia de costes, como la congestión y el deterioro de las vías de transporte, el ruido, la contaminación del aire o la contribución al cambio climático. Los impuestos de circulación o de matriculación, incluso aunque estén definidos de acuerdo con parámetros medioambientales, no son *pigouvianos* en el sentido de que se devengan de una vez o de forma anual en cada caso, y por lo tanto no tienen en cuenta el daño marginal causado al usar un vehículo: una vez pagado el impuesto el coste marginal de conducir es cero. En el caso del impuesto de matriculación, además, se desincentiva la sustitución de coches más contaminantes por otros nuevos. Un impuesto que grave el consumo de carburante se aproxima más, pero sólo internaliza parte de los efectos negativos que se provocan ya que no tiene en cuenta la diferencia en los daños que se infieren si se circula por vías ya sobreocupadas o en zonas con mayor densidad de población. Aunque todos estos impuestos pueden tener efectos medioambientales, sólo un impuesto sobre la congestión se podría diseñar para reflejar el precio de la externalidad de forma más precisa en lo que se refiere a los efectos en el corto plazo mientras que en el largo plazo, como las emisiones contaminantes si son proporcionales al carburante utilizado, un impuesto sobre su consumo si podría diseñarse para capturar el daño asociado al cambio climático. Así, aunque los impuestos variables, sobre el consumo de carburante, la

³⁴ Obviamente, aunque el uso de aparatos eléctricos no genera emisiones, su producción, especialmente en centrales térmicas, tiene efectos que justifican este tipo de gravámenes.

distancia recorrida o la congestión son más eficientes en el control de la externalidad, los impuestos sobre la propiedad son más sencillos de administrar, y esta es la razón de su aplicación generalizada.

En este sentido hay que tener en cuenta, además, la diferencia entre los contaminantes tipo flujo, que básicamente cesan de provocar daños si cesa la actividad que los genera, y los tipo stock, que persisten por un largo tiempo. Entre los primeros se encontraría la contaminación derivada de la conducción en forma de óxidos de nitrógeno (NOx) o de anhídrido sulfúrico (SO₂), mientras que entre los segundos podemos destacar el dióxido de carbono (CO₂) y otros gases responsables del denominado *efecto invernadero*. Es evidente que resulta más difícil valorar los daños inferidos en el último caso al incorporar la dimensión temporal. Mirrless et al. (2011) mencionan otro par de casos interesantes que ponen asimismo de manifiesto la existencia de impuestos con efectos medioambientales que no incorporan la información necesaria para internalizar de forma precisa el daño generado, al modo *pigouviano*, en su propuesta de reforma en el RU. El primero es el impuesto que se paga por billete de avión, cuando el daño se genera en realidad por viaje, no por pasajero; el segundo el impuesto por tonelada de basura que deben pagar los ayuntamientos pero que no traslada ninguna señal a las familias, que son las que generan (y pueden reducir por lo tanto) los desechos que producen.

Es importante aclarar, asimismo, que en el diseño de los impuestos que tienen como objetivo gravar la contaminación del aire o el agua la base impositiva se puede fijar de forma directa, como en los impuestos sobre emisiones o vertidos en los que se grava el volumen de contaminante expulsado o, de forma indirecta, sobre productos (ya sean factores productivos o bienes de consumo final) a partir de la medición de otros consumos relacionados. En el caso indirecto en el supuesto de contaminación atmosférica el gravamen se puede determinar en forma de impuestos especiales sobre la energía (accisas que se definen por unidad de energía producida como, por ejemplo, una cantidad fija por Terajulio o por Kilowatio-hora) o sobre el carbono (accisas que se definen diferenciando el tratamiento fiscal del uso de cada tipo de combustible fósil por su contenido de carbono con impuestos ad hoc).³⁵ Asimismo, en segundo lugar, los impuestos sobre productos pueden recaer directamente sobre el precio del bien final con gravámenes selectivos (en forma de impuestos especiales o con tipos diferenciados dentro del esquema de impuestos de otra naturaleza como el IVA). Estos impuestos sobre los productos, a pesar de su

³⁵ Los impuestos sobre la energía recaen sobre todos los bienes que la producen, estén o no libres de carbono, por lo que son menos eficientes que los impuestos sobre el carbono o sobre las emisiones en la reducción de la contaminación, tal y como señala Zhang (2004), aunque las tres figuras serían adecuadas para promover un uso más eficiente de la energía. Sobre la diferenciación de figuras tributarias ecológicas resulta asimismo clarificador el trabajo de Gago y Labandeira (1997).

menor precisión en términos medioambientales, son más sencillos de diseñar e implementar.

En la práctica, por ejemplo, los impuestos sobre los hidrocarburos suelen incorporarse en los sistemas fiscales como accisas energéticas por unidad física (kilos o litros) y se aplican junto a otros impuestos indirectos generales como el IVA.³⁶ Se trata de impuestos monofásicos que se colocan en las fases de producción, mayorista o minorista, lo que afecta a la magnitud de los posibles *efectos piramidación* y *cascada* que puedan originarse por su naturaleza indirecta.³⁷ Los *impuestos sobre determinados medios de transporte*, que se devenguen en su primera matriculación, forman parte asimismo de los impuestos especiales que se justifican por motivos medioambientales en la mayor parte de los países y que suelen asimismo diferenciarse en función del potencial contaminador de los vehículos.

De este modo, los impuestos medioambientales se pueden aplicar en diferentes fases de la actividad económica, lo que en ciertos casos, como veremos más adelante, puede afectar a sus efectos distributivos finales: si se colocan *corriente arriba* los sujetos pasivos del mismo son los productores o importadores de los elementos contaminantes, algo más adelante afectarían a ciertos sectores productivos en fase mayorista, o *corriente abajo* en cuyo caso la obligación tributaria recaería en los consumidores finales. La capacidad de repercutir los impuestos hacia abajo en el proceso será clave para determinar su incidencia.

La visión amplia de la fiscalidad medioambiental, que se aplica de forma más generalizada y que resulta más pragmática por los motivos apuntados, puede ser discutible en algunos aspectos. Por ejemplo, las emisiones contaminantes se pueden fiscalizar, como acabamos de señalar, de forma explícita a través de impuestos sobre el CO₂ emitido (o sobre la utilización de combustibles fósiles en función de su contenido de carbono) o en forma de impuestos sobre el consumo de productos energéticos. Aunque la motivación medioambiental no sea determinante, según esta aproximación más amplia, la consideración de estos últimos instrumentos como impuestos ecológicos resulta ser, en ciertas ocasiones, un tanto controvertida ya que en algún caso las accisas energéticas no se han planteado en absoluto con objetivos medioambientales, que incluso se han ignorado para priorizar fines de otro tipo: por ejemplo en algunos países el carbón se subvenciona mientras que otros

³⁶ Al fijar las accisas por unidad se evita el efecto que tendría para la recaudación los cambios en los precios debidos a factores exógenos.

³⁷ Estos efectos, que se traducen en un incremento en el precio final superior a la recaudación, se producen en mayor medida cuanto más alto sea el impuesto y cuando más temprana la fase en la que se coloca. El *efecto piramidación* se origina en los impuestos monofásicos en los sectores en que los precios se fijan mediante márgenes y el *efecto cascada* si se suman a otro impuesto multifásico, como el IVA, ya que se van arrastrando los incrementos en el precio en los diferentes sectores.

combustibles menos contaminantes tienen un gravamen más elevado. Tradicionalmente se han alegado motivos sociales para justificar estas intervenciones, de forma comprensible por otro lado por afectar a objetivos tan sensibles como evitar el desempleo estructural que se generaría sin duda en ausencia de un tratamiento diferenciado.³⁸ El problema radica en que, asimismo, se han aplicado por motivos estrictamente financieros, ya que subir los impuestos sobre el consumo de productos de demanda inelástica implica buenos resultados en términos recaudatorios y genera un menor exceso de gravamen que los impuestos que recaen en bienes de demanda más elástica, como determina la *regla de Pigou* y se deduce también de la *regla de Ramsey* sobre imposición eficiente.³⁹ En este sentido una denominación con acento ecológico de estas figuras tributarias puede resultar un tanto inexacta ya que sus fines son básicamente sociales o recaudatorios e, incluso, pueden entrar en conflicto con objetivos medioambientales: es decir, se diseñan como impuestos tipo Ramsey (cuyo fin principal es recaudatorio) y no como impuestos *pigouvianos* (cuyo objetivo es corregir la externalidad).

Esta contradicción deriva de que al ignorar la motivación medioambiental del legislador en el diseño del tributo como elemento determinante de su naturaleza se están incorporando en la misma categoría instrumentos muy diferentes. Como ya hemos señalado, si un impuesto medioambiental en sentido estricto se justifica por sus objetivos medioambientales, de tal modo que la consecución de resultados eficientes pasa por una reducción en los ingresos fiscales que idealmente debe ser cada vez mayor, otros impuestos con efectos medioambientales se introducen principalmente para obtener fondos públicos, como sucede en el caso de algunos gravámenes sobre la energía. Es decir, en unos supuestos predomina el objetivo extrafiscal mientras que en otros el dominante es el fin recaudatorio. Por otro lado, sin embargo, se puede justificar precisamente por los mismos motivos que se acepte una acepción más general ya que, aunque prevalezca el objetivo financiero en la introducción de los tributos, inherente a este tipo de instrumentos, resulta interesante que recaigan sobre bienes o actividades que permitan generar fondos a la vez que penalicen de algún modo (y desincentiven en alguna medida) el daño sobre bienes medioambientales. Aún en su versión amplia, los impuestos medioambientales también contribuyen a generar los incentivos adecuados, especialmente a largo plazo, aunque el fin medioambiental sea secundario o, incluso, aunque esté ausente, ya que contribuyen a un uso más eficiente de la energía.

³⁸ De nuevo, insistimos en la idea de que las políticas medioambientales se aplican con mayor facilidad en los países que funcionan mejor estructuralmente.

³⁹ Sin embargo, y como demuestra Kaplow (2006), en el caso de bienes que generan externalidades la imposición que tienda hacia la internalización de los costes sociales contribuye a una mayor eficiencia simplemente por contribuir a que los precios revelen los verdaderos costes. Más adelante desarrollaremos con más profundidad esta idea.

El diseño específico de los impuestos, sin embargo, sí depende de los fines que los justifican y puede determinar también el alcance de sus efectos, como podemos comprobar en los dos ejemplos siguientes referidos a los impuestos que gravan el uso de los productos energéticos y la propiedad de medios de transporte. En primer lugar, las accisas energéticas son menos coste-eficientes que una accisa o impuesto específico sobre el carbono (sea definido sobre emisiones o sobre el contenido de carbono de los combustibles fósiles) por lo que el objetivo ecológico se consigue de forma más clara con los tributos específicamente planteados con motivaciones medioambientales. La explicación es sencilla: el impuesto sobre el carbono se fija en función del potencial contaminante de los diferentes bienes energéticos por lo que, al efecto positivo asociado a su encarecimiento en general, se une la sustitución de las fuentes más contaminantes, y más gravadas, por las menos dañinas. De esta forma se consiguen mejores resultados que en el caso de las accisas energéticas, que no gravan los productos afectados de forma proporcional al daño causado sino a su contenido energético, lo que limita los beneficios asociados. Un segundo ejemplo ilustrativo es el los impuestos sobre la matriculación o circulación de vehículos de motor: la tributación en general resulta eficiente en cuanto a que encarece un determinado grupo de bienes y puede, en este sentido, desincentivar su uso, si bien un impuesto específicamente vinculado a los daños medioambientales asociados a cada tipo de vehículo sería más eficiente desde el punto de vista ecológico al suponer un abaratamiento relativo de aquellos vehículos menos contaminantes.⁴⁰

Podemos identificar, adicionalmente, otra ventaja asociada a la definición más estricta de los instrumentos fiscales ya que, al priorizar el objetivo medioambiental en su diseño, es más fácil que resulten socialmente aceptados, tanto en países con poca tradición impositiva, por ser percibidos como menos *confiscatorios*, como en aquellos estados con alta presión fiscal. Por ejemplo, algunos miembros de partidos poco intervencionistas en materia económica, como los conservadores británicos o los republicanos norteamericanos, han apoyado en ciertos contextos la fiscalidad medioambiental y, asimismo, en los países nórdicos, ejemplo paradigmático de estados de bienestar de corte socialdemócrata, la sensación de los ciudadanos de estar contribuyendo a un bien superior ha hecho que la introducción de impuestos medioambientales haya tenido un gran apoyo popular.⁴¹ Obviamente, cuanto más completo sea el conocimiento de las funciones de coste y de daño más

⁴⁰ De hecho en diversos países, como España, los impuestos de matriculación se fijan con criterios vinculados a las emisiones. En el supuesto del impuesto de circulación, cuyo diseño también se ha adaptado a criterios medioambientales en algunos casos, ha sido cuestionado, como analizaremos más adelante, precisamente por los posibles efectos distributivos.

⁴¹ Asimismo, en los países nórdicos, al ser sociedades más igualitarias, resulta menos traumático sustituir fiscalidad directa por indirecta.

fácil resultará conseguir resultados óptimos con un tratamiento diferenciado de las fuentes.

Al margen de las consideraciones anteriores, como venimos apuntando, prevalece una visión más amplia de estas figuras tributarias. Así los impuestos medioambientales se definen como aquellos cuyo hecho imponible esté relacionado con alguna actividad que repercuta negativamente en el medioambiente, o con el uso de algún recurso natural, y que generan incentivos para que los sujetos pasivos, empresas y familias, modifiquen su comportamiento para posibilitar la consecución de mejoras en el medio ambiente, con independencia del destino de los fondos recaudados. La finalidad recaudatoria, propia de los instrumentos fiscales, aunque no se complementa en todos los casos con una motivación *extrafiscal* medioambiental de forma expresa, sí supone una afección conductual. La consideración de los tributos medioambientales según esta acepción más global es la que se sigue para agregar los tributos indirectos que se aplican en los diferentes países y considerar así la subcategoría de impuestos medioambientales como parte de la imposición indirecta.

Sin embargo, en el caso particular de otros tributos consideramos que no se debe utilizar esta etiqueta en ningún caso porque ni siquiera tienen consecuencias medioambientales apreciables, al menos no en el corto plazo. Específicamente nos referimos a ciertos impuestos, mal llamados medioambientales, que no tienen ni un objetivo medioambiental expreso, ni generan incentivos, ni tienen efectos ecológicos positivos asociados ni de forma directa ni incidental. Por ejemplo, no creemos que tengan esta naturaleza impuestos como los que se definen sobre la extensión del cableado de las torres de alta tensión o sobre instalaciones eólicas ya que, aunque este tipo de estructuras pudiera tener costes medioambientales, la colocación de un impuesto sobre las mismas difícilmente contribuirá a que se eliminen o se reduzcan una vez ubicadas.⁴²

A pesar de que los impuestos no gozan, en términos generales, de una gran popularidad, lo que dificulta la introducción de nuevos elementos impositivos, la fiscalidad medioambiental se constituye como una parte fundamental de los sistemas tributarios de muchos países, en consonancia con el precepto de “quien contamina paga”.⁴³ Entre los científicos y economistas medioambientales los impuestos son positivamente valorados debido a los incentivos positivos que se generan tanto de

⁴² Por ejemplo en España muchos de estos impuestos se han colocado con fines recaudatorios en diferentes comunidades autónomas, como veremos más adelante.

⁴³ Los pioneros en incorporar aspectos medioambientales en su sistema tributario fueron Finlandia, Dinamarca y Suecia, donde se pusieron en marcha programas fiscales sobre las emisiones de CO₂ a principios de los noventa, seguidos de Holanda y Eslovenia y, más recientemente, del Reino Unido y Alemania. En partes posteriores de este capítulo revisaremos estas y otras experiencias.

forma directa, ya que para pagar menos impuestos hay que replantear los procesos productivos o cambiar las pautas de consumo, como indirecta, debido a que el sector público obtiene ingresos que también pueden contribuir a modular los efectos finales de la política en función de su destino. Al colocar un impuesto que grava un hecho imponible relacionado con el medio ambiente éste pasa a ser considerado como un factor productivo más que tiene un precio, el tipo impositivo del tributo, y que interioriza en alguna medida, en función de su cuantía, los costes sociales. Los agentes afectados intentarán evitar, en lo posible, el pago del impuesto con el resultado inmediato de reducción de la actividad en el sector gravado y, consecuentemente, de la presión sobre el medioambiente derivada de la misma.

De forma intuitiva resultan evidentes las ventajas y los inconvenientes del enfoque impositivo en el desarrollo de la política medioambiental: los impuestos generan incentivos adecuados, pero son impuestos al fin y al cabo, con los problemas asociados su baja popularidad, tanto por suponer mayores costes para las empresas y los consumidores, por poder tener resultados regresivos y por ser necesaria su fiscalización para que sean efectivos.

En las siguientes páginas vamos a estudiar más profundamente estos aspectos, a través de la evaluación de los criterios de política medioambiental que estamos analizando en esta parte del trabajo. En general, en esta extensa parte del capítulo nos vamos a centrar en los impuestos, cuyos efectos económicos se han estudiado comparativamente más que los del resto de instrumentos de política medioambiental y cuya revisión nos permitirá, asimismo, orientar el estudio de los resultados en la aplicación de otras herramientas. No nos referiremos expresamente a las subvenciones o a los subsidios para el desarrollo de tecnologías más eficientes, cuyas externalidades positivas son evidentes y cuyos efectos se extienden también hacia el aprendizaje que la investigación y el uso de la tecnología generan, sino que realizaremos comentarios sobre ellos en el curso del estudio sobre las figuras tributarias más comunes.

4.1.2 La efectividad en costes de los impuestos ecológicos

De acuerdo con la definición de impuestos *pigouvianos*, la eficiencia exige que el precio de la externalidad sea equivalente al daño marginal provocado, por lo que de forma análoga los impuestos podrían resultar eficientes si se cuenta con la información necesaria para fijar el tipo impositivo adecuado para alcanzar el nivel óptimo de contaminación, ya que las empresas reducirán sus emisiones hasta que el coste marginal asociado a la última unidad iguale la cuantía del tipo impositivo. Por ejemplo, en el caso de la contaminación generada en las actividades productivas, considerando un impuesto de t euros por unidad de emisión, las empresas tendrán

incentivos para reducir sus emisiones exactamente hasta que el coste marginal de la reducción iguale el nivel del tipo impositivo que, como vimos en el gráfico 2.2, implicaría que, si coincide con el daño marginal asociado, supondría alcanzar el equilibrio eficiente.

Como venimos apuntando en este sentido, el desconocimiento de las funciones de daño y coste marginal por parte del sector público complica la determinación del nivel eficiente y del tipo impositivo correspondiente, si bien éste se podría ajustar en el tiempo para converger hacia su nivel eficiente si los niveles de contaminación son observados o se pueden estimar con cierta precisión. Además, estas figuras tributarias, sean definidas en sentido más o menos amplio como vimos anteriormente, puede lograr resultados *coste-efectivos* para un objetivo de calidad medioambiental determinado.⁴⁴

Algunos autores, por estas dificultades asociadas a los requerimientos de información sobre los costes de reducción y la valoración de los daños inferidos, distinguen los impuestos ambientales *pigouvianos óptimos*, mediante los que se consigue llegar al nivel óptimo de contaminación en el sentido *paretiano*, de aquellos *coste-efectivos*, en los que el tipo impositivo se fija con otros criterios más o menos discrecionales y sin conocer de forma exacta cuáles serían los niveles realmente eficientes, pero con el mismo propósito principal de corregir la externalidad y lograr mejoras en términos medioambientales.

En este sentido, e incluso si las funciones de coste de reducción son desconocidas para el sector público o si las empresas o los sectores afectados tienen funciones de coste muy diferentes, la propia dinámica de los impuestos induce los comportamientos adecuados para la consecución de objetivos medioambientales con los menores costes. Por ejemplo, en el caso de un impuesto que grave directamente las emisiones, como las empresas conocen tanto el coste de reducir su volumen de contaminación como el precio que deben pagar por realizarlas, tendrán incentivos para dejar de emitir todas las unidades para las que el tipo impositivo sea mayor que lo que suponga evitarlas. El resultado se obtiene de la forma menos gravosa posible porque las empresas para las que moderar la intensidad de la actividad contaminante suponga un mayor sacrificio van a hacer un esfuerzo menor que aquellas a las que resulte más sencillo, por lo que el objetivo medioambiental se consigue con los menores costes asociados globalmente considerados. Asimismo,

⁴⁴ La eficiencia en sentido *pigouviano* exigiría el conocimiento de ambas funciones, pero para conseguir un determinado objetivo de forma *coste-efectiva* sería necesario conocer, al menos, la de coste marginal de reducción, aunque en cualquier caso el tipo impositivo se puede ajustar de vez en cuando una vez se conocen los resultados medioambientales que se van consiguiendo con la implementación de la medida. Si determinamos un objetivo fijar el tipo compatible con él exige conocer la curva de coste marginal de la reducción, la *coste-efectividad* de los impuestos indica que para un objetivo dado (sea el que sea) se consigue de la forma más barata.

como todas las unidades que se emitan tienen fijado un precio, hay incentivos para controlar sus niveles tanto a corto plazo en la fase de producción (por ejemplo a través de cambios en la combinación de factores productivos) y de posproducción (con medidas al *final de la tubería*), como a largo plazo, mientras el impuesto se mantenga, ya que siempre interesará considerar los cambios en los procesos o los avances tecnológicos que posibiliten ahorrar emisiones. Además, los cambios en la demanda por el incremento de los precios inducirán también reducciones en la producción, contribuyendo así al efecto positivo, cuya incidencia final dependerá, en cualquier caso, de las elasticidades correspondientes.⁴⁵ En resumen, los impuestos medioambientales son eficaces en cuanto al cumplimiento del objetivo medioambiental, al hacer posibles mejoras que no se alcanzarían en ausencia de intervención y, además, son eficientes en costes, o coste-efectivos, al lograrlo con el menor sacrificio posible globalmente considerado.

Imponer un precio a las actividades contaminantes tiene, además, una consecuencia extraordinariamente positiva ya que el hecho de encarecer la utilización de ciertas materias primas, por ejemplo de ciertas fuentes de energía, incentiva de forma inmediata la utilización de otros recursos alternativos, que se abaratan en términos relativos, de forma que se incentiva la investigación que implicará a medio o largo plazo una menor dependencia de las fuentes más contaminantes. Así, se señala que los impuestos, además de ser potencialmente eficientes desde un punto de vista estático lo son también en un sentido dinámico.⁴⁶

Señalamos anteriormente que un impuesto definido específicamente sobre la emisión de CO₂ resulta menos costoso en la consecución de un mismo objetivo medioambiental que una accisa energética; es decir, resulta más *coste-efectivo* que ésta. La explicación se encuentra en el hecho de que las accisas gravan en general la utilización de productos energéticos, sin tener en cuenta su diferente contenido de carbono e incorporando fuentes libres de carbono, aunque normalmente se excluyen las renovables, por lo que el objetivo medioambiental se favorece exclusivamente por la conservación de energía inducida por su mayor coste. En el caso de los impuestos sobre el carbono existe otro incentivo adicional ya que, como acabamos de señalar, resulta ventajoso cambiar la combinación de fuentes utilizadas aumentando todo lo posible la participación de aquellas menos contaminantes. Este

⁴⁵ En general, si aumentan costes para empresas bajan los niveles de contaminación porque, aunque repercutan la subida en los consumidores, siempre tendrán incentivos para bajar todo lo posible sus emisiones, aunque el efecto indirecto vía la demanda no contribuya demasiado a la reducción si es muy inelástica.

⁴⁶ Uno de los resultados más sorprendentes en economía medioambiental es, precisamente, y tal y como se expresa en la ecuación de arbitraje, la propia dinámica de precios procurará que no se agoten los recursos más escasos. Sobre este resultado ver, por ejemplo, los comentarios al respecto en Hanley (2007).

tipo de impuestos, al gravar las emisiones (directamente o de forma indirecta a través del contenido en carbono) consigue que se igualen los costes marginales de reducción de los diferentes sectores y de las diferentes fuentes, de forma que se alcanza el objetivo medioambiental con los menores costes considerados globalmente mientras que las accisas energéticas, al no recaer sobre las emisiones realizadas sino sobre la energía producida, no incentivan la igualación de costes marginales de reducción, condición necesaria para conseguir resultados coste-efectivos. Por ejemplo, un impuesto que se define por kilovatio-hora se impone en función del contenido energético asociado y recae en mayor medida sobre fuentes con más contenido calorífico para una misma unidad de emisión, como el gas respecto al carbón, lo que implica menor coste-efectividad que un impuesto que distinga en función de las unidades emitidas o por contenido de carbono, que además de reducir la demanda de productos energéticos en general induce a la sustitución de los productos energéticos más contaminantes. Existen diversos estudios que han confirmado este resultado y que se analizan en Zhang et al. (2004).

4.1.3 Problemas en la ejecución de impuestos con objetivos medioambientales

Los instrumentos impositivos tienen, como acabamos de ver, ventajas evidentes en cuanto a la satisfacción de los objetivos vinculados a la eficiencia y, sin embargo, la política medioambiental no se ha articulado en la mayoría de países a través de impuestos *pigouvianos* en sentido estricto. La necesidad de fiscalización y su poca aceptación, incluso menor que otros tributos debido al abuso del término o a la confusión conceptual a la que nos referíamos en el apartado anterior de este capítulo, están entre las razones principales de su baja incorporación en los sistemas tributarios.

Obviamente, en primer lugar, en la aplicación de impuestos medioambientales, como en la ejecución eficaz de cualquier otra figura tributaria, se incurre en costes de funcionamiento, tanto aquellos asociados a su cumplimiento para los sujetos pasivos del tributo (adicionalmente a la realización del pago de las cuotas) como de tipo administrativo para implementar las medidas, ingresar las cuotas y establecer los controles necesarios y, en su caso, las sanciones.

Hay situaciones en las que esta monitorización resulta complicada, por ejemplo en el supuesto de fuentes de emisión no puntuales, en cuyo caso es difícil determinar la causalidad, o cuando en la producción de un bien se ven implicados muchos agentes en diferentes lugares o sectores. En estos casos cabe la posibilidad de colocar un impuesto que recaiga sobre el bien producido, incrementando su precio. Esta clase de intervención permite en muchos casos la integración del nuevo

tributo en categorías impositivas ya operativas, lo que podría contribuir a reducir sustancialmente sus costes de administración y de ejecución. La limitación de este tipo de impuesto radica en que el incentivo sólo se canaliza a través de la reducción en la demanda debido a la subida del precio, cuya incidencia final estará condicionada por las condiciones del mercado, mientras que no se manifiesta en las fases productivas. Asimismo, como tendremos ocasión de analizar con más detenimiento en partes siguientes de este trabajo, el diseño del impuesto puede exigir que se tengan que articular exenciones, deducciones o tratamientos particulares para no perjudicar, por ejemplo, a ciertos colectivos sociales o a determinados sectores productivos por motivos de naturaleza ética o política. El problema en este sentido estriba en que, en ciertos casos, facilitar la sencillez en la aplicación del impuesto puede suponer no poder arbitrar tratamientos diferenciados que exigirían controles adicionales, lo que además de encarecer la puesta en marcha de la medida puede complicar sustancialmente su aplicación.

La baja popularidad de los impuestos en general y de los impuestos ecológicos en particular explica también que, aunque se trate de instrumentos muy eficaces en términos de los incentivos positivos que se crean, la aplicación de impuestos medioambientales en sentido estricto sea aún bastante reducida. La visión negativa de estos tributos se explica, principalmente, por cuatro motivos: la falta de información sobre los problemas medioambientales, la consideración de estos instrumentos como medidas simplemente recaudatorias, los efectos negativos inferidos sobre el nivel de actividad en el sector gravado y sus posibles efectos regresivos.

Las dos primeras limitaciones apuntadas podrían subsanarse, al menos en parte, en la fase de diseño de la intervención impositiva. La aceptación de cualquier gravamen depende de la percepción de los contribuyentes sobre la necesidad de la imposición dichas cargas, por lo que los programas educativos y el acercamiento al público en general de los temas relacionados con los problemas medioambientales resultan determinantes para aumentar la consideración social de estos instrumentos. No es casual que la fiscalidad medioambiental se plantease inicialmente en los países nórdicos y en otros estados en los que la información sobre cuestiones ecológicas ha sido más generalizada y donde los ciudadanos llevan muchas décadas sensibilizados en este sentido, lo que facilita la generación espontánea de normas sociales. España podría servir de ejemplo contrario ya que el desarrollo de la fiscalidad medioambiental en nuestro país es realmente bajo, uno de los menores de la Unión Europea, y apenas existen impuestos a nivel estatal que se declaren ecológicos de forma expresa y tengan como objetivo principal la consecución de mejoras en la calidad medioambiental, a pesar de que ha habido propuestas en este sentido.

A la escasa valoración de los tributos en algunos países, que se asocian a figuras confiscatorias, se une el hecho de algunos impuestos pretendidamente medioambientales se hayan utilizado, como hemos visto anteriormente, con fines poco o nada relacionados con conseguir progresos en la calidad medioambiental, lo que ha cuestionado la necesidad de estas intervenciones.

Por último, no contribuyen tampoco a favorecer la aceptación de los impuestos verdes ni la merma en la competitividad que pueden suponer, y su repercusión en el mercado de trabajo y de capital al incrementar los costes de producción, ni los posibles efectos regresivos derivados de su naturaleza indirecta. En estos dos casos el destino de los fondos recaudados puede resultar determinante para paliar estos efectos si la cuantía de las cuotas no se integra con el resto de ingresos públicos sino que se destina a un fin específicamente diseñado por la medida. Este reciclaje de los impuestos puede suponer, por ejemplo, la financiación de programas medioambientales, la reducción de otros tributos de forma que en conjunto la medida (denominada reforma fiscal verde) sea neutral en cuanto a sus efectos sobre la presión fiscal globalmente considerada o, asimismo, la introducción de medidas compensatorias a colectivos afectados por la intervención. Así, y en función de la forma en que se reciclen los ingresos fiscales, la política podría no sólo ganar aceptación sino suponer algunos beneficios adicionales o, al menos, contribuir a reducir algunas distorsiones.

La primera de las posibilidades de inversión de los fondos recaudados, la financiación de programas medioambientales, intensifica la naturaleza ecológica de la medida, mientras que en los otros dos supuestos resulta factible moderar las consecuencias negativas sobre la competitividad o matizar la regresividad. El alcance de estos efectos secundarios, que en cualquier caso podrían manifestarse en un plazo más corto que los beneficios medioambientales, ha sido analizado en diversos estudios que intentan medirlos con la mayor precisión posible ya que su valor resulta determinante en la factibilidad de la aplicación de los instrumentos y su idoneidad. En el caso de que los fondos recaudados se destinen a mejorar otros bienes medioambientales los efectos se suman a los planteados originalmente que, en función del tipo de programa que se implemente, pueden resultar difíciles de valorar, como ya hemos apuntado de forma similar en otros casos. Una reforma fiscal verde, el reciclaje del impuesto ecológico a través de la reducción de otros tributos, podría contribuir a perfeccionar el sistema fiscal en su conjunto, especialmente si se aplica a aquéllos que supongan un mayor exceso de gravamen, por ejemplo si en la reforma fiscal se neutralizan las cargas que imponen los nuevos impuestos moderando aquellos otros que gravan la renta o el trabajo. Por último, el diseño del impuesto y su reciclaje pueden corregir los efectos distributivos negativos asociados a la imposición indirecta en general, y a este tipo de figuras en particular. En la siguiente parte del trabajo reflexionaremos sobre las consecuencias de la

fiscalidad medioambiental sobre la competitividad y revisaremos los estudios sobre las hipótesis de Porter y del doble dividendo y, a continuación analizaremos los efectos distributivos de los impuestos medioambientales y las posibles medidas compensatorias.

4.1.4 La imposición medioambiental en un escenario de segundo-óptimo: efectos sobre los objetivos de la política medioambiental

Desde la publicación del estudio de Sandmo (1975) sobre la imposición óptima en presencia de externalidades, y especialmente a partir de la década de los noventa, una de las cuestiones sobre la fiscalidad medioambiental que ha despertado mayor interés es la relativa a la posible interacción de este tipo de instrumentos con otros que ya estuvieran operativos en el momento de su introducción.⁴⁷ El análisis se mueve, en este sentido, hacia un escenario de *segundo óptimo* donde se considera la incidencia de las medidas en concurso con otras preexistentes, uno de los supuestos que justifican un cambio de planteamiento respecto de las soluciones de *primer óptimo*. De hecho, las condiciones necesarias para la determinación de impuestos *pigouvianos* óptimos, como el propio Pigou (1920) ya puso de manifiesto, y subrayaron posteriormente otros autores como Lipsey y Lancaster (1956), no son factibles en términos generales, ya que los impuestos concurren con distorsiones de otra naturaleza en la práctica, entre otras aquellas de carácter fiscal o normativo a las que acabamos de hacer referencia.

En este contexto el diseño de los instrumentos impositivos exige volver a definir las condiciones para alcanzar resultados en otro grado de *optimalidad*. Este cambio en el planteamiento se debe, principalmente, a una reformulación de los objetivos vinculados a la eficiencia. De este modo, y como señalan Goulder y Parry (2008) o Labandeira y Linares (2010), puede ser necesario diseñar una estructura impositiva diferente, utilizar otros instrumentos o combinar los impuestos con otras políticas.

En partes posteriores de este trabajo haremos referencia a este tipo de variaciones, especialmente en el caso de la incorporación de consideraciones distributivas en el diseño de la política medioambiental. En este epígrafe vamos a tratar, principal aunque no exclusivamente, de cómo la introducción de instrumentos de fiscalidad medioambiental en sistemas tributarios ya operativos se presenta como una oportunidad para reducir las distorsiones preexistentes a través

⁴⁷ Los artículos de Tullock (1967) y Terkla (1984) sobre las posibilidades de cambios en la configuración del sistema fiscal que permite la introducción de tributos medioambientales son asimismo referencias obligadas entre los primeros estudios en este contexto.

del destino específico, o reciclaje, de los nuevos ingresos públicos. Una consecuencia positiva evidente de la aplicación de impuestos medioambientales de forma coordinada con otros instrumentos es que los tributos medioambientales posibilitan la reducción de otros impuestos, lo que contribuye a facilitar su aceptación pública. Este tipo de argumentos vendría a sumarse a otros que también se han planteado para subrayar las ventajas de los impuestos frente a otras medidas de política medioambiental y que han precedido al debate sobre los efectos de las denominadas reformas fiscales verdes, aquellas en las que los ingresos derivados de la imposición medioambiental son utilizados para reducir otros tributos especialmente distorsionadores.

4.1.4.1 Efectos dinámicos de la fiscalidad medioambiental sobre la competitividad: de la hipótesis de Porter a la teoría del doble dividendo

Uno de los principales obstáculos para la aceptación de los impuestos medioambientales es la reserva ante sus posibles efectos adversos sobre el nivel de actividad económica y, particularmente, sobre la competitividad de las empresas. Es evidente que los impuestos suponen cambios en la estructura de costes y en las condiciones del mercado, pero es necesario realizar una reflexión más profunda para tener una idea más precisa sobre los potenciales efectos de estas intervenciones. Por ejemplo, no es casual que las apreciaciones negativas tengan un mayor calado cuando se considera un plazo demasiado corto de tiempo, ya que no se tiene en cuenta que estas medidas generan también incentivos dinámicos, en tanto que favorecen la adopción de nuevas tecnologías a través de la aplicación de aquellas ideas que contribuyan a reducir la base imponible que cuantifica la obligación tributaria.⁴⁸ De este modo, las empresas que mejor se adapten ante la nueva situación pueden desarrollar ventajas competitivas a medio y largo plazo que, como señala la hipótesis planteada por Porter (1990) a la que nos referimos el capítulo anterior, pueden compensar las pérdidas de competitividad inferidas por el incremento de costes si las medidas correctoras se diseñan de forma adecuada. Precisamente, cuando se defiende la superioridad de los instrumentos económicos respecto a otra categoría de políticas se está aceptando este planteamiento ya que, por ejemplo, algunas normas como las que obligan a adoptar algún tipo de tecnología, las más utilizadas principalmente en la fase de posproducción, no son los

⁴⁸ Como ya hemos señalado, los impuestos (sobre bienes o sobre recursos) son efectivos por dos vías: al reducir la producción reducen el uso del recurso (o el consumo del bien) medioambiental por el *efecto producción* pero además incentivan el uso de tecnologías de reducción (o el consumo de sustitutivos más limpios) por el *efecto sustitución*.

instrumentos ideales para favorecer la innovación y sus correspondientes ganancias en términos de competitividad al no favorecer la aparición de incentivos dinámicos.

En los años posteriores a la publicación de los primeros estudios sobre los efectos de la política medioambiental en la competitividad de la industria se planteó la cuestión sobre si este efecto nivelador positivo sería suficiente para compensar el incremento en los costes de producción o si, por el contrario, estas medidas debilitarían la posición de los países que las aplicaran en los mercados internacionales. En principio, por los motivos que apuntamos anteriormente sobre los ajustes dinámicos, se podría pensar que la introducción de impuestos ecológicos que hicieran incrementar los precios de la energía, u otro recurso, no tendría por qué tener un efecto muy significativo a largo plazo tampoco en el contexto de mercados más amplios, aunque los sectores más intensivos en el factor gravado se vieran especialmente perjudicados.

Algunos de los primeros estudios empíricos sobre este efecto de los tributos medioambientales parecían indicar que las diferencias en los costes derivadas del diferente grado de intervención pública en materia medioambiental no tuvieron un efecto muy evidente, o al menos no estadísticamente significativo, en la definición de los patrones del comercio internacional. En este sentido, por ejemplo, exponen sus conclusiones los trabajos de Grossman et al. (1993) en el caso de la comparación de los movimientos empresariales entre EEUU y México o de Jaffe (1995) en un estudio sobre los determinantes de la competitividad de la industria norteamericana. Los resultados anteriores son, en cualquier caso, un tanto limitados debido a que los impuestos ecológicos en sentido estricto no se habían introducido de forma suficiente (ni aún lo han hecho) como para ser la pieza clave de la política medioambiental para satisfacer las exigencias derivadas de decisiones internas o de acuerdos internacionales. En este contexto resulta relevante, asimismo, la cuestión respecto a los incentivos para la relocalización de las empresas, precisamente por la erosión en la competitividad industrial inducida por las diferencias impositivas entre países. En principio si puede parecer un estímulo evidente aunque, como señala Zhang (2004), tampoco hay indicios muy claros sobre si la posibilidad de escapar de estos controles en países con leyes medioambientales más laxas es suficiente para incitar de forma generalizada a las empresas más afectadas por las regulaciones a trasladar sus actividades, especialmente por la incertidumbre en la evolución de las políticas internacionales. Incluso cuando los procesos de deslocalización se producen resulta difícil precisar si las políticas medioambientales tienen un peso significativo en la decisión.

En la actualidad el breve recorrido de la fiscalidad con fines medioambientales explícitos tampoco permite apuntar conclusiones mucho más robustas aunque parece evidente que, en ausencia de una respuesta globalmente

uniforme, la intensidad de las intervenciones condiciona en alguna medida la competitividad del país o grupo de países que implementen estas iniciativas de forma aislada en un contexto de liberalización comercial, especialmente en el corto plazo.⁴⁹

En este sentido resulta relevante el estudio sobre los cambios en la tributación medioambiental de forma conjunta con otras decisiones relacionadas, como el destino de los fondos recaudados, para tener una idea más clara de los efectos de las políticas medioambientales sobre la competitividad y la posibilidad de reducir los efectos negativos derivados para aumentar la aceptación de las medidas. Es previsible que los compromisos internacionales en materia medioambiental obligarán a los países a seguir una tendencia cada vez más ambiciosa en la consecución de mejoras en la calidad medioambiental, especialmente en áreas como la UE pero también en otras áreas que han ido incorporando limitaciones medioambientales de forma más o menos vinculante como EEUU y China, por lo que un conocimiento más profundo de las implicaciones de las políticas resulta necesario.⁵⁰ Esta apreciación es especialmente importante si tenemos en cuenta que serán las industrias de los países que elijan mejor las herramientas para intervenir en este ámbito las que pudieran resultar fortalecidas en el futuro.

La compensación de los efectos de los tributos en el marco de una *reforma fiscal verde*, por la que los ingresos fiscales de los impuestos medioambientales pueden ser aplicados en la relajación de otros impuestos distorsionadores de forma neutral en conjunto (sin aumentar la carga fiscal) puede contribuir a equilibrar la balanza en el sentido sugerido por Porter en un contexto más amplio ya que se posibilita que, a las mejoras en términos ecológicos, se sume también un efecto económico positivo.

4.1.4.2 *Revisión crítica de la hipótesis del doble dividendo en las reformas fiscales verdes*

La *hipótesis del doble dividendo* relacionada con el reciclaje de los tributos medioambientales para reducir otros impuestos precisamente sostiene que, además de producirse progresos en términos medioambientales (el primer dividendo de naturaleza ecológica), tanto la competitividad como el bienestar social se ven fortalecidos por la mayor eficiencia del sistema fiscal globalmente considerado (dando lugar al segundo dividendo, económico o de eficiencia). El reciclaje de los

⁴⁹Como de hecho se infiere en los debates en materia de compromisos concretos en las cumbres sobre el cambio climático. .

⁵⁰ El contenido de recientes reuniones como la Cumbre Asia-Pacífico en 2014, los planes del gobierno de EEUU en 2015 o los resultados de la cumbre de Paris del mismo año indican que, con total probabilidad, los acuerdos internacionales en el futuro responderán a esta tendencia.

ingresos a través de la reducción de cargas sobre la actividad productiva (impuestos que graven el trabajo o el capital) o sobre la renta no son la únicas opciones posibles, aunque si las que resultan más factibles.⁵¹

La *hipótesis del doble dividendo* implica, por lo tanto, que el impuesto verde correctamente compensado puede tener consecuencias positivas en otros sectores que se suman a las mejoras en términos medioambientales. Antes de valorar desde una perspectiva económica, medioambiental o política el resultado final del concurso de los efectos del tributo y de su reciclaje, y de ponderar si la medida en su conjunto es positiva en todos los sentidos (o una estrategia *win-win*), debe definirse más exactamente cuál es la naturaleza de las ventajas asociadas a la aplicación de la *reforma fiscal ecológica*.

En este sentido Goulder (1995) contribuye a aclarar la conceptualización del efecto económico y señala que el doble dividendo se puede definir de diferentes formas en función de sus implicaciones. En la versión *fuerte* de este concepto, la apuntada originalmente por Tullock (1967), Terkla (1984) o Pearce (1991), se señala que la introducción de impuestos medioambientales en el contexto de una reforma fiscal neutral no tendría ningún coste: los impuestos *pigouvianos* están diseñados específicamente para compensar externalidades negativas y si sustituyen a otros impuestos que generan distorsiones por gravar “bienes”, como el trabajo o la renta, el resultado neto final será siempre positivo. El doble dividendo es medioambiental, por las mejoras ecológicas inducidas por la reducción en la actividad del sector gravado, y económico por perfeccionar el sistema fiscal en su conjunto a través de la reducción del exceso de gravamen generado por impuestos con efectos distorsionadores. Se favorece de este modo el crecimiento y el empleo y, asimismo, el bienestar social lo que favorece la aceptación de las medidas. Este resultado supondría, como señala Schob (2005), que una *reforma fiscal verde* sería aconsejable incluso si no hubiera certeza sobre los beneficios medioambientales de la intervención.

⁵¹Otras alternativas para relativizar los efectos negativos podrían ser, por ejemplo, la subvención a las exportaciones o el establecimiento de exenciones en el pago de los impuestos para ciertos sectores, sin embargo estas iniciativas no están exentas de problemas, como los asociados a la baja aceptación de políticas neoproteccionistas en el escenario actual de liberación del comercio internacional o a la reducción en la efectividad de las medidas impositivas si no se aplican de forma uniforme. Por ejemplo, en este segundo supuesto, la exención o el trato favorable a aquellas industrias más afectadas, que serían las que más recursos energéticos utilizan, además de resultar poco defendible ante la opinión pública tendría un obvio efecto negativo en cuanto a la efectividad medioambiental de la política, a menos que se exigiesen mayores compromisos en otros sectores, propuesta también de difícil aceptación. Una interesante exposición de los problemas derivados de eliminar las exenciones en ciertos sectores por motivos vinculados a la pérdida de competitividad así como de otras políticas diseñadas para reducir los efectos negativos de la política medioambiental en este ámbito, como los ajustes en frontera, puede consultarse en Zhang (2004)

Los resultados de los estudios que han simulado los efectos de reformas fiscales, con enfoques tanto de equilibrio parcial como general y asumiendo diferentes niveles de competencia en los mercados, descartan en términos generales la emergencia del doble dividendo en sentido fuerte.⁵² Estos estudios señalan que parece difícil que se den las condiciones necesarias y apuntan, por ejemplo, que la vigencia del segundo dividendo depende de la estructura económica, particularmente del mercado de trabajo, de forma que en países con mercados flexibles y bajas tasas de desempleo es menos probable que la *reforma fiscal verde* implique cambios sustanciales en términos de eficiencia económica.

Goulder (1995) expone otras posibles interpretaciones sobre la existencia de un doble dividendo en la aplicación de las reformas fiscales verdes, si bien de naturaleza más limitada. En primer lugar, la *hipótesis del doble dividendo* se puede entender en un *sentido débil* en el contexto de la introducción de instrumentos fiscales propios de la tributación ecológica cuando ya existen impuestos distorsionadores operando en la economía y el resultado asociado a la solución de *primer óptimo*, el impuesto medioambiental *pigouviano* óptimo en este caso particular, no funciona y hay que analizar su implementación en concurso con los impuestos preexistentes: una vez que el impuesto ecológico es incorporado en el sistema fiscal su reciclaje para reducir otros impuestos con efectos distorsionadores es más eficiente que un retorno en forma de una única cuantía (una transferencia de tanto alzado o *lump-sum*).⁵³ En otras palabras, si los nuevos ingresos se usan para recortar otros tributos se reducen los costes de eficiencia que los propios impuestos medioambientales tienen por sí mismos por reducir la carga fiscal en otros sectores, cosa que no sucede si los ingresos se reciclan en forma de una devolución igual y única a los contribuyentes.⁵⁴

Otra reflexión interesante sugerida en Goulder (1995), o posteriormente en Goulder y Parry (2008) entre otros, supone una interpretación intermedia de la hipótesis, en el sentido de que el dividendo económico podría producirse, pero su magnitud depende de diversas circunstancias, por ejemplo de cuál es el impuesto

⁵² Algunas revisiones muy completas de estos trabajos se pueden consultar, por ejemplo, en Zhang (2004), Schob (2005), Manresa (2007) o Gago et al. (2013)

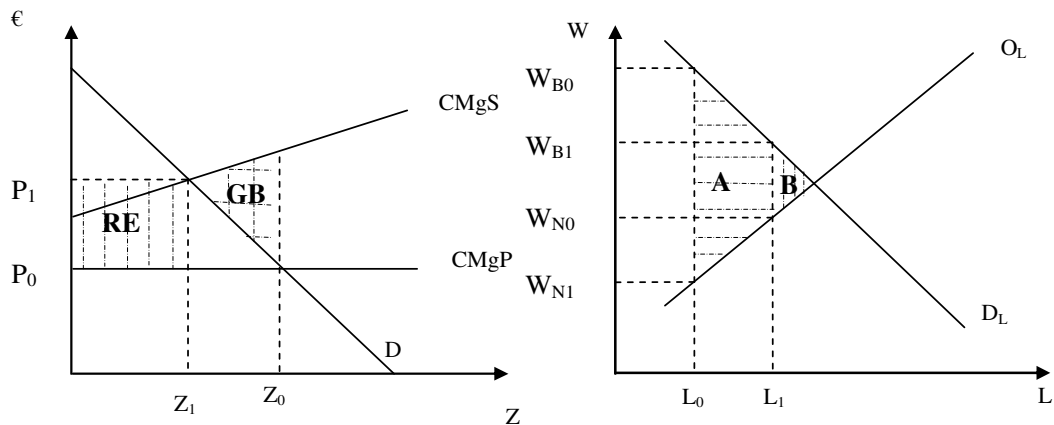
⁵³ La prescripción *pigouviana* de primer óptimo implica que no hay otros impuestos por lo que si se aplica un tributo ecológico igual al daño marginal causado se puede habilitar una devolución en forma de transferencias de tanto alzado (que es neutral, como lo son los impuestos de tanto alzado). Sin embargo, si existen otros impuestos distorsionadores, siempre es mejor reducirlos para reducir el exceso de gravamen globalmente considerado que aplicar la transferencia.

⁵⁴ Sin embargo, y como analizaremos en profundidad más adelante, las consecuencias distributivas de las opciones de reciclaje son muy diferentes y en algunos casos se ha defendido la aplicación de compensaciones en forma de transferencias de tanto alzado precisamente por estos efectos, aún a costa de reducir la eficiencia de las medidas o inducir en mayores costes administrativos.

que es reducido o sustituido por el impuesto ecológico, que determina en qué medida la confluencia de ambos tributos matiza o anula el efecto positivo derivado de la reducción de otros tributos distorsionadores. Es decir, el doble dividendo no se da en general en el *sentido fuerte* sino sólo bajo una serie de supuestos que posibiliten que el efecto del concurso de los nuevos impuestos con los preexistentes, el efecto derivado de su interacción, no anule el efecto del reciclaje. La confluencia de ambos procesos se puede explicar de forma sencilla en el caso de la afección de los ingresos a la rebaja de impuestos que graven el trabajo: el *efecto reciclaje* implica un aumento en la oferta de trabajo por el incremento en su remuneración real mientras que el *efecto interacción* opera en el sentido contrario ya que, al aumentar los precios de los bienes, en función del grado de traslación del tributo, se produce un descenso en la oferta del trabajo por rebajar el salario real lo que conduce a una pérdida de eficiencia. Estos movimientos se pueden reinterpretar fácilmente en el caso de los tributos sobre el capital.

Fullerton y Metcalf (1997) utilizan un modelo muy sencillo pero realmente ilustrativo para clarificar la confluencia de todos estos efectos. En primer lugar señalan que la validez de la hipótesis no se puede establecer de forma general sino que en cada caso particular deben considerarse cuáles son las medidas ya operativas cuando se introduce la reforma y cómo se ven afectadas por ésta, por lo que recomiendan realizar simulaciones numéricas *ad hoc*. En el estudio anterior se pone de manifiesto que en los trabajos que abrieron el debate sobre el doble dividendo de Tullock (1967) y Terkla (1984) se asumía que no había impuestos medioambientales previos de forma que, si unos nuevos tributos sobre emisiones sustituían regulaciones directas preexistentes que ya controlaban el nivel de calidad medioambiental, no habría mejoras adicionales en este sentido (particularmente si el impuesto es diseñado para reproducir exactamente los objetivos de la normativa previa como en el segundo estudio mencionado). Así, la intervención sería neutral desde el punto de vista medioambiental pero posibilitaría la captación en forma de ingresos públicos de las *rentas de escasez* que se habían generado previamente al hacer más valioso el factor medioambiental con la imposición de los límites normativos, de forma que la aparición de los nuevos fondos haría posible la reducción de otros tributos distorsionadores y contribuiría a la generación del segundo dividendo. Gráficamente, los ingresos que procura el impuesto, al apropiarse el sector público de las rentas de escasez, procuran un doble efecto positivo ya que a la ganancia de bienestar por la reducción en el uso del bien contaminante, Z, se une la reducción en el coste de eficiencia que genera el impuesto sobre el salario, W, representado a la derecha del gráfico en el área A, que permite una mayor convergencia entre el salario bruto y neto respecto a la situación inicial.

Gráfico 4.1. Doble dividendo con reciclaje de ingresos con reducción de costes del trabajo



Asimismo, Fullerton y Metcalf (1997) insisten en la importancia de no ignorar los propios costes de eficiencia que tienen *per se* los tributos medioambientales si no vienen a sustituir regulaciones precedentes, i.e. si los tributos provocan un aumento de precios que reduce el salario real y se generan distorsiones en el mercado de trabajo que pueden no ser compensadas suficientemente con la reducción de los otros impuestos⁵⁵.

Esta idea fue apuntada previamente por Bovemberg y de Mooij (1994) que señalan que, como los impuestos medioambientales gravan de forma implícita a los factores de producción, se exacerban las distorsiones ya existentes por lo que resulta difícil que se produzca el dividendo económico excepto en el caso muy limitado de la reducción de tributos con un altísimo grado de distorsión. Por ejemplo Bovemberg y Goulder (1996) sugieren que podría producirse en EEUU si los fondos se destinan a reducir la brecha entre la tributación al capital y al trabajo, más intensa en el caso del primer factor.

Asimismo podría suceder que la distorsión en su conjunto aumente, prevaleciendo el *efecto interacción*, si la dimensión de la base de los tributos que se compensan es muy diferente. Específicamente, el incremento en el poder adquisitivo en el supuesto de una reducción de la tributación de la renta puede ser insuficiente para superar la pérdida en la capacidad económica provocada por el aumento en los precios resultado del impuesto medioambiental ya que el impuesto ecológico tiene una base mucho más estrecha que los impuestos cuya reducción

⁵⁵Precisamente en el modelo de Kaplow (2010) que nos servirá de referencia en las propuestas sobre introducción óptima de impuestos medioambientales la clave es incorporar los tributos de forma que no se afecte a la oferta de trabajo, de ahí el atractivo de este esquema que explicaremos en detalle más adelante.

permite el reciclaje.⁵⁶ Parry y Bento (2010) señalan asimismo que, en el caso en que se imponga un tributo con fines ecológicos sobre el consumo de un bien, resulta determinante que sea complementario o sustitutivo del ocio, ya que en el primer supuesto es más probable que los beneficios asociados al incremento de los ingresos públicos sean mayores que los costes de la reducción en la oferta de trabajo porque el impuesto reduce a la vez la demanda del bien y del ocio.

Una cuestión relacionada es la determinación del nivel óptimo del tributo en un escenario de segundo óptimo. Bovenberg y Goulder (1996), Goulder (1998) y posteriormente Parry y Bento (2000) utilizando un modelo de equilibrio general, concluyen que es inferior al nivel *pigouviano*, especialmente, como señala la hipótesis débil, cuando el reciclaje tome la forma de transferencia de tanto alzado (que podría requerir incluso que el impuesto óptimo fuera negativo, como se señala en el trabajo de Parry anteriormente mencionado).

En estudios aplicados más recientes, en términos generales, la evidencia parece indicar que la emergencia del doble dividendo es difícil aunque en algún caso, por ejemplo Ekins (1998), si se ha encontrado cierta fundamentación para afirmar su existencia al confirmarse empíricamente que los cambios fiscales en la tributación sobre el trabajo, que posibilita la aplicación de reformas verdes, pudieran conducir a la reducción de los niveles preexistentes de desempleo.

Esta aparente contradicción en las conclusiones ha sido matizada en diferentes estudios, revisados en Andersen y Ekins (2009), que explican cómo la intensidad del efecto de la interacción entre impuestos es reducida en el caso de reciclar los fondos para reducir las cotizaciones a la seguridad social (o reducir otro tipo de cargas que afecten directamente a la actividad empresarial), en el supuesto de mercados de trabajo muy ineficientes, con altos niveles de desempleo o muy subsidiados (ya que cambia el valor real de las transferencias y se incentiva el empleo) o si se cuestiona la intensidad del efecto de los cambios en los precios en la reducción de la oferta de trabajo. Además, como indica Manresa (2007), el doble dividendo podría tener lugar si, en el contexto de sistemas fiscales en los que las cargas marginales de los diferentes tributos son diferentes, el impuesto ecológico permite reducir el exceso de gravamen globalmente considerado siempre que no recaiga sobre hechos imponibles que ya estén previamente gravados y sean objeto de altas cargas fiscales. Zhang (2004) et al. apuntan asimismo como el efecto sobre los precios, y las consecuencias que se derivan, dependen de la opción de reciclaje elegida, así la medida menos inflacionaria sería la de reducir el IVA mientras que el descenso de la imposición directa pudiera implicar en sentido opuesto un aumento

⁵⁶ Por ejemplo, si el impuesto ecológico tiene base estrecha y se reduce un impuesto de base ancha como los que gravan el trabajo o la renta.

mayor de los precios, en mayor o menor medida en función del resultado final sobre el precio del trabajo. Igualmente, otro tipo de reciclajes podrían tener otras consecuencias más negativas: por ejemplo un aumento de la inversión pública en programas medioambientales podría resultar más inflacionario y el destino de las cantidades recaudadas al saneamiento de las cuentas públicas podría tener consecuencias negativas sobre el crecimiento. Las opciones de reciclaje tienen asimismo, como veremos más adelante, muy diferentes consecuencias distributivas.

En resumen, para la emergencia del doble dividendo es necesario que el impuesto suponga una mejora medioambiental efectiva, i.e. que no venga a reproducir el efecto de otras medidas previas a las que sustituya porque de lo contrario puede resultar neutral desde el punto de vista medioambiental. Adicionalmente, para que surja el dividendo económico, se requiere que el sistema fiscal preexistente no sea óptimo, i.e. que la carga fiscal marginal de los diferentes impuestos sea diferente y, adicionalmente, que los impuestos medioambientales no recaigan sobre factores que tuvieran previamente sobrecarga fiscal o sobre bienes que fueran sustitutivos del ocio.

Goulder (1998) considerando en conjunto las observaciones anteriores, concluye que el *efecto interacción* tiende a favorecer los instrumentos económicos que facilitan la obtención de fondos que se reciclen para reducir otros impuestos distorsionadores frente a reformas fiscalmente no neutrales o en las que el reciclaje se produzca en forma de transferencias de tanto alzado. También señala que, en ausencia de reciclaje, el enfoque normativo puede incluso resultar más recomendable ya que, por ejemplo, las normas que imponen tecnologías o estándares producen una subida puntual en los costes y, al no afectar a futuras actuaciones, no repercuten tanto en el precio de los bienes.

Esta conclusión fue ya subrayada por Fullerton y Metcalf (1997) cuando apuntaron que la clave está en la posibilidad de apropiación de *rentas de escasez* por parte del Estado, como vimos en el gráfico 4.1: las normas que imponen límites a las emisiones (permaneciendo constante el número de emisiones por unidad de output) crean este tipo de rentas ya que las empresas tienen que reducir la producción en el contexto del problema de maximización del beneficio con la restricción que dicta la norma pero, sin embargo, una imposición tecnológica que reduzca el ratio permitido entre el factor contaminante y los otros recursos productivos (i.e. que reduzca las emisiones por unidad producida) no genera *rentas de escasez* ya que se produce un subsidio cruzado entre los factores.⁵⁷ De esta forma, es la posibilidad de capturar

⁵⁷ Intuitivamente, como explicamos anteriormente, el factor contaminante se revaloriza respecto del no contaminante, por lo que las rentas que se generan por la escasez del primero sirven para compensar las pérdidas inducidas por el menor valor del segundo, por lo que la contaminación se reduce sin suponer la creación de rentas de escasez en su conjunto.

estas rentas, más que la generación *per se* de ingresos públicos adicionales, la que determina la fortaleza de los impuestos medioambientales frente a otras medidas. Por lo tanto las *rentas de escasez* tienen implicaciones en términos de eficiencia (al aumentar los costes de producción al margen de quién las capture) pero suponen también, como tendremos ocasión de analizar en profundidad más adelante, importantes efectos distributivos (en este caso si condicionados a cómo se repartan).

En cualquier caso, como apuntamos al principio de este epígrafe, la consideración de otros efectos puede implicar una vuelta de tuerca adicional en el ajuste de las soluciones en el contexto en el que no se puedan aplicar las directrices propias de la *optimalidad* primaria como las apuntadas, por ejemplo, por Labandeira y Linares (2010) o Shobb (2005). Este último señala un par de extensiones interesantes en el debate sobre la emergencia del doble dividendo: en primer lugar, cuando no hay separabilidad entre el consumo y el problema medioambiental (por ejemplo, cuando los afectados se pueden proteger a sí mismos con medidas defensivas de forma que el alcance del problema medioambiental afecta a las decisiones sobre el consumo) la ausencia de intervención o la suavización de los instrumentos de control induciría a un consumo mayor de elementos de protección, por lo que los tributos implicarían en conjunto menores pérdidas de bienestar de lo que pudiera parecer *a priori* al reducir la necesidad de adopción de medidas defensivas. Schob (2005) apunta además, de forma particularmente importante para nuestro estudio como analizaremos con mayor profundidad más adelante, que la política medioambiental no tiene necesariamente por qué ignorar objetivos de otra naturaleza, como los redistributivos de forma que la imposición indirecta diferenciada puede utilizarse con fines redistributivos complementando, así, a la imposición sobre la renta.⁵⁸ La incorporación de este tipo de consideraciones afecta a la determinación de la solución óptima en dos sentidos: por una parte, la atención al objetivo redistributivo podría implicar la reducción en el nivel del impuesto si éste pudiera resultar regresivo y, en segundo lugar, si la incidencia de los daños fuera mayor para los individuos con menor renta, que por sus circunstancias económicas otorgarían un menor valor a la calidad medioambiental, la función de daño marginal sería más baja e implicaría asimismo un nivel menor asociado al impuesto óptimo. Volveremos sobre estas cuestiones en partes siguientes de este capítulo centradas específicamente en el análisis de los efectos distributivos.

⁵⁸ Existe un cierto debate en este sentido ya que, como plantearon tiempo atrás Atkinson y Stiglitz (1980), no tiene sentido utilizar la imposición indirecta con objetivos redistributivos si ya existe un impuesto sobre la renta adecuado, ya que implicaría aumentar el gravamen de los bienes con alta elasticidad renta, que suelen ser asimismo elásticos respecto al precio, originando distorsiones importantes que en términos de la ganancia social neta conseguida. La cuestión que se plantea es qué sucede cuando la imposición sobre la renta no es suficientemente eficaz en sus resultados distributivos. Veremos más adelante algunos planteamientos interesantes de este debate en la imposición medioambiental planteados, por ejemplo, en Kaplow (2012) y Parry (2008).

En el mismo sentido, como señalan Labandeira y Linares (2010) siguiendo un enfoque exhaustivo de las posibles variaciones al escenario originalmente planteado por Pigou, tiene sentido reconsiderar el diseño de las políticas y volver a determinar cuál es el mejor impuesto, o incluso cuál es el mejor instrumento, también en otros casos: en primer lugar, cuando la innovación se incorpora en los modelos (y se hace necesaria la promoción de tecnologías concretas en las intervenciones), en presencia de otros fallos de mercado que también deban ser corregidos (como en los supuestos de información imperfecta), una vez se consideran límites en el comportamiento racional que puedan limitar la respuesta ante los incentivos, para garantizar la aceptación de las medidas (entre otras razones por motivos distributivos) o, por último, cuando existan fallos en la acción del regulador, ya sea por tener información incompleta o por incompatibilidad de incentivos.

En resumen, el efecto final de un impuesto verde con reciclaje de los fondos recaudados depende del balance entre el efecto negativo derivado de la interacción impositiva y el positivo derivado del destino de los ingresos fiscales. Las numerosas interconexiones entre los diferentes sectores de la economía hacen difícil definir en el plano teórico estas cuestiones, por lo que la controversia sobre de la emergencia del doble dividendo es una cuestión eminentemente empírica, de alcance limitado aún por la escasez de aplicaciones o el escaso recorrido de las mismas, que pasaremos a revisar, no exhaustivamente, a continuación.

4.1.5 Reflexiones previas sobre la incorporación de la dimensión social como parte del análisis de los efectos de los impuestos ambientales

En general, los estudios económicos sobre la eficiencia de las políticas medioambientales son bastante más numerosos que aquellos que analizan las consecuencias sociales de los resultados de las intervenciones y sus efectos distributivos, como también sucede en el caso particular de los impuestos medioambientales y figuras tributarias afines. Sin embargo, y como hemos señalado anteriormente, en la evaluación de cualquier cambio en la estructura fiscal, por razones éticas y, en un plano más pragmático, para asegurar su aceptación pública y la factibilidad de su implementación, resulta fundamental valorar asimismo sus implicaciones desde la perspectiva de la equidad, entendida en un sentido vertical y horizontal. En los últimos años la mayor concienciación ecológica de los ciudadanos y de las instituciones, especialmente como consecuencia de la ratificación de protocolos internacionales como el Kioto por el que se asumen compromisos específicos, ha influido en la aproximación más exhaustiva a todos los temas relacionados con la aplicación de los instrumentos de política medioambiental,

incluidos sus aspectos sociales. En este mismo contexto se ha analizado la incidencia distributiva derivada de la aplicación de impuestos pigouvianos con objetivos medioambientales, relativamente novedosos y aún con un escaso recorrido, así como de otros instrumentos tributarios con efectos medioambientales como las accisas energéticas, entre otras.

Hemos apuntado anteriormente que la efectividad medioambiental de las intervenciones se consigue, en primer lugar, a través de los incentivos que se generan para la innovación y la adopción de nuevas tecnologías y, en segundo término, por el efecto sobre la conducta de los consumidores y su reacción ante los cambios diferenciales en los precios de los bienes y servicios sobre su capacidad de compra. En tanto que una política afecte a la relación de los diferentes precios de los bienes y servicios de la cesta de la compra tendrá consecuencias distributivas. Estos efectos no se producen simplemente en el caso de los tributos, que vamos a analizar en profundidad a continuación, sino que también pueden manifestarse, como hemos visto, en los instrumentos normativos así como en otras herramientas económicas. La principal diferencia en los efectos distributivos en el caso de los impuestos medioambientales en comparación con las regulaciones o las subvenciones (y con los sistemas de cuotas con reparto gratuito como estudiaremos más adelante) es la obtención de un flujo adicional de ingresos para el sector público que, en función de su destino, puede matizar los efectos sobre la competitividad o sobre la distribución que se deducen inicialmente. En páginas anteriores hemos analizado las diferentes posibilidades de reciclaje en el contexto de las reformas fiscales ecológicas, que pueden alterar los resultados de forma sustancial, como las transferencias de cuantía fija a los hogares, las subvenciones para sufragar otros programas medioambientales, la creación de incentivos financieros para lograr mayor eficiencia tecnológica o la reducción de otros impuestos, sobre la renta, el trabajo o el capital. Todas estas opciones favorecen en algún sentido la aceptación de las medidas fiscales, ya sea por compensar a los consumidores en el primer caso, como por redundar en el carácter medioambiental de las medidas o por reducir los costes a las empresas de forma que no se debilite su posición competitiva en el resto de opciones. A continuación analizaremos con mayor profundidad cómo cambian las consecuencias distributivas en función de la forma en que se reciclen los ingresos fiscales, hecho que puede también contribuir decisivamente a la aceptación de las medidas y que ya analizamos desde el punto de vista de la competitividad.

La incidencia del impuesto sobre los consumidores se manifiesta por varias vías: de forma más directa por el aumento de los precios de los bienes directamente afectados por el impuesto y, adicionalmente, a través de los cambios en los precios de otros bienes relacionados. Por ejemplo, la colocación de un tributo con el objeto de reducir la contaminación atmosférica aumenta el precio del combustible destinado al transporte privado o de la electricidad y de las fuentes caloríficas

utilizadas en los hogares pero también los de otros bienes que se ven afectados de forma menos evidente, en función de la intensidad energética en su producción o distribución. Obviamente, tanto los patrones de consumo como el grado en que los productores puedan repercutir los incrementos de los costes en los precios serán determinantes para la efectividad medioambiental de las medidas, pero también para sus implicaciones distributivas.

Las cuestiones anteriores resultan particularmente importantes cuando se plantea la aplicación de impuestos ecológicos en el sector energético ya que, en términos generales, el porcentaje de renta que se destina al consumo de este tipo de bienes es inversamente proporcional a la capacidad económica de los individuos o familias. Este hecho resulta evidente en el caso del consumo de energía dentro los hogares, por tratarse de bienes necesarios y de demanda bastante inelástica.⁵⁹ Además, a pesar de que en diversos estudios se ha detectado una reducción generalizada del porcentaje del gasto doméstico destinado a compras de estos bienes en los últimos años, las diferencias relativas se han mantenido prácticamente iguales como constatan, por ejemplo, Fullerton et al. (2010) en el Reino Unido, donde la participación en el gasto total del consumo energético es hasta tres veces superior en los primeros estadios de la distribución en relación con los últimos. Por lo tanto la intervención fiscal tendrá efectos más regresivos cuanto mayor sea la diferencia del porcentaje de gasto o de renta que se destine al bien gravado en las familias con menor nivel de renta, pero también cuanto menor capacidad de reacción tengan las primeras decilas de la población ante los incrementos en los precios (tanto de los bienes objeto del impuesto como de aquellos a los que se afecte de forma indirecta). El sentido de la incidencia impositiva dependerá asimismo del destino de los fondos recaudados, en función de si se arbitran o no medidas compensatorias para no perjudicar a las familias con menores recursos, y de la existencia previa de fallos de mercado asociados a la renta, por ejemplo en el mercado inmobiliario o financiero, que incrementen la carga sobre las clases más vulnerables por no poder acceder a las inversiones que incrementan la eficiencia energética de forma que se limita aún más su capacidad de reacción. Los efectos distributivos pueden variar, asimismo, por los cambios que se puedan inferir en los mercados de factores o a nivel espacial, como analizaremos más adelante.

En las páginas siguientes vamos a explicar, en primer lugar, las diferentes aproximaciones en el análisis de las consecuencias distributivas de los impuestos medioambientales y revisaremos las fases que se siguen en los estudios más completos en este contexto para, a continuación, exponer los principales resultados y destacar las conclusiones que son generalmente aceptadas en este contexto. En los

⁵⁹Aunque este resultado no es trasladable de forma generalizada, como veremos más adelante, al gasto en carburante destinados al transporte privado.

estudios sobre los efectos distributivos de los impuestos ecológicos, de forma similar a lo que sucede en otras ramas de la investigación económica, los resultados dependen en gran medida de las decisiones metodológicas que se adopten en las distintas fases del análisis y cuánto más inflexibles sean las condiciones que implícita o explícitamente se estén asumiendo menos precisos serán los resultados. Normalmente es necesario acotar de algún modo el análisis ya sea por limitación en los datos disponibles, por necesidad de simplificar los supuestos o porque la aproximación conceptual al problema por parte de los investigadores permita delimitar mejor el enfoque del estudio.

En primer lugar debemos cuestionarnos si las hipótesis que se planteen inicialmente pueden llegar a condicionar hasta el punto de invertir el sentido de los resultados, especialmente en lo que se refiere a su posible regresividad. Por este motivo insistiremos en las implicaciones que se puedan anticipar derivadas de la adopción de los supuestos de partida e indicaremos si su concurso con el resto de decisiones puede contribuir a reforzar las conclusiones que por otra parte se darían aunque no se hubiese simplificado el análisis o si, por el contrario, pueden inferir un cambio total en la dirección de los efectos de las políticas.

4.1.6 Incidencia de los tributos medioambientales: aspectos metodológicos

4.1.6.1 Diferencias entre los enfoques de equilibrio parcial y general en la valoración de los efectos

La valoración de la incidencia de los impuestos medioambientales requiere considerar los cambios en los precios resultantes de la aplicación del tributo para estimar, a continuación, sus consecuencias de forma exhaustiva tanto en lo que respecta a los consumidores de los bienes gravados, a los demandantes de otros bienes también afectados de forma indirecta como, asimismo, a los trabajadores y a los dueños del capital y propietarios de las industrias. Se producen así dos movimientos de traslación, uno hacia adelante, vía precios, y otro hacia atrás, por los cambios en la remuneración de los factores productivos. Estos efectos, obviamente, también tienen implicaciones distributivas en el plano personal, e incluso espacial, que se deben considerar asimismo junto a los efectos de las subidas de los precios tanto de los bienes gravados y como de aquellos otros productos relacionados.

Los enfoques de equilibrio general se basan en la consideración de agentes representativos, por lo que se limita el análisis a la valoración de los cambios en la remuneración factorial por los efectos distributivos derivados en función del origen de renta. En los últimos años, con el objeto de estimar también los efectos por el

lado de los usos de la renta, inducidos por la variación en los precios de los bienes, algunos investigadores han integrado en un escenario macroeconómico los datos microeconómicos de rentas familiares, que posibilitan un análisis de incidencia más exhaustivo. En partes posteriores de este capítulo revisaremos algunos estudios recientes que combinan ambas perspectivas y que han perfeccionado los modelos tradicionales de equilibrio general para reflejar también los cambios experimentados en la distribución personal.

La mayoría de los estudios, incluso en los últimos años, aplican sin embargo una metodología más limitada. El problema radica en la insuficiente información disponible para estimar los modelos más completos, especialmente de la oferta de los mercados afectados, por lo que de forma habitual se asume que el incremento de los precios recae de forma total sobre los consumidores, la presunción de traslación perfecta que implica que la oferta es totalmente elástica. Asimismo, por las limitaciones apuntadas, se supone que los incrementos en los gravámenes sobre el trabajo recaen completamente sobre los trabajadores, por lo que se evita considerar la incidencia en las empresas.

Una limitación clara de los enfoques de equilibrio parcial es que se soslaya el efecto de la estructura de mercado sobre la que se aplica el tributo y que es determinante de la dirección y de la intensidad de sus efectos. Aún así, aceptar estas restricciones no limita tanto el análisis como pudiera parecer en un primer momento en ciertos supuestos. En primer lugar es probable que por las características de algunos de los bienes gravados en la tributación medioambiental, como los energéticos, cuyo intercambio se realiza en el mercado mundial donde se fijan básicamente los precios, la oferta en contextos más regionales, donde se aplican los tributos, sea en realidad significativamente elástica. Además, en segundo lugar, si aceptamos que la elasticidad de la demanda de los bienes afectados es baja, como por otra parte parece bastante verosímil en el caso de ciertos bienes potencialmente afectados por estos impuestos y que analizaremos más adelante, es probable que el impuesto recaiga principalmente sobre los consumidores, sea cuál sea su incidencia legal. En diferentes estudios sobre los efectos de aplicar precios para reflejar las externalidades en el sector energético se refleja este proceso: por ejemplo en un estudio con un modelo de equilibrio general Bovenberg y Goulder (2001) determinan que se produce una traslación casi completa de los impuestos sobre el carbono en los precios del carbón tanto a corto como a largo plazo. Respecto al efecto del tiempo en la repercusión del impuesto, los resultados de un ejercicio de simulación conducido por Metcalf (2008) sobre un tributo creciente sobre el carbono entre 2012 y 2050 indican que la traslación es casi total al principio, decreciendo hasta un 75% al final del periodo, por las mayores posibilidades de sustitución, que en cualquier caso sigue siendo bastante elevada. Por las razones anteriores el enfoque de equilibrio parcial es más frecuente en este contexto, por lo

que sus conclusiones deben ser interpretadas con cautela si se pretenden deducir tendencias a largo plazo.

En las aplicaciones de los modelos de equilibrio parcial se pueden distinguir varias fases, que se desarrollan de forma más o menos simplificada en función de los objetivos y de los supuestos que se acepten inicialmente. En términos generales, en primer lugar se especifican los elementos de la intervención tributaria cuyos efectos se van a evaluar y se estima el vínculo entre el impuesto y los cambios en los precios. En los supuestos más sencillos sólo se consideran los cambios en los precios de los bienes directamente afectados por la medida tributaria mientras que en los estudios más exhaustivos se tienen en cuenta, además, las variaciones en los precios de otros productos que se derivan de forma indirecta. En una segunda fase se analiza la reacción de los consumidores como respuesta a la nueva relación de precios; estos cambios conductuales se incorporan después, en un tercer estadio, en la evaluación del cambio en el bienestar social, de los efectos distributivos y de los resultados en términos medioambientales derivados de la aplicación de la medida y debidos a los incentivos generados.

En el recorrido por las fases de los estudios reflexionaremos en profundidad sobre las decisiones metodológicas en particular que los investigadores deben asumir en cada momento con el objeto de anticipar su influencia en los resultados finales. Aunque nos centraremos principalmente en los estudios de equilibrio parcial, como una aproximación inicial a los efectos de la aplicación de los impuestos, haremos también referencia cuando sea relevante a los trabajos que han aplicado modelos de equilibrio general.

Así, al margen de los estudios empíricos que valoran los cambios efectivamente producidos cuando se introduce alguna reforma, el enfoque más sencillo consistiría en calcular los efectos directos de los impuestos conociendo previamente la participación presupuestaria en cada grupo de renta, para estimar las cuotas que pagarían las familias tras la introducción de la medida, asumiendo que no se infieren cambios en el consumo ni efectos en los precios de otros bienes. Estos resultados se pueden interpretar como una aproximación inicial y a corto plazo del límite superior de los efectos. En estudios más completos se incorpora la respuesta de los consumidores ante los cambios en las condiciones del mercado y los efectos indirectos en los precios de otros bienes a través de tablas input-output. Para la consideración de efectos en los mercados de factores es necesario aplicar modelos de equilibrio general. En estos modelos también se pueden incorporar las tablas input-output para captar los cambios en los precios de los factores, a través de las variaciones en los coeficientes técnicos de las matrices.

4.1.6.2 *Técnicas de microsimulación aplicadas al análisis de la incidencia de la tributación indirecta*

En el análisis de los resultados distributivos la microsimulación es una herramienta de gran utilidad ya que permite estimar los efectos de las políticas a nivel individual frente a otros enfoques que, como vimos antes, reflejan de forma abstracta las consecuencias de las intervenciones sobre algún hipotético agente *típico*. Estos modelos trabajan con bases de datos que contienen información detallada sobre las características económicas y socio-demográficas de una muestra representativa de consumidores o familias lo que permite, en primer lugar, incorporar la heterogeneidad de la población y, en segundo lugar, agregar los resultados para tener una idea de los efectos en un plano macroeconómico.

Las técnicas de microsimulación se han utilizado con mayor frecuencia para medir la incidencia de los impuestos directos ya que la disponibilidad de estadísticas para el análisis de los efectos de la tributación indirecta ha sido tradicionalmente más limitada. Como señalan Decoster et al. (2010), las bases de datos sobre rentas que se incorporan normalmente en este grupo de herramientas no suelen contener suficiente información sobre gastos familiares mientras que las encuestas de presupuestos carecen de los datos relativos a las fuentes de los ingresos y otras informaciones relevantes. De forma habitual los estudios integran las fuentes disponibles y si las encuestas de presupuestos familiares carecen de la información precisa para llevar a cabo alguna de las rutinas de los microsimuladores se incorpora la información sobre los gastos en la base de datos de rentas. La especificación de curvas de Engel, que infieren el consumo realizado a partir de la renta y de otras variables explicativas, es una de las vías más utilizadas para imputar los gastos en cada grupo de bienes a las familias cuyas características se compilan en las bases de rentas.⁶⁰

Estas herramientas presentan algunas características muy atractivas en el análisis de políticas como la introducción de impuestos medioambientales y, en particular, de sus efectos distributivos. En primer lugar se utilizan para representar *ex ante* cuáles serían los efectos de una intervención sobre los diferentes agentes económicos, lo que permite anticipar cuáles serían los resultados previsibles de su aplicación antes de que ésta se produzca o comparar diferentes opciones, lo que resulta fundamental para un mejor entendimiento de las políticas medioambientales. Además, como señalan Bourguignon et al. (2006), si fuera posible realizar una *evaluación de impacto* una vez que la medida haya sido introducida la comparación con

⁶⁰ Por ejemplo, en Decoster et al. (2010) optan por esta solución, en su forma paramétrica, ya que aplican el microsimulador EUROMOD que trabaja con los datos de bases de rentas de la UE. En Decoster et al. (2007) se revisan otras posibilidades para la imputación individual de los gastos.

los resultados reales permitiría mejorar su diseño para posteriores aplicaciones. En segundo lugar la posibilidad de incorporar la diversidad de los agentes en los modelos resulta crucial para analizar sus efectos sobre diferentes colectivos y para estimar los efectos distributivos de los impuestos medioambientales. Asimismo, como es posible agregar los resultados a nivel macroeconómico al considerar en conjunto los efectos sobre los diferentes individuos, se puede estimar con antelación la variación previsible en los ingresos públicos cuando se incorpora un impuesto medioambiental y, así, calcular el gasto que podría financiarse para considerar sus efectos en función de la forma de reciclaje.

Las decisiones que se tomen en las diferentes fases de los ejercicios son determinantes del tipo de modelo de microsimulación que se implemente finalmente para realizar el análisis distributivo. Precisamente una de las taxonomías de estas herramientas analíticas, presentada por Bourguignon y Spadaro (2006), se basa en la forma en que se incorporan los cambios en el comportamiento de los consumidores en la segunda fase de los estudios, que explicaremos más adelante. Se distinguen así, en primer lugar, los modelos aritméticos, que ignoran las reacciones que suscitan las intervenciones, de los modelos conductuales, que si las tienen en cuenta incorporando en la simulación de los resultados los cambios provocados de acuerdo con el planteamiento de alguna función de demanda en particular.⁶¹ Por ejemplo, como explicaremos en profundidad en los siguientes epígrafes sobre las fases de los estudios, por sus propiedades analíticas la representación del comportamiento de los consumidores a través del sistema de demanda AIDS es muy frecuente en ejercicios de microsimulación e incluso es el modelo de demanda incorporado explícitamente en algunos simuladores que además, como señalan Labandeira et al. (2005), permite distinguir diferentes elasticidades a lo largo de la distribución.⁶² Los modelos de microsimulación pueden, asimismo, combinarse con otras herramientas como las

⁶¹ Bourguignon y Spadaro (2006) aportan una interesante justificación teórica de los modelos aritméticos basada en la aplicación del teorema de la envolvente según la cuál, en determinadas circunstancias, la ausencia de respuesta, que en cualquier caso es una buena aproximación a los efectos iniciales, resulta ser también una buena estimación de los efectos sobre el bienestar si los cambios son lo suficientemente pequeños. Esta misma idea, como hemos señalado anteriormente, hace que los supuestos de traslación total de los impuestos no resulten en todo caso ser demasiado restrictivos.

⁶² Por ejemplo, AIDS es la forma funcional de referencia del simulador de reformas de imposición indirecta del Instituto de Estudios Fiscales (SINDIEF) que incorpora asimismo diferentes elasticidades para cada decil de población y el de FUNCAS (FUNCASindi). Los estudios de Sanz et al. (2003) y Sanz (2013) explican en detalle su funcionamiento. En Irlanda existe un microsimulador similar, SWITCH, que en el contexto de la imposición medioambiental se aplica, por ejemplo, en Callan et al. (2009). En el Reino Unido el TAXBEN se aplica, entre otros, en el estudio de Advani (2013). En artículos sobre imposición medioambiental que se han realizado a nivel europeo se han utilizado asimismo microsimuladores como EUROMOD, por ejemplo Vandyck (2013), o E3ME en el caso de Ekins et al. (2011)

tablas input-output para estimar los efectos indirectos del impuesto sobre el precio de otros bienes.⁶³

Existen también modelos estáticos y modelos dinámicos, en función de si se incorpora o no el tiempo. Asimismo, en función de los planos económicos en que se evalúan los cambios inferidos, se distingue entre los modelos de equilibrio parcial y de equilibrio general. En las explicaciones que siguen haremos referencia a las fases de los estudios que evalúan la incidencia de los tributos medioambientales en modelos de equilibrio parcial con incorporación del comportamiento en el análisis, el enfoque más utilizado y el más completo para el estudio de los resultados distributivos y, posteriormente, nos referiremos a las nuevas técnicas de análisis, en concreto aplicadas al ámbito de las políticas medioambientales, que han conseguido unificar distintos enfoques.

4.1.7 Fases en el desarrollo de los estudios sobre los efectos distributivos

El análisis de los efectos distributivos de los impuestos medioambientales, en particular de los modelos de equilibrio parcial que modelizan el comportamiento con técnicas de microsimulación, tiene tres fases: en la primera se calculan los efectos directos e indirectos sobre los precios de los bienes de consumo derivados de la introducción del impuesto, bajo la premisa de que se traslada por completo el impuesto al consumidor, en segundo lugar se evalúa la respuesta del consumidor ante las nuevas condiciones del mercado para estimar los nuevos niveles de consumo y las cuotas devengadas derivadas del impuesto y, en la tercera fase, se evalúan los efectos distributivos, económicos y medioambientales inferidos por la introducción de la medida. Debemos señalar que, en esta parte de nuestro trabajo, vamos a intentar explicar las principales decisiones metodológicas que deben adoptarse en el curso de la investigación desde un punto de vista teórico, de forma que las referencias a los estudios empíricos se realizarán con un objetivo puramente ilustrativo, sin entrar a analizar en detalle sus resultados o conclusiones. Así, la aproximación en el estudio de las fases de los estudios será básicamente teórica y procederemos a la revisión de la evidencia empírica más adelante en una extensa parte posterior de este capítulo

Metodologías descriptivas o inferencias más simples a partir de datos de participaciones presupuestarias son fácilmente adaptables en sus efectos en este recorrido. Por ejemplo, en los estudios en que solamente se evalúan los efectos

⁶³ Las tablas input-output también se pueden incorporar en los modelos de equilibrio general para captar los cambios en los precios de los factores, a través de las variaciones en los coeficientes técnicos de las matrices.

directos sobre los precios sin incorporar ni el comportamiento ni los cambios indirectos, una vez se estima el incremento en el precio de los bienes gravados en función del diseño del impuesto y se calcula el nuevo gasto en cada categoría de bienes en cada familia de la muestra de microdatos que se esté utilizando (en función de su participación presupuestaria en los mismos) o por grupo de renta si los datos que se utilizan son agregados, se procede al análisis distributivo directamente, tal y como explicamos en la tercera fase. Obviamente, al no incorporar el comportamiento no se estiman cambios en el objetivo medioambiental de forma que se trata de una aproximación a corto plazo de los efectos.

4.1.8 Diseño del impuesto y estimación de los cambios inferidos en los precios

En la primera fase hay que determinar exactamente las características del impuesto cuyos efectos se van a estudiar en un plano simulado, en función de las restricciones que se impongan en el curso del estudio y del enfoque del análisis. Una vez delimitado el hecho imponible, en función de los objetivos medioambientales que se planteen, se deben definir los elementos principales del tributo, particularmente la base imponible y la tarifa del impuesto para, a continuación, determinar cómo se van a incorporar los cambios inducidos en los precios una vez aplicado el impuesto.

En la mayor parte de los casos, por la limitada implementación de ciertos instrumentos de fiscalidad medioambiental y el creciente interés por conocer sus efectos en el caso de aplicarse, se evalúan las consecuencias de las medidas en un plano hipotético, si bien existen algunos estudios que han podido basarse en políticas reales, como veremos más adelante.

Habitualmente se estudian los efectos distributivos de impuestos en los que el hecho imponible es la contaminación que se asocia a la producción y al consumo de ciertos bienes o al desecho de residuos. En gran parte de los estudios se consideran los efectos de las emisiones de CO₂, aunque en los últimos años se están analizando también los derivados de tributos que gravan conjuntamente la emisión de otros gases, como en los estudios de Kerhof (2008) y de Feng (2010), en los que se comparan los efectos de impuestos sobre el carbono con otros que gravan asimismo la liberación del resto de gases responsables del efecto invernadero (o GHG). La base imponible puede determinarse directamente en función de las emisiones o, conocidas las emisiones que se derivan del uso unitario de ciertos productos como los combustibles fósiles, por las unidades consumidas o producidas

del bien gravado.⁶⁴ Como hemos visto anteriormente un impuesto a las emisiones se puede diseñar como un impuesto sobre el carbono o como un impuesto por unidad de emisión de CO₂, que no son iguales ya que el primero se determina en función del contenido de carbono que tiene cada combustible fósil utilizado con fines productivos, o consuntivos, y se especifica en unidades monetarias por tonelada de carbono mientras que el segundo se devenga en función de las emisiones de dióxido de carbono efectivamente realizadas. En cualquier caso es fácil convertir un impuesto en el otro ya que el contenido de carbono y las emisiones de dióxido de carbono tienen una relación directa.⁶⁵

La determinación de los tipos impositivos se realiza normalmente, en ausencia de información completa sobre las funciones de coste y daño como requeriría el diseño de un impuesto genuinamente *pigouviano*, en función de algún objetivo medioambiental en sentido *coste-efectivo*, por ejemplo una determinada reducción en las emisiones globales en un periodo de tiempo; es decir, no se trata de conseguir la solución óptima sino de cumplir ciertos objetivos con los menores costes. Por ejemplo, en algunos de los trabajos que revisaremos más adelante se han estudiado los efectos de un impuesto diseñado para alcanzar los objetivos del tratado de Kyoto en diferentes países, como por ejemplo en España por Labandeira et al. (2008), mientras que en otros estudios se especifica un objetivo *ad hoc*, como en Feng et al. (2010), estudio que plantea la posibilidad de hacer más estricta la política medioambiental para conseguir una rebaja de las emisiones en el Reino Unido en un 30% respecto a los niveles de 1990 en el año 2020. En estos casos es necesario conocer las curvas de coste de reducción de las emisiones para determinar el precio-sombra asociado al objetivo de reducción para fijar el tipo impositivo, por ejemplo como se realiza en el estudio de Feng et al. (2010) o, en su defecto, hacer referencia a algún estudio previo en que se hayan realizado dichos cálculos.⁶⁶ Una alternativa más sencilla a la fijación con criterios coste-efectivos es explorada, entre otros, en Labandeira (1999) e implica la identificación del tipo impositivo en el *nivel real del daño marginal* existente de las emisiones en el mundo; este método requeriría ajustar constantemente las trayectorias, pero puede simplificarse si se considera que el efecto del impuesto que se está estudiando tiene un ámbito de influencia lo

⁶⁴ Asimismo, en el caso en que no sea posible la estimación directa se podrían fijar con otros procedimientos como la estimación objetiva y la estimación indirecta.

⁶⁵ Una molécula de CO₂ tiene 44 unidades de masa atómica, de las cuales 12 corresponden al átomo de carbono y 32 a los dos átomos de oxígeno que la componen. Por lo tanto el contenido proporcional de carbono en el CO₂ es 12/44 o 0,2727; es decir, un impuesto de 10 € por tonelada de carbono es equivalente a un impuesto de 2,727 € por tonelada de emisiones de CO₂.

⁶⁶ El impuesto, o la restricción en la contaminación, implica que ésta tiene un valor de escasez y un precio-sombra, que refleja en el margen su valoración social, igual al coste marginal de la reducción (o a su ingreso marginal asociado) en esa cantidad.

suficientemente reducido de forma no cambiará la trayectoria de emisiones a escala global.⁶⁷

A partir de los resultados anteriores, en un segundo estadio, se analizan los cambios en los precios inducidos por la intervención impositiva, tanto directos, derivados de la aplicación del impuesto sobre los bienes gravados por sus efectos nocivos, como indirectos, asociados a las emisiones que generan las industrias en la producción de otros bienes y por las que pagan el impuesto correspondiente que será repercutido en mayor o menor medida sobre los destinatarios finales de los bienes en función de las condiciones del mercado. Estos gravámenes, al afectar al precio de los bienes de una u otra forma, se pueden analizar como impuestos indirectos sobre el consumo. Por ejemplo, los efectos directos de un impuesto sobre los derivados del petróleo se manifiestan de forma inmediata en el consumo de ciertos bienes, por ejemplo en el de gasolina para el transporte privado o de gasóleo para la calefacción pero también, de forma indirecta, acaba afectando al precio de todos los bienes para cuya producción sea necesario realizar el hecho imponible gravado; en este caso el sujeto pasivo del impuesto es la empresa responsable de la contaminación en la fase de producción del bien que repercutirá el nuevo coste sobre el precio final en la medida en que las condiciones del mercado se lo permitan.

Como ya hemos señalado es frecuente asumir que existe una traslación total del incremento de los precios desde los productores a los consumidores, presunción necesaria en los modelos de equilibrio parcial que analizan los efectos de los impuestos indirectos, lo que implica aceptar que los mercados son competitivos y los rendimientos constantes. Al no seguir un enfoque de equilibrio general no se valoran los posibles cambios inducidos en los precios de los factores de producción ni en la parte del precio que efectivamente reciben los productores una vez aplicado el impuesto, por lo que se elimina la posibilidad de estudiar los efectos en otros mercados. La consecuencia más inmediata de esta simplificación de los supuestos es que todo el ajuste se produce en la demanda del mercado, lo que supone obviar las opciones de sustitución en la producción derivadas de las posibles estrategias en las políticas de precios en respuesta a las intervenciones o de la adopción de nuevas tecnologías. Si se incorporara la reacción de las empresas ante las nuevas condiciones en el mercado y los cambios en su estructura de costes el resultado de los estudios sería diferente ya que, para obtener un objetivo equivalente en términos medioambientales, se requerirían menores impuestos porque a los cambios inducidos en la demanda se sumarían aquellos también incentivados en la oferta.

⁶⁷ En concreto aplican los resultados de un estudio previo, y toman el valor central de intervalo de confianza que se calcula para el daño.

El estudio de los efectos de los impuestos sobre la energía resulta especialmente interesante por afectar de forma directa e indirecta a los consumidores, por lo que los utilizaremos como ejemplo en la explicación de esta fase de los estudios. Además en este caso, como ya hemos apuntado y como señalan también Brannlud et al. (2004) o Martini (2009), la suposición de la traslación total del incremento de precios en el análisis de incidencia, que implica que la oferta es totalmente elástica, no resulta ser tan arriesgada: como los precios en este sector se determinan en el mercado internacional, si analizamos los efectos para una economía pequeña, como la de un país que importa gran parte de los bienes de este tipo, la hipótesis resulta más fácil de aceptar y, de este modo, se simplifica considerablemente el análisis.

El impuesto no sólo va introducir cambios en el precio de los bienes directamente gravados por su contenido de carbono o por las emisiones que se realizan en su uso sino también en el precio de otros bienes diferentes. De este modo, el pago adicional derivado de la aplicación de un impuesto medioambiental para un hogar cualquiera es la suma del impuesto directo devengado, derivado de las necesidades energéticas directas de las familias (por su consumo de bienes tales como la electricidad, el gas natural, los combustibles para calefacción y la gasolina o gasoil para transporte) y el impuesto indirecto que sufragan cuando adquieren bienes de industrias sujetas al tributo y en cuyos precios habrán repercutido los impuestos previamente pagados. Formalmente, de modo similar a como se expresa en Wier (2005), los pagos directos se pueden deducir con un modelo matricial simple.⁶⁸ Si T representa los pagos adicionales de cada familia h debidos a la colocación del impuesto, éstos se pueden descomponer en directos e indirectos, en función de si se devengan por consumir el bien gravado o si, por el contrario, se deben al consumo de otros bienes cuyos precios hayan incrementado por la repercusión de los impuestos previamente pagados por las empresas que los producen:

$$T_h = T_h^{directo} + T_h^{indirecto}$$

Podemos expresar el primer miembro de la ecuación anterior como:

$$T_h^{directo} = \mathbf{q}_h \cdot \boldsymbol{\delta}$$

En esta ecuación, que representa los pagos directos del hogar h -ésimo, \mathbf{q}_h es un vector $1 \times k$ que representa las unidades físicas de energía que la familia h consume de cada uno de los k bienes energéticos sujetos al gravamen y $\boldsymbol{\delta}$ es un vector $k \times 1$ que refleja el impuesto por unidad de energía producida a partir cada combustible. Si el

⁶⁸ Todas las expresiones algébricas que se han adaptado de los diferentes estudios se han homogeneizado siguiendo nuestra propia notación y nuestro enfoque particular para que la exposición resulte homogénea.

impuesto se fija sobre las emisiones, de forma sencilla, el impuesto por unidad producida con cada fuente dependerá de las emisiones necesarias para producir dicha unidad de energía, expresada normalmente en giga-julios (fácilmente convertible asimismo, como vimos anteriormente, en un impuesto sobre el carbono).

Las familias soportan de forma directa los impuestos cuando consumen los bienes objeto del gravamen pero también soportan otros efectos de forma indirecta, por el encarecimiento de los precios de otros bienes para cuya producción se haya requerido utilizar a su vez como factores los bienes gravados y que son repercutidos por las empresas hacia delante, en forma de mayores precios. Esta demanda indirecta por parte de los consumidores se puede identificar, como señalan Symmons et al. (2002), con la demanda de los bienes sobre los que recae el tributo por parte de los productores que tendrá asimismo un componente directo, por las necesidades inmediatas para la producción, y otro indirecto por demandar recursos de otros sectores para cuya producción se haya necesitado utilizar asimismo dichos bienes como inputs y que, a su vez, habrán hecho lo propio con sectores que les preceden en el proceso.⁶⁹ El análisis de todos los efectos, directos e indirectos, en las fases de consumo y producción resulta más completo, por las evidentes conexiones intersectoriales, si bien algunos estudios, por limitaciones en los datos u otras razones técnicas, sólo consideran los cambios directos.⁷⁰ Por ejemplo, Callan (2009) analiza las implicaciones distributivas de un impuesto medioambiental sobre emisiones estudiando exclusivamente el efecto derivado del cambio de los precios de la calefacción, la electricidad y el combustible para las familias irlandesas; en estos supuestos las conclusiones deben tener en cuenta la limitación derivada del enfoque adoptado o de la escasez de datos disponibles.

La cuantificación de los efectos debidos a la demanda de los bienes gravados por los productores (que como hemos indicado se identifica con los efectos indirectos del gravamen sobre los consumidores) se realiza con el clásico modelo de tablas *input-output* que se completa asimismo en fases posteriores para recoger también los aspectos medioambientales. Entre los primeros estudios que siguen esta aproximación se encuentran, por ejemplo, Proops (1993), Symmons et al. (1994), Cornwell et al. (1996), Metcalf (1999) o Labandeira (1999) y, más recientemente, Symmons et al. (2002), Labandeira et al. (2002) y (2004), Braddlund (2004), Wier et

⁶⁹ Es, como señala Creedy (2006), una especie de proceso multiplicador que se puede modelizar de forma relativamente sencilla, como veremos a continuación, en el caso de querer reflejar todos los efectos.

⁷⁰ El error cometido en estos casos no es, en cualquier caso, muy acusado si tenemos en cuenta que en Wier (2005), por ejemplo, se calcula que la cuota global de los impuestos directamente devengados es tres veces mayor que la de los impuestos indirectamente soportados.

al. (2005), Creedy y Sleeman (2006), Labandeira (2008), Feng (2010), Rausch et al. (2011) y Ekins et al. (2011) entre otros. Así, de forma general, en el caso de un impuesto sobre las emisiones de un cierto gas o un grupo de ellos, estas tablas permiten calcular la intensidad de las emisiones en cada sector para determinar los cambios en los precios inferidos en las diferentes categorías de bienes.

De este modo, un impuesto sobre el carbono se especifica en unidades monetarias por tonelada de carbono generado (o tonelada de emisiones emitida) en la producción de cada bien por lo que, para determinar el cambio en el precio de los bienes, resulta necesario especificar el impuesto *equivalente* en forma de cuánto supone éste en términos de cada unidad monetaria gastada en el bien en cuestión.⁷¹ Así, si definimos c_i como la intensidad en las emisiones del bien (o sector) i -ésimo, es decir las emisiones que se liberan por cada euro de consumo final del producto de la industria i -ésima (medida en toneladas o kilogramos entre unidades monetarias) y α es el impuesto sobre el CO₂ definido por unidad de emisión, el efecto sobre el precio del bien i -ésimo, o t_i , se puede escribir como sigue e identificar como el cambio en el precio del bien debido al impuesto sobre las emisiones:

$$\tau_i = \alpha \cdot c_i = \Delta p_i$$

Esta cantidad es el *tipo impositivo equivalente ad valorem* del grupo de bienes i -ésimo, mide la parte por unidad del valor del bien exclusivamente debido al impuesto, es decir, representa el cambio en el precio en tanto por uno debido al impuesto (o *tipo impositivo exclusivo*), mientras que la relación $\tau_i / (1 + \tau_i)$ representa la parte del precio final del bien, impuesto incluido, que representa el impuesto (o *tipo impositivo inclusivo*).⁷²

⁷¹ Las explicaciones que siguen son una adaptación del modelo input-output habitual ampliado para absorber adicionalmente las repercusiones medioambientales que tiene en la economía en su conjunto de la adquisición de cualquier bien o servicio. Nuestra explicación está parcialmente adaptada de Labandeira et al. (2002) y de Creedy y Sleeman (2006). En el primero de estos estudios se integran los efectos directos e indirectos sobre el consumo en el mismo modelo mientras que en el segundo se modelizan expresamente únicamente los efectos indirectos. En Wier (2005), por ejemplo, los efectos directos se calculan con modelo matricial simple, como el explicado anteriormente, y los indirectos con las tablas input-output.

⁷² Por ejemplo, utilizando los datos de intensidades energéticas de Symmons et al. (2002), un impuesto de 20 €/TN de emisiones de CO₂ en un sector de intensidad de CO₂ igual a 0,0043 TN/€ (el sector de la alimentación en el RU) implica la aplicación de un tipo impositivo exclusivo (t_i) igual a 0,0086, i.e. por cada 1000 € de gasto en el bien i se pagan 8,6 € adicionalmente por el impuesto, por lo que del precio final de 1008,6 euros que se paga un $t_i / (1 + t_i)$, el tipo impositivo inclusivo, son impuestos, es decir 0,0085 por cada euro de precio final (o el 0,85% del precio final) son impuestos (1008,6 x 0,0085=8,6). En Labandeira y Labeaga (2002) se estiman los datos de intensidades energéticas en España.

Para calcular el cambio en los precios de cada uno de los bienes debidos a la fijación del impuesto sobre emisiones es necesario calcular, en primer lugar, la intensidad de las emisiones de cada sector para determinar cuál es su tipo impositivo *equivalente*. Para ello, se descompone, en primer lugar, la producción de cada sector en la parte que va destinada a satisfacer requerimientos intermedios de otros sectores y en la parte destinada a la demanda final, para poder calcular, a continuación, cuál es la intensidad real de sus emisiones en función de su propia demanda de energía.

Para expresar formalmente todas las interrelaciones se utiliza el análisis con tablas input-output, que permiten estimar la interdependencia de todos los sectores en una economía, considerando que la producción total de cada uno de los bienes en cada uno de los sectores depende de las relaciones intersectoriales implicadas y de su demanda final.

Supongamos que incrementa en 1€ la demanda final de un bien y nos preguntamos cuántas emisiones se producen adicionalmente por este aumento en su consumo. Como hemos señalado las emisiones derivadas no se generan simplemente en el sector en cuestión (por incrementar su producción total), sino también en otros sectores que producen bienes utilizados como inputs intermedios en la producción del sector cuya demanda ha aumentado. Así, en los n sectores de la economía, el producto total se puede descomponer en la parte que va a atender la demanda final de bienes de ese sector y la que contribuye a la producción de bienes en otros sectores:

$$x_i = \sum_{j=1}^n x_{ij} + y_i$$

donde x_i representa la producción total en el sector i -ésimo, x_{ij} es la parte de la producción de i que sirve de input en el sector j -ésimo e y_i la destinada a satisfacer la demanda final de i . La relación de la cantidad de bien i por cada unidad de producción de un bien en el sector j -ésimo expresa las posibles interrelaciones intermedias entre los diferentes sectores y se denomina coeficiente técnico:

$$a_{ij} = \frac{x_{ij}}{x_j}$$

Sustituyendo en función de estos coeficientes en la expresión anterior:

$$x_i = \sum_{j=1}^n a_{ij} \cdot x_j + y_i$$

que en forma matricial, considerando los n sectores de la economía, se reescribe:

$$\mathbf{x} = \mathbf{Ax} + \mathbf{y}$$

donde \mathbf{x} e \mathbf{y} son vectores columna $n \times 1$, que representan la producción y la demanda final de cada sector, respectivamente, y \mathbf{A} la matriz de coeficientes de tamaño $n \times n$. Sustituyendo recursivamente \mathbf{x} por $(\mathbf{Ax} + \mathbf{y})$ en la parte derecha de la ecuación anterior, y asumiendo que \mathbf{A} es una matriz nilpotente de orden n , i.e. la condición $\lim_{n \rightarrow \infty} \mathbf{A}^n = \mathbf{0}$ se cumple,⁷³ el vector de producción \mathbf{x} se puede escribir como:

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \cdot \mathbf{y}$$

siendo \mathbf{I} la matriz identidad e $(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$ la matriz inversa de Leontief, que indica la producción requerida de cada sector para satisfacer la demanda final de toda la economía.

Considerando, a continuación, las emisiones que se producen en las diferentes actividades productivas, éstas dependerán de los requerimientos de energía de cada tipo de combustible fósil en cada sector y de la cantidad que se emita por cada unidad de energía generada con cada uno de ellos. Si consideramos, por ejemplo, k diferentes combustibles, las emisiones totales de la economía, E , se expresan:

$$E = \mathbf{f}' \mathbf{F}' \mathbf{x} = \mathbf{f}' \mathbf{F}' (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{y}$$

y son el resultado de calcular cuánto se emite en cada uno de los n sectores en función de sus requerimientos de energía de cada combustible k , que se representa en la matriz \mathbf{F} de dimensiones $n \times k$, cuyas filas indican la intensidad energética de cada contaminante en cada uno de los sectores, y de las emisiones generadas por cada uno de los combustibles (tal y como se especifica en el vector $k \times 1$ denominado \mathbf{f}).

Alternativamente, las emisiones totales de la economía pueden expresarse en función de la intensidad de las emisiones de cada sector, como:

⁷³ En realidad esta condición resulta ciertamente verosímil si tenemos en cuenta que los incrementos en las emisiones que dependen de los requerimientos intermedios de producción en otros sectores se reproducen de forma secuencial de sector en sector, en forma de proceso multiplicador, hasta que los efectos son cada vez más pequeños, tendiendo a cero, con lo que la serie converge.

$$E = \sum_{i=1}^n c_i y_i = \mathbf{c}'\mathbf{y}$$

De forma sencilla podemos deducir que las intensidades de emisión se pueden calcular a partir de los datos sobre requerimientos de energía y emisiones por sectores y la matriz inversa de Leontief:

$$\mathbf{c}' = \mathbf{f}'\mathbf{F}'(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}$$

Una vez hallados los elementos del vector \mathbf{c} podemos deducir cuál es exactamente el tipo impositivo equivalente *ad valorem* en cada sector, o τ_i , y por tanto el incremento en el precio por unidad monetaria producida de cada bien:

$$\tau' = \mathbf{c}'\boldsymbol{\alpha} = \mathbf{e}'\mathbf{F}'(\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1}\boldsymbol{\alpha}$$

y, como vimos anteriormente, $\boldsymbol{\alpha}$ es el impuesto por unidad de emitida.

Si, a partir de los resultados anteriores, consideramos los precios de los diferentes bienes sin incluir los otros impuestos indirectos soportados y antes de la colocación del impuesto medioambiental, el precio p_i^0 para cada bien i , y denotando como t_i a los impuestos indirectos preexistentes, como el IVA, que gravan el consumo del bien i , el precio con los impuestos incluidos antes de la intervención será:

$$p_i^1 = p_i^0(1 + t_i)$$

y, tras ésta:

$$p_i^{1'} = p_i^0(1 + t_i)(1 + \tau_i)$$

Claramente, τ_i , como hemos apuntado anteriormente, representa el incremento en el precio en tanto por uno de cada uno de los bienes debido al impuesto sobre las emisiones. El tipo impositivo efectivo *ad valorem* total será igual a:

$$t_i^* = (1 + t_i)(1 + \tau_i) - 1 = t_i + \tau_i(1 + t_i)$$

El objetivo del estudio será calcular el efecto que supone el nuevo impuesto y, por lo tanto, el cambio desde t_i a t_i^*

El modelo input-output posibilita, como acabamos de analizar, la determinación, en primer lugar, de la intensidad de las emisiones en cada sector y, a partir de este dato, los cambios inferidos en los precios en los diferentes sectores. De este modo se estiman las repercusiones medioambientales de los impuestos verdes que gravan un bien concreto desde una perspectiva global de forma que se

consideren, además de los efectos directos, aquellos que deriven de forma indirecta en el conjunto de la economía.⁷⁴

En los enfoques de equilibrio parcial no se consideran los cambios que se pudieran inferir en el precio de los factores y se asume una traslación total de los efectos hacia adelante, por lo que se ignoran los posibles cambios en las transacciones inter-industriales o la adaptación a través de la sustitución de factores del uso energético de las empresas. En este caso no se consideran posibles alteraciones en los elementos de la matriz de coeficientes y se puede utilizar la misma tabla input-output en el cálculo final de las emisiones realizadas una vez aplicado el impuesto en la tercera fase. Obviamente, como señalan Symmons et al. (2002), esta interpretación impone ciertas limitaciones a los resultados obtenidos sobre el objetivo medioambiental, si bien los sesgos se dirigen en dos sentidos opuestos que al menos se compensaran parcialmente. Por un lado obviar las posibilidades de sustitución de las empresas implicará que los resultados en términos medioambientales pudieran ser superiores en la realidad por los ajustes inferidos en algunas de las fases productivas aunque, por otro lado, esto implicará una menor repercusión del tributo sobre los consumidores, por lo que la reacción de estos será más limitada y, como consecuencia, los resultados medioambientales más modestos. En cualquier caso si se consideran los efectos en el corto plazo, como las posibilidades de sustitución son limitadas, las simplificaciones propias de los modelos de equilibrio parcial no resultan discutibles.

En este enfoque se combinan los resultados del análisis anterior con la información relevante sobre las características de los hogares en la siguiente parte del estudio para estimar los cambios en la demanda de los bienes una vez aplicado el impuesto así como, en el estadio final, sus efectos sobre el bienestar de los consumidores, la distribución de la renta y el grado de consecución de los objetivos medioambientales.

4.1.9 Incorporación del comportamiento en los modelos

La introducción de un impuesto sobre el consumo o la producción de un bien recaerá con diferente intensidad sobre los consumidores, productores y trabajadores del sector afectado en función de los cambios inferidos en los precios

⁷⁴Wier (2005) señala algunas limitaciones en la consideración de los efectos indirectos ya que al agregar los bienes por ramas de producción y grupos no se distingue entre ellos suficientemente, además se asume que los pagos impositivos son lineales aunque el mix energético utilizado pueda cambiar en diferentes fases de la producción y los productores a medio plazo pueden cambiar su intensidad y aunque repercutan todo el impuesto en el precio no sea finalmente la subida de precios tan acusada.

finales, las rentas del capital o los salarios. El resultado final dependerá de las posibilidades de ajuste a los cambios por parte de los agentes y cuanto menor sea la elasticidad de la demanda en relación con la de la oferta mayor será la incidencia sobre el consumo. En los modelos de equilibrio parcial se asume que la oferta es totalmente elástica, por lo que todo el impuesto recae sobre el consumo y se refleja exactamente en los precios, aunque es posible considerar las reacciones de los consumidores que mitigan el efecto a través de sus respuestas conductuales ante el encarecimiento de los bienes.

En esta fase los estudios difieren en el grado en que simplifican los supuestos para facilitar el análisis o por limitación en los datos disponibles. En algunos modelos, como en los pioneros estudios de Decoster (1995) y Metcalf (1999) o, más recientemente, en Kerkhof et al. (2008) y Feng et al. (2010) no se considera ninguna reacción de los consumidores ante los cambios sino que simplemente se analiza cómo se ven afectados por tener que pagar precios más altos en el corto plazo (con total traslación del impuesto) asumiendo que no varía su comportamiento y siguen adquiriendo la misma cantidad que antes de la reforma. Se ignora tanto la posibilidad de sustitución en el consumo de los bienes gravados (como asimismo en su producción por la traslación del tributo) como el efecto renta provocado por la subida de los precios, por lo que implícitamente se asume también que el poder adquisitivo se mantiene constante por el efecto de algún subsidio cruzado como, por ejemplo, una compensación o transferencia de igual cuantía a la recaudación que les fuera devuelta. Estos supuestos permiten utilizar de forma directa los datos de gasto en el consumo de cada bien *ex ante* y aplicarles el impuesto para calcular, en una fase posterior como veremos, lo que suponen estos pagos como porcentaje de la renta anual en cada quintil o, como hace Metcalf (1999), adicionalmente con la relación de la cuota y la renta permanente en cada grupo de renta. Los resultados derivados a partir de esta depuración del modelo no estarían tan alejados de la realidad si los bienes sobre los que se aplica el tributo tienen demanda inelástica y baja elasticidad renta o gasto o si se considera el efecto en el corto plazo. Además, como también señala Metcalf (1999), aunque se produjera sustitución en el consumo de forma que el impuesto cumpliera eficazmente su finalidad medioambiental, ello no implicaría necesariamente que la recaudación, y por tanto la carga para los consumidores, fuese muy diferente ya que los precios a coste de factores subirían probablemente también si los productores tuvieran que incurrir en mayores costes para evitar los pagos por el uso de los inputs gravados, por lo que los resultados en términos de incidencia serían similares. Las herramientas analíticas para analizar los efectos sobre el bienestar y distributivos que permite utilizar este análisis son más

limitadas al no incorporar la respuesta conductual con la modelización de alguna función de demanda.⁷⁵

En otros trabajos, como por ejemplo en Decoster (1995), que compara sus resultados con los derivados del procedimiento anterior, y en Symmons et al. (2002) se asume que las participaciones presupuestarias son constantes, es decir, la elasticidad-renta o gasto es uno,⁷⁶ la elasticidad-precio es menos uno y las cruzadas son cero de forma que tanto el gasto total como el porcentaje del mismo que se destina al consumo de cada bien son fijos: cualquier incremento en el precio es exactamente compensado por una reducción equivalente en la cantidad. En este caso, asimismo, los efectos para los consumidores se evalúan en función del impuesto adicional que pagan después de la reforma. Obviamente, asumir cantidades demandadas constantes conduce, como señala Decoster (1995), a una sobreestimación de los efectos respecto a la consideración de elasticidades unitarias.

En los estudios que si incorporan el cambio en la conducta con frecuencia se consideran funciones de demanda lineales en el gasto o la renta de forma que no se distingue entre las familias en cuanto a su reacción ante los cambios en los precios, es decir, se asume que la elasticidad-precio es igual en todo el rango de rentas (o todos los grupos de población sean como sean definidos en función del objeto del estudio). En algunos trabajos, sin embargo, si se plantea la posibilidad de que los consumidores reaccionen con diferente intensidad en función de su capacidad económica o de otras características relevantes ya que un cambio en los precios de los bienes de consumo puede afectar en distinto grado al bienestar de las familias si difieren en su capacidad de reacción ante los cambios, que puede depender de características socioeconómicas tales como su lugar de residencia, la situación laboral de los principales perceptores de renta, su tamaño o la composición del núcleo familiar así como su situación económica. En este sentido resulta interesante analizar si existen diferencias significativas en los patrones de consumo y en la respuesta de los hogares ante las nuevas condiciones del mercado con el objeto de apreciar correctamente los efectos sociales de los impuestos medioambientales o de cualquier política con consecuencias similares.

En términos generales, de forma directamente relacionada con los efectos distributivos de estos instrumentos fiscales, el coste que su aplicación podría suponer para las familias dependerá fundamentalmente de las posibilidades de

⁷⁵ Por ejemplo, no se puede deducir el exceso de gravamen ni si éste es diferente en función del grupo de población considerado.

⁷⁶ En la siguiente parte del trabajo reflexionaremos sobre la decisión metodológica de elegir como indicador de bienestar una variable de renta o de renta permanente, como el gasto. De momento, por lo tanto, nos referiremos indistintamente a cualquiera de los dos.

sustitución en el consumo de los bienes gravados, de modo que si los hogares de los últimos deciles de la población tienen más posibilidades de adaptación a los cambios o, dicho de otro modo, si su demanda tiene una elasticidad-precio más elevada que aquellos que disfrutaban de un menor nivel de renta, el impuesto afectará con mayor intensidad a la población con menor capacidad económica. Este efecto suma al que explica en primer término la potencial regresividad de los resultados si los bienes tienen una baja elasticidad-renta o gasto, ya que implicaría que se consumen en una mayor proporción (en términos relativos) en los estadios iniciales de la distribución. Como veremos en partes posteriores de este trabajo, cuando revisemos con más profundidad los principales estudios en este contexto, merece la pena comprobar si se han detectado importantes diferencias en las reacciones de los consumidores en función de sus características o si, por el contrario, los presupuestos de los estudios más sencillos son aceptables y no limitan en exceso el alcance de sus conclusiones finales.

Para evaluación de la respuesta de la demanda ante los cambios en los precios se utilizan datos de encuestas de presupuestos familiares, a partir de los que se estima algún sistema de demanda para simular el nuevo escenario posterior a la aplicación del impuesto. En este sentido, si se considera que la demanda de algunos bienes no es lineal en el gasto (o la renta, según se considere) de las familias en el análisis conviene plantear la estimación de sistemas de demanda que puedan adaptarse en este sentido, como veremos a continuación.

Una vez estimados los parámetros de las funciones de demanda se calculan la elasticidad-precio (compensada y no compensada) y la elasticidad-renta o gasto para cada grupo de bienes así como las elasticidades cruzadas. Con todos estos datos se puede valorar, para cada tipo de familia que se considere relevante, el efecto en la demanda de cada bien derivado del aumento en su precio, los cambios inferidos tanto en el gasto en las distintas categorías de consumo como en el bienestar y su nueva cuota fiscal. Las agrupaciones se definen en función de su capacidad económica u otras variables ya que, como hemos apuntado, siguiendo este enfoque se puede calcular la incidencia del impuesto para diferentes niveles de renta o gasto así como para tipologías de hogares diferenciados por sus características socioeconómicas, demográficas o en función de su lugar de residencia, lo que permite evaluar los efectos sobre la equidad tanto en sentido vertical como horizontal.

En esta parte del trabajo vamos a desarrollar de forma completa, apoyándonos en la bibliografía disponible, el proceso de análisis de los estudios que si consideran la respuesta de la demanda ante los cambios en los precios derivados de la intervención fiscal, para reflexionar sobre los efectos que estas aproximaciones tienen en el análisis sobre los efectos distributivos de la fiscalidad medioambiental.

La incorporación en el análisis de los cambios en el comportamiento de los agentes exige establecer un marco analítico adecuado. Para la apreciación correcta de estas relaciones es necesario, en primer lugar, contar con las fuentes estadísticas apropiadas para realizar el estudio econométrico, que requiere la obtención de datos en un horizonte temporal lo suficientemente largo y con un nivel de desagregación adecuado para no comprometer la significatividad de los parámetros ni sesgar los resultados. En segundo término se debe elegir una forma funcional adecuada para representar la relación de la demanda de los diferentes bienes, que satisfaga las propiedades necesarias para garantizar la coherencia en la elección de los consumidores y que, además, resulte manejable.

Algunos estudios se basan en la estimación de ecuaciones simples. Por ejemplo, en el análisis de la fiscalidad en el sector energético se estudiaría, simplemente, la demanda de alguna fuente de energía en particular por las familias en función de las variables explicativas que se estimara apropiado incluir en la regresión. El problema de esta aproximación más general es que impide valorar las relaciones cruzadas entre las distintas fuentes por lo que, en adelante, nos referiremos principalmente a modelos de ecuaciones múltiples, más informativos en el contexto del análisis de la incidencia de los tributos. Asimismo, es frecuente asumir que las funciones de utilidad implícitas en las relaciones de demanda son separables entre bienes duraderos y no duraderos, ya que los datos que se utilizan en los estudios microeconómicos son encuestas de presupuestos familiares que sólo registran el consumo de los últimos por lo que, *a priori*, se considera que el proceso de decisión de los consumidores es secuencial: en primer lugar determinan la distribución de sus recursos entre las dos categorías de bienes para, a continuación, decidir sobre el reparto entre el grupo de bienes no duraderos. En los estudios sobre la demanda de los bienes gravados por los impuestos ecológicos normalmente se incluyen productos como los combustibles para la automoción, el transporte público, la electricidad o el gas natural y otros no duraderos, que se pueden especificar de forma conjunta o separada, como los alimentos.⁷⁷

En esta segunda fase de los estudios, por lo tanto, siguiendo la teoría microeconómica clásica de la demanda, se asume que los individuos eligen la cesta de consumo que maximiza su utilidad con la limitación que impone su restricción presupuestaria.⁷⁸ Las funciones que tienen formas flexibles nos permiten acomodar

⁷⁷ Una limitación de esta aproximación, apuntada por ejemplo en Brannlund (2008) entre otros, es la omisión de los efectos que el consumo de bienes duraderos puede tener también en términos de emisiones u otras formas de contaminación o de abuso de los recursos que se consideren.

⁷⁸ En adelante seguiremos la notación más habitual, tal y como se utiliza, por ejemplo, en Mas-Collel (1995) o en Varian (2011), que adaptaremos a las funciones de referencia principales en esta parte del trabajo.

un amplio rango de preferencias para deducir las reacciones de los consumidores ante cambios en las circunstancias de los mercados con los requerimientos teóricos habituales, de acuerdo con las condiciones del problema habitual de maximización de la utilidad. Entre estas formas funcionales, muchos de los estudios que incorporan el comportamiento en el análisis utilizan el *sistema de demanda casi ideal* o AIDS (*Almost Ideal Demand System*) de Deaton y Muellbauer (1980) o su versión cuadrática QUAIDS (*Quadratic Almost Ideal Demand System*) de Banks et al. (1997). Entre otros estudios en el ámbito de la fiscalidad medioambiental que se basan en estas de expresiones se encuentran, por ejemplo, Labandeira (1999) y (2008), Brannlund (2004), Tiezzi (2005), Williams (2005), Yusuf (2007) y Martini (2009). En este último artículo, por ejemplo, se realizan las simulaciones comparando los resultados obtenidos con las funciones AIDS y QUAIDS.

El modelo AIDS, tal y como señalan sus autores, fue propuesto con el objetivo de mantener las ventajas en cuanto a la generalización de sus aplicaciones de otros modelos muy populares de estimación de la demanda, como el *translog* (*transcendental logarithmic*) de Christensen (1975) o el modelo Rotterdam, y reunir en un solo sistema las ventajas de ambos, fundamentalmente en cuanto a la facilidad en su estimación y a su compatibilidad con la teoría del consumidor, ya que permite realizar aproximaciones de primer orden a cualquier sistema de demanda y cumple interesantes propiedades analíticas que facilitan la aplicación de los teoremas, identidades y lemas de la teoría de la dualidad, lo que simplifica considerablemente el análisis. En el modelo LES (Linear Expenditure System), por ejemplo, no se asegura la concavidad de la función de gasto y resulta más complicado formalmente. Este modelo se basa en preferencias quasihomotéticas similares a las Cobb-Douglas, que definen una función de utilidad directa de la forma:

$$U = \prod_{i=1}^n (\omega_i - \gamma_i)^{\beta_i}$$

con $0 \leq \beta_i \leq 1$ y $\sum_{i=1}^n \beta_i = 1$, en la que se incorporan unas necesidades mínimas en el consumo de cada bien, representadas por el parámetro γ en la expresión anterior, siendo ω_i el consumo total de cada bien. Sólo si esos requerimientos se satisfacen se asegura la concavidad de la función de gasto. Un análisis completo de estas funciones se encuentra en Deaton y Muellbauer (1980) y una aplicación al efecto de los impuestos medioambientales en Creedy y Sleeman (2006).

Las funciones del AIDS derivan de la clase de preferencias PIGLOG (*Price Independent Generalized Logarithmic*), que tienen la propiedad de poder ser agregadas de forma exacta entre los consumidores y, como señalan Deaton y Muellbauer (1980), garantizan la coherencia del comportamiento del consumidor de acuerdo con la

teoría económica, ya que el nivel de gasto se mantiene constante aunque cambien los precios relativos, y las funciones de demanda en forma de participación presupuestaria (el porcentaje del gasto total destinado a la compra de cada bien) pueden especificarse fácilmente, como veremos más adelante, como funciones lineales de sus variables exógenas.⁷⁹

De forma habitual, las funciones de demanda estándar o *marshallianas* se deducen resolviendo el problema de maximización condicionada de la función utilidad directa que se defina en función de las preferencias. Sin embargo, este procedimiento puede resultar un tanto complicado cuando se trata de funciones complejas y resulta más operativo resolver el problema dual de minimización del gasto sujeto a la consecución de un cierto nivel de utilidad. De acuerdo con esta aproximación, la función de gasto, que determina el gasto mínimo necesario para alcanzar el nivel de utilidad que se determine, que representa las preferencias PIGLOG (*Price Independent Generalized Logarithmic*), se define de la siguiente forma:

$$\ln e(\mathbf{p}, \mu) = [\min \mathbf{p} \cdot \mathbf{x}' \text{ tal que } U(\mathbf{x}) \geq \mu] = (1 - \mu) \ln[a(\mathbf{p})] + \mu \ln[b(\mathbf{p})]$$

donde \mathbf{p} es el vector que representa los precios de los bienes de consumo, cuantificados en el vector \mathbf{x} , μ es el nivel fijo de utilidad de acuerdo al que se resuelve el problema dual y U es la función de utilidad directa.⁸⁰

Deaton y Muellbauer (1980) definen las funciones a y b , de acuerdo con la necesidad de dotar de suficiente flexibilidad a la función de gasto, como funciones de los precios de la forma:

$$\ln a(\mathbf{p}) = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i \ln p_i + \frac{1}{2} \sum_i \sum_j \gamma_{ij}^* \ln p_i \ln p_j$$

$$\ln b(\mathbf{p}) = \ln a(\mathbf{p}) + \beta_0 \prod_i p_i^{\beta_i}$$

donde $i=1, \dots, n$ y $j=1, \dots, n$ son los bienes, o categorías de bienes considerados (como las que se agregan en la estimación de índices de precios al consumo) y α_i, β_i y γ_{ij}^* los parámetros del sistema. Sustituyendo las expresiones anteriores en la función de gasto y de acuerdo con el Lema de Shepard se deducen las demandas compensadas o *hicksianas*, en el caso del bien i -ésimo:

⁷⁹ Para un análisis detallado de las propiedades de esta función puede consultarse el manual de Sanz et al. (2003) o, en aplicaciones al análisis de los efectos distributivos de la fiscalidad medioambiental, Tiezzi (2005) o Martini (2009), ambas aplicaciones para Italia.

⁸⁰ Como μ se define en general entre 0 (subsistencia) y 1 (satisfacción plena), $a(\mathbf{p})$ y $b(\mathbf{p})$ representan el coste mínimo de ambos estados, respectivamente.

$$\frac{\partial e(\mathbf{p}, \mu)}{\partial p_i} = h_i(\mathbf{p}, \mu)$$

A partir de aquí podemos deducir de la siguiente forma las expresiones relativas a las participaciones presupuestarias:

$$\frac{\partial \ln e(\mathbf{p}, \mu)}{\partial \ln p_i} = \frac{p_i h_i(\mathbf{p}, \mu)}{e(\mathbf{p}, \mu)} = w_i$$

$$\frac{\partial \ln e(\mathbf{p}, \mu)}{\partial \ln p_i} = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_j + \beta_i \mu \beta_0 \prod_j p_j^{\beta_j} = w_i$$

siendo w_i la expresión de la participación presupuestaria en el bien i -ésimo (expresada a partir de la demanda hicksiana) y, para simplificar la notación, $\gamma_{ij} = \frac{1}{2}(\gamma_{ij}^* + \gamma_{ji}^*)$

La función de utilidad indirecta $V(\mathbf{p}, m)$, expresada como función de los precios y el nivel de gasto o renta que define la restricción presupuestaria en el problema de maximización de la utilidad directa, puede deducirse, aplicando las propiedades de la dualidad, invirtiendo la función de gasto, $e(\mathbf{p}, \mu)$. Si sustituimos la función de utilidad indirecta en las demandas *hicksianas* o, alternativamente, aplicando la identidad de Roy, deducimos de forma sencilla sus equivalentes *marshallianas* de la forma $x(\mathbf{p}, m)$ que, en su expresión en forma de participación presupuestaria son:

$$w_i = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_j + \beta_i \ln\left(\frac{m}{p}\right)$$

donde m representa el nivel de gasto o renta que se especifique en la restricción presupuestaria y α_i, β_i y γ_{ij} son los parámetros de la ecuación que se deben estimar.⁸¹ Así, las ecuaciones que definen el sistema de funciones de demanda AIDS son homogéneas de grado cero en los precios y el gasto, satisfacen las condiciones de simetría de Slutsky y la restricción de agregación y, en ausencia de cambios en los precios y la renta o el gasto real, las participaciones presupuestarias permanecen constantes y los cambios en las participaciones cuando los precios relativos o el gasto real varían se determinan a través de los parámetros γ_{ij} y β_i respectivamente. Esta expresión, junto con las restricciones en los parámetros, garantizan la

⁸¹ Las restricciones previamente especificadas sobre los parámetros hacen que el sistema sea coherente. En concreto: $\sum_i \alpha_i = 1, \sum_i \gamma_{ij} = \sum_j \gamma_{ji} = 0, \sum_i \beta_i = 0$ y $\sum_i w_i = 1$.

coherencia del sistema al implicar que el nivel de gasto total permanece constante ante cambios en los precios relativos.

Por su parte, P representa un índice de precios, de la forma:

$$\ln P = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i \ln p_i + \sum_i \sum_j \gamma_{ij} \ln p_i \ln p_j$$

Sustituyendo la expresión anterior en la fórmula de la demanda *marshalliana* se puede estimar el sistema de ecuaciones no lineales w_i aunque, como Deaton y Muellbauer (1980) proponen en su artículo, bajo ciertas condiciones verosímiles, el índice de precios anterior se puede aproximar con algún índice de precios conocido, de forma que el sistema de ecuaciones w_i sería lineal en los parámetros y, consecuentemente, la estimación mucho más fácil (por ejemplo, se podría llevar a cabo ecuación por ecuación con el método de MCO). El índice de Stone (1954), que permite esta estimación lineal, puede expresarse como:

$$\ln P = \sum_i w_i \ln P_i$$

Como señalábamos anteriormente la limitación en la variabilidad de los precios puede resultar un problema en la estimación. No siempre resulta sencillo acceder a los datos adecuados y, normalmente, las series disponibles, especialmente en lo que se refiere a los precios, ya sea porque el corto el plazo considerado impide la variabilidad necesaria o porque, aún en series más largas, surgen problemas de colinealidad. Sobre éstas y otras dificultades asociadas a los datos tratan, por ejemplo, Labandeira et al. (2006) en su estudio sobre la demanda residencial de energía en España. Entre las soluciones aportadas se refieren, por ejemplo, a la combinación de diferentes encuestas, una solución que se utiliza de forma generalizada en la investigación en este ámbito, o a la utilización de datos macro y microeconómicos. En algunos casos, en las encuestas de consumo, las series de precios aparecen diferenciados por estados o regiones en un mismo país de forma que, junto con la agregación de las series, se obtiene una base de datos lo suficientemente completa para llevar a cabo los estudios con la precisión necesaria.⁸² Una vez estimados los parámetros de la función de demanda las elasticidades precio no compensadas se deducen a partir de la demanda *marshalliana* derivando las

⁸² Por ejemplo, en la estimación de la ecuación de la demanda de gasolina West (2004), en su estudio sobre los efectos distributivos de los impuestos sobre los carburantes en EEUU, considera los diferentes precios en cada estado de residencia y en los diferentes años disponibles para asignar un índice de precios y un precio de combustible a cada familia para especificar las variables exógenas de la ecuación en cada observación.

participaciones presupuestarias respecto de los precios, $\frac{\delta w_i}{\delta p_j}$. De esta forma, sustituyendo en las expresiones resultantes,⁸³ podemos expresar la elasticidad precio y cruzada como:

$$\varepsilon_{ij} = \frac{\delta w_i}{\delta p_j} \frac{p_j}{w_i} - \delta_{ij} = \frac{\gamma_{ij}}{w_i} - \delta_{ij}$$

siendo δ_{ij} la δ de Kronecker (que es igual a 1 en el cálculo de la elasticidad del propio precio e igual a cero en las elasticidades cruzadas).⁸⁴

De forma similar, derivando las participaciones presupuestarias respecto del gasto total, $\frac{\delta w_i}{\delta m}$ y con un similar proceso de sustitución, llegamos a la expresión equivalente de la elasticidad-renta/gasto:

$$\epsilon_i = \frac{\beta_i}{w_i} + 1$$

En los estudios que analizan los efectos distributivos de la fiscalidad medioambiental utilizando esta aproximación se subraya la importancia de incorporar la respuesta de la demanda para que los resultados sobre los efectos de las intervenciones y sean más robustos. El sesgo que se puede cometer si se ignoran los cambios inferidos en la conducta del consumidor puede dirigirse en una dirección u otra en función de cuál sea el valor de la elasticidad ya que, en general, la carga fiscal será menor si existen posibilidades de sustitución para evitar en alguna medida el efecto de la subida de precios. Además, como señala Tiezzi (2005), la elasticidad de los bienes gravados respecto de su propio precio es una medida interesante para medir *ex ante* la efectividad medioambiental de las medidas, ya que indica la potencialidad del impuesto para conseguir el objetivo de reducir de forma significativa la emisión de contaminantes o el uso de otros recursos con consecuencias medioambientales nocivas. Asimismo, las elasticidades cruzadas informan sobre los cambios inferidos por los impuestos sobre los patrones de consumo, efectos que pueden ser también muy importantes para determinar su

⁸³ De forma equivalente, a partir de su correspondiente expresión, se obtiene la elasticidad compensada correspondiente a la demanda *hicksiana*.

⁸⁴ En Sanz et al. (2003) podemos encontrar una clara explicación de las anteriores relaciones así como una informativa explicación sobre el debate respecto a la expresión de la elasticidad-precio a partir del trabajo de Deaton y Mulbauer (1980). West (2004) ofrece una interesante argumentación sobre las ventajas del sistema AIDS en la estimación de las elasticidades cruzadas frente a otros modelos populares de estimación de la demanda, como el LES.

incidencia y su efectividad. Las elasticidades gasto o renta resultan ser, asimismo, informativas para describir la naturaleza de los bienes y, en el caso de indicar que tienen baja elasticidad-renta, para medir asimismo ex ante la potencial naturaleza regresiva de los tributos.

Así, como venimos indicando, cualquier impuesto medioambiental podría resultar regresivo si el porcentaje destinado al consumo del bien gravado es, en términos relativos, superior en los primeros percentiles de la población, i.e. si su elasticidad respecto a la renta es menor a la unidad, y este resultado se acentuaría si, además, se trata de bienes de demanda inelástica respecto a su propio precio mientras que se mitigaría, o incluso se podría compensar, en el caso contrario. En este sentido, las diferencias en la elasticidad explican las conclusiones de algunos estudios en los que el carácter regresivo detectado en el supuesto de la imposición de gravámenes sobre la gasolina es inferior, o incluso no existe, en comparación con otros bienes relacionados. Este resultado subraya la conveniencia de incorporar el análisis de la demanda para tener una idea más clara sobre las consecuencias finales de las medidas, al menos en los casos en que no incorporar estas consideraciones pueda suponer diferencias importantes, por ejemplo si la elasticidad no es muy pequeña.

Asimismo, en algunos de los trabajos que acabamos de mencionar se apunta una reflexión, subrayada también por Hourcade (2001), Brannlund (2004) y Labandeira (2006), relativa a otro sesgo que puede afectar a los resultados en este mismo contexto y que, por otra parte, parece de nuevo bastante verosímil: ¿existen diferencias importantes en la capacidad de adaptación de los hogares que puedan atribuirse a características observables de los mismos? y, de ser así, ¿cuáles son éstas? En principio, podríamos pensar que efectivamente estas divergencias pueden ser importantes, ya que dependerán, básicamente, de las opciones que tengan los individuos para sustituir unos bienes por otros y de la relación entre su nivel de dependencia de los bienes gravados y su capacidad económica para mantener el consumo en los niveles previos al impuesto. En este sentido, por ejemplo, resulta significativo evaluar si las elasticidades cambian en función de la renta ya que, en ese caso, los bienes podrían tener diferente naturaleza en diferentes puntos de la distribución y, asimismo, si cambian en función de otras características relevantes de los hogares que pudieran alterar el resultado final de la incidencia de los impuestos sobre determinadas clases sociales o colectivos. En estos supuestos la apreciación completa de los efectos es necesaria para habilitar las medidas correctoras en el reciclaje de los ingresos.

La relevancia de la cuestión es evidente, tanto para prever de forma más precisa las consecuencias de las políticas como para identificar a los que más pueden sufrir con su aplicación ya que si, por ejemplo, las familias más pobres tienen más

problemas para reaccionar ante las subidas de los precios se estarían incumpliendo principios elementales de equidad vertical. Asimismo, si la incidencia es mayor en cierto tipo de hogares, por el lugar de residencia o por ciertas características socioeconómicas o demográficas, también podría incumplirse el mandato de la equidad en sentido horizontal, afectando así al componente ético de las medidas y comprometiendo su aceptación si dicha discriminación se percibe y se rechaza por una mayoría social.

Para integrar estas consideraciones en el análisis se plantean dos posibilidades, relacionadas con la aplicación de los modelos microeconómicos que estamos analizando. En primer lugar se puede estimar un sistema de demanda para cada categoría de individuos o familias, previamente agregados en función de su nivel económico u otras características relevantes, para observar si existen diferencias importantes al estimar las elasticidades en cada caso. Este es el procedimiento que se sigue, por ejemplo, en el estudio de West (2004) mencionado anteriormente en el que, a partir del AIDS, se calculan las elasticidades para distintos grupos de hogares, o en Creedy y Sleeman (2006) con un modelo de demanda LES. En estos supuestos el sistema de ecuaciones se amplía, ya que se realizan las estimaciones de la demanda de cada bien de forma separada para cada tipo de familia. En West (2004), por ejemplo, se suman los datos de las encuestas de diferentes periodos, se estima un sistema de demanda para las familias con un adulto y otro para las encabezadas por dos adultos que se representa por la siguiente expresión en la que, de nuevo, el subíndice i representa a cada uno de los bienes considerados y el h a cada uno de los dos tipos de familia. El sistema de ecuaciones que se estiman econométricamente se expresan así, en forma estocástica, de acuerdo con la siguiente expresión en la que e , como es habitual, representa el término de error que refleja la variación no observada por el investigador en las preferencias sobre los bienes.:⁸⁵

$$w_{ih} = \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_{jh} + \beta_i \ln \left[\frac{m_h}{P_h} \right] + e_{ih}$$

⁸⁵ Se estima una función para cada bien, utilizando los datos del gasto relativo de cada familia en ese bien en función de la renta de cada familia y de los precios a los que se enfrenta cada familia, por ejemplo, si tenemos datos de diferentes periodos con diferentes precios. Creemos que merece la pena ilustrar estos comentarios con los datos exactos de este estudio: se utilizan los correspondientes a 9750 familias monoparentales para estimar el primer sistema de n ecuaciones, tantas como número de bienes, y 11034 de familias con dos adultos para el segundo sistema de n ecuaciones. La variabilidad en los precios se asegura pues cuenta con datos de precios de 12 trimestres diferentes. Así, si p_{ih} es el precio del bien i para la familia h (en función del trimestre en que se ha registrado ese dato de la encuesta) con cada uno de los sistemas se estima si cambian las elasticidades relevantes en función del tipo de familia. Similarmente, en Creedy (2006) se distinguen 18 tipos de familia (en cada uno se señala si se trata o no de una familia de fumadores) y realiza 792 regresiones ya que analiza la demanda de 22 tipos de bienes en los 36 tipos de familia.

De forma similar en otros estudios se calculan dos sistemas para dos grupos de datos separados en función de las características del lugar de residencia, urbano o rural. Esta es otra de las características importantes en el estudio de los efectos de los gravámenes sobre bienes energéticos por la idiosincrasia de las familias que residen en zonas poco pobladas, que habitan en viviendas normalmente más grandes y alejadas de núcleos importantes de población.

Asimismo, en segundo lugar, en estos modelos es posible incorporar directamente en las ecuaciones el efecto que las particularidades de las familias pudieran inferir en la demanda simplemente a través de la incorporación de un vector que defina las características en el término constante o en la pendiente. Así la ecuación varía en cada caso en función, por ejemplo, de características como la edad, el género, el nivel educativo o el status laboral del principal perceptor de rentas, o por el número de hijos, el lugar de residencia u otras diferencias que pudieran resultar significativas en la explicación del patrón de consumo del bien gravado.⁸⁶

De forma bastante general en este tipo de modelos se asume que las preferencias sobre los bienes son separables de las decisiones sobre la oferta de trabajo. Esta simplificación puede sesgar los resultados ya que resulta verosímil suponer que, por ejemplo, los costes de ir al trabajo (entre ellos los costes del transporte que resultan relevantes en el contexto de la imposición medioambiental) están relacionados con la oferta de trabajo. Por este motivo en algunos estudios se tienen en cuenta estos nexos y se incorpora la oferta de trabajo en el sistema de demanda, por ejemplo en Brannlund (2004), que realiza una simulación sobre diferentes escenarios en la colocación de gravámenes sobre las emisiones en Suecia.⁸⁷

Formalmente, como hemos señalado, las ecuaciones que se deben estimar cuando se incorporan las características de las familias pueden expresarse añadiendo parámetros que modifiquen la constante o la pendiente en función de las características relevantes de cada familia a través del vector \mathbf{d} , del siguiente modo:

⁸⁶ En este caso sólo se calcula un único sistema de n ecuaciones, como en Brannlund o, como en el estudio de West, se calculan dos sistemas, y luego, dentro de cada uno, se distingue un vector de características diferentes al número de adultos.

⁸⁷ Se sigue una aproximación condicional según la cuál, en vez de estimar agregadamente los sistemas de demanda y de oferta de trabajo se incorporan las horas de trabajo en el modelo como bienes condicionales.

$$w_{ih} = \alpha'_i d_h + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_{jh} + \beta'_i d_h \ln \left[\frac{m_h}{P_h} \right] + e_{ih}$$

Así la participación presupuestaria en cada uno de los bienes diferenciados ($i=1, \dots, n$ o $j=1, \dots, n$ de nuevo) en cada tipo de hogar considerado $h, h=1, \dots, H$ depende tanto de la relación de precios y de su restricción presupuestaria como de las características idiosincráticas propias. Por ejemplo, en su estudio sobre la estimación de la demanda residencial de energía en España Labandeira et al. (2006) incluyen varias variables ficticias para modificar el intercepto y diferenciar a las familias en función del nivel educativo del perceptor principal de rentas, la situación de la vivienda, el status laboral y el número de miembros de la familia por edad.

Para estimar estos sistemas se utiliza habitualmente el método de los mínimos cuadrados ordinarios, en una o varias etapas, tomando en su caso en consideración los problemas habituales. Uno de los más frecuentes en estos estudios es la potencial aparición de sesgos de selección derivados del hecho de que no toda la población consume los bienes gravados, por ejemplo en el caso de la gasolina, y que se resuelve estimando previamente un modelo *probit* y añadiendo la *razón inversa de Mills* obtenida para cada familia como una variable exógena adicional en la ecuación. Asimismo es muy frecuente que aparezcan problemas de colinealidad, por la endogeneidad de algunos regresores, o de errores de medida en las variables, por lo que, de nuevo, es habitual la utilización de variables instrumentales en las estimaciones.

En el caso particular en el que se distinguen los efectos por niveles de renta, si previamente se han realizado estimaciones distinguiendo por tipos de familia atendiendo a ciertas variables de interés, se mezclan los diferentes grupos, se divide la muestra en quintiles o deciles en función de su renta o gasto y se calculan las funciones de demanda para cada quintil o decil.⁸⁸ Las elasticidades-precio se estiman en cada quintil o decil así como en la muestra total, valorándolas en los valores medios de cada grupo de renta y se comparan con las obtenidas de la estimación a

⁸⁸ En la siguiente fase de los estudios revisaremos las principales decisiones metodológicas que hay que realizar en los estudios distributivos, como la elección de la variable indicativa de capacidad económica y el tratamiento de la heterogeneidad. Si en la estimación de la demanda se distingue por grupos de población en función de su capacidad económica es necesario adelantar este tipo de decisiones para establecer los quintiles o deciles de la población. En cualquier caso remitimos a las dos primeras partes del capítulo dedicado a la tercera fase de los estudios, que es en la que habitualmente, con la salvedad mencionada, es necesario decidir qué variable va a servir de referencia y cómo se van a realizar los ajustes al ordenar a los individuos. Por ejemplo, como veremos, es frecuente que las participaciones presupuestarias se expresen en función del gasto y en el análisis distributivo el gasto total sirve asimismo de proxy de la renta vital y los ajustes se realizan ajustándolo previamente con alguna *escala de equivalencia* para considerar las economías de escala en el consumo familiar.

partir de todas las observaciones, para comprobar si existen diferencias significativas.

Otra forma alternativa de incorporar la heterogeneidad en la respuesta de los consumidores es la aplicación de sistemas de demanda que no sean lineales en el gasto o la renta total, como AIDS, para introducir la posibilidad de que, al menos en el caso de algunos bienes, los patrones de consumo varíen en función de los diferentes niveles de renta de las familias y que permitan, asimismo, incorporar otras diferencias como las apuntadas anteriormente. Esta es precisamente la razón por la que Banks et al. (1997) propusieron la versión cuadrática del modelo AIDS, o QUAIDS, en el que las participaciones presupuestarias en los bienes no duraderos que realizan las familias son cuadráticas en la renta. La expresión de las demandas de los bienes se deduce de la función de utilidad indirecta:

$$\ln V(\mathbf{p}, m) = \left[\left(\frac{\ln m - \ln a(\mathbf{p})}{b(\mathbf{p})} \right)^{-1} + \lambda(\mathbf{p}) \right]^{-1}$$

El primer término de la ecuación es la función de utilidad indirecta de un sistema PIGLOG (con participaciones presupuestarias lineales en $\ln m$), y $\lambda(\mathbf{p})$ es homogénea de grado cero en los precios. En el caso de que $\lambda(\mathbf{p})$ fuera independiente de éstos, la función de utilidad se hace equivalente a una PIGLOG, por lo que las participaciones presupuestarias se hallan como en el caso del AIDS: aplicando la identidad de Roy se deducen las funciones de demanda de la forma:

$$\begin{aligned} w_i &= \frac{\partial \ln a(\mathbf{p})}{\partial \ln p_i} + \frac{\partial \ln b(\mathbf{p})}{\partial \ln p_i} [\ln m - \ln a(\mathbf{p})] + \frac{\partial \lambda}{\partial \ln p_i} \frac{1}{b(\mathbf{p})} [\ln m - \ln a(\mathbf{p})]^2 \\ &= \alpha_i + \sum_j \gamma_{ij} \ln p_j + \beta_i \ln \left(\frac{m}{a(\mathbf{p})} \right) + \frac{\lambda_i}{b(\mathbf{p})} \left[\ln \left(\frac{m}{a(\mathbf{p})} \right) \right]^2 \end{aligned}$$

donde $a(\mathbf{p})$ y $b(\mathbf{p})$ tienen las mismas restricciones paramétricas que en el sistema AIDS tal y como se expresa en las siguientes ecuaciones:

$$\ln a(\mathbf{p}) = \alpha_0 + \sum_i \alpha_i \ln p_i + \frac{1}{2} \sum_i \sum_j \gamma_{ij} \ln p_i \ln p_j$$

$$y b(\mathbf{p}) = \prod_i p_i^{\beta_i}$$

$$\ln b(\mathbf{p}) = \sum_i \beta_i \ln p_i$$

Siguiendo el mismo procedimiento que explicamos anteriormente para el AIDS, derivando la función w_i respecto a lnm y a lnp_j , se obtienen las expresiones correspondientes de las elasticidades gasto y precio respectivamente.

De esta forma, en los estudios microeconómicos con datos de presupuestos familiares, la ecuación que se estima finalmente, con similares simplificaciones a las anteriormente consideradas, depende de los precios, el gasto total, el gasto total al cuadrado y las características socioeconómicas y demográficas que se estime oportuno incorporar como regresores o en la traslación o modificación en la escala de los parámetros. Por ejemplo en el estudio sobre imposición medioambiental de Brannlund (2008) las funciones de demanda se especifican asimismo en cada periodo:

$$w_{iht} = \alpha'_{it} \mathbf{d}_{ht} + \sum_j \gamma_{ij} lnp_{jt} + \beta'_{it} \mathbf{d}_{ht} \ln \left[\frac{m_{ht}}{\mathbf{P}_t} \right] + \delta'_{ht} \mathbf{d}_{ht} \ln \left[\frac{m_{ht}}{\mathbf{P}_t} \right]^2 + e_{iht}$$

En esta nueva expresión la participación presupuestaria w_{iht} representa el porcentaje de gasto en el bien i -ésimo realizado por el tipo de hogar h -ésimo en el momento t .⁸⁹ De forma similar, los parámetros de la ecuación α, β, γ y δ , se multiplican por el vector de características del hogar, \mathbf{d} , de tal forma que, de nuevo, la flexibilidad de este modelo permite incorporar la influencia de las características idiosincráticas en el patrón de consumo a través de los cambios en el intercepto y las pendientes.

Si el coeficiente del cuadrado del gasto resulta significativo la estimación mejora cuando se incorpora este regresor y, por lo tanto, las elasticidades dependen del punto de la distribución en que se valoran. Incluso si no se diferencia en el cálculo de la respuesta de la demanda entre grupos de renta y se estima únicamente en los valores medios, el valor resultante será igualmente más ajustado.

Todos los estudios a los que nos hemos referido en la integración de la respuesta conductual en el análisis de los efectos de la política medioambiental insisten en la idea de que no tener en cuenta las reacciones ante los cambios en las condiciones de mercado puede contribuir, en el mejor de los casos, a exagerar o minimizar los efectos regresivos y, en el peor, a invertir completamente el sentido de las conclusiones. Si la elasticidad de la demanda es diferente en función de la capacidad económica de los hogares las medidas que lo ignoren sobreestimarán la

⁸⁹ Como los precios varían en cada periodo no es necesario especificar el precio por hogar, como antes. En esta expresión se ha omitido el subíndice de hogar en el caso de los precios, se considera que no varía para los hogares, como el objetivo de este estudio concreto es estudiar el efecto de la renta sobre las preferencias medioambientales puede hacer esa generalización que no tendría sentido en otro tipo de estudios, como los que intentan deducir las relaciones de demanda.

incidencia en los grupos de renta con mayor elasticidad y la subestimarán en los que tengan, en términos relativos, una demanda más inelástica.

Una aproximación más sencilla al cálculo de elasticidades, por no requerir más información que la participación de cada bien o grupo de bienes en el gasto total, se basa en la valoración de la elasticidad de la utilidad marginal de la renta (o el gasto) con respecto a ésta, o *parámetro de Frisch*. A partir de este coeficiente, si se asumen ciertas restricciones como la aditividad de las preferencias, se pueden calcular las elasticidades precio y cruzadas sin necesidad de conocer los cambios en los precios, una vez estimada la elasticidad renta (o gasto) de la demanda de cada bien en los distintos grupos de población, diferenciados por su nivel económico. Las elasticidades precio y cruzadas dependen inversamente del *parámetro de Frisch* si las participaciones de los bienes en el gasto total son constantes de forma que, al ser el parámetro menor (en valor absoluto) en los grupos con mayor capacidad económica entonces la elasticidad-precio será también más elevada (en valor absoluto) y, por lo tanto, se acentuarán los efectos regresivos de las políticas. Frisch (1959) ofrece una estimación de su parámetro que varía entre -10 para los más pobres hasta -0.1 para los más ricos, por lo que la demanda es claramente más inelástica para los primeros deciles de la población. Este enfoque es utilizado en lo que se refiere a la imposición medioambiental, entre otros, en Cornwell y Creedy (1996) y en Creedy y Sleeman (2006) en sus estudios sobre los efectos de impuestos medioambientales en Australia y Nueva Zelanda, respectivamente. Volveremos sobre los resultados de estos estudios en la parte de revisión de la evidencia empírica que realizaremos más adelante.

En sistemas de demanda coherentes y consistentes con la teoría económica los cambios en la elasticidad-precio pueden explicarse también a través de la elasticidad de sustitución, como señala Kristrom (2006), ya que una elevada elasticidad-precio en la demanda de un bien será indicativa de que, en relación con sus bienes sustitutivos, la elasticidad cruzada será también mayor a la unidad. Como veremos en la siguiente parte de este trabajo, cuando analicemos exhaustivamente los resultados de los estudios sobre incidencia de los impuestos medioambientales, esta observación es muy relevante en el contexto de los tributos que gravan los bienes energéticos cuya efectividad medioambiental dependerá en gran medida de la habilitación de medidas que faciliten el acceso a otros bienes sustitutivos. De lo contrario se percibe que el fin de estos tributos es básicamente recaudatorio.

Los resultados de los estudios que estiman las elasticidades relevantes para deducir los efectos de la tributación medioambiental serán, asimismo, revisados con profundidad en la parte correspondiente de este trabajo.

4.1.10 Evaluación de los efectos económicos, distributivos y medioambientales inferidos por las medidas impositivas y las opciones de reciclaje

En la última fase de los estudios que analizamos en este capítulo se evalúan los cambios económicos, sociales y medioambientales que la reforma fiscal ha inferido comparando la situación antes y después de su aplicación. El objetivo es estimar si se han producido alteraciones significativas en aspectos relacionados con el bienestar social y valorar, asimismo, los efectos medioambientales previstos que se pueden interpretar también en clave distributiva.

En el análisis de la incidencia de los tributos medioambientales haremos referencia en general a la posibilidad de que resulten regresivos, en el sentido de que el perjuicio derivado de la aplicación del tributo esté inversamente relacionado con la capacidad económica del contribuyente. En explicaciones posteriores definiremos de forma más precisa estos conceptos, relacionados con el efecto redistributivo de los tributos en el plano de la equidad vertical, así como su relación con otras dimensiones de la esfera social, como la desigualdad, la pobreza y la equidad horizontal.

Los efectos distributivos y sobre el bienestar se analizan principalmente en el plano de la distribución personal, distinguiendo a los individuos o a las familias en función de su nivel de renta o gasto: una de las primeras decisiones metodológicas que el investigador debe realizar es decidir cuál de estos dos tipos de variables va a utilizar como indicativa de la capacidad económica, como revisaremos en el primer epígrafe de este capítulo.⁹⁰

En el supuesto de las accisas medioambientales resulta interesante distinguir también los resultados de acuerdo con otras características de interés para tener un conocimiento más preciso sobre cuáles son los colectivos más y menos afectados por las políticas, atendiendo a criterios espaciales o clasificando a las familias en función de otras dimensiones socio-demográficas como ciertas características idiosincráticas, el lugar de residencia, el status laboral o aspectos relativos a sus estilos de vida. De este modo se evalúa cómo se distribuye el tributo, tanto sus efectos directos como indirectos, entre los diferentes grupos de población y se especifican las pérdidas (o en su caso las ganancias) inferidas en cada uno de ellos, tanto en términos absolutos como relativos, respecto a la situación anterior a la reforma. La forma en que se incorpore la heterogeneidad de los hogares en el

⁹⁰ Como veremos más adelante, en los modelos de equilibrio general se pueden estudiar asimismo los cambios en la distribución factorial que, obviamente, afecta también a la distribución personal, aunque no se identifica con ella de forma completa, como hasta los inicios del SXX, época en la que la distribución personal era una parte de la distribución factorial.

análisis es, como analizaremos en el segundo epígrafe de este capítulo, otra de las cuestiones metodológicas importantes que es necesario resolver en los estudios. Esta información se suele incorporar, adicionalmente, en el análisis de los efectos sobre aspectos más generales relacionados con la desigualdad.

Los estudios se estructuran, una vez concluidas las dos fases anteriores, en función de las decisiones que vaya tomando el investigador. Así, si se utiliza el gasto como variable indicativa para evaluar el bienestar, se obtienen los nuevos niveles de gasto en cada bien una vez aplicado el impuesto para cada hogar de la muestra que se haya considerado de acuerdo con el enfoque seguido en la fase anterior: por ejemplo, si se ha estimado algún sistema de demanda para reproducir el comportamiento de los consumidores (con parámetros iguales para toda la población o diferenciados por grupos) se calculan las nuevas participaciones presupuestarias en cada uno de los bienes *ex post*, una vez incorporados los cambios en los precios en el modelo, para calcular los niveles finales de gasto en cada tipo de bien. A continuación se sustrae la cuota correspondiente a cada observación, previamente estimada multiplicando el *tipoimpositivo inclusivo* por el volumen final de gasto, para obtener el gasto neto correspondiente a la situación final una vez descontado el impuesto.⁹¹ Con esta información se pueden calcular los tipos medios después de la reforma y los ingresos tributarios, por grupos de bienes y totales, extrapolando la cuota media al conjunto de la población. Si se ha modelizado la demanda en las fases previas se pueden estimar asimismo medidas de bienestar como la variación equivalente o compensatoria media y la total, de nuevo extrapolando para el conjunto de la población, y el exceso de gravamen global.

Una primera aproximación al análisis distributivo del bienestar consiste en reflejar la pérdida (o en su caso la ganancia) de bienestar que genera el impuesto en los distintos grupos de población y que se puede expresar de diferentes formas: o bien calculando el cambio en el gasto neto en términos absolutos y en relación con el nivel previo a la reforma o, si se ha modelizado la demanda en las fases anteriores, con medidas como la variación compensatoria o equivalente y el exceso de

⁹¹ El cambio en el gasto sirve de referencia para una primera aproximación a los efectos del impuesto (se ordene las familias por gasto o por renta). El gasto bruto, con el impuesto incluido, refleja el coste de la vida, mientras que el gasto neto refleja los bienes que se consumen (y es un indicador de la renta permanente). Un incremento de los impuestos indirectos en el conjunto de los bienes incrementa el gasto bruto y reduce el gasto neto, por el ajuste en el consumo. En el caso de una accisa podrían reducirse ambos para el bien afectado si hubiera sustitutivos pero es el resultado global sobre el gasto lo que importa para el análisis de sus efectos. Una primera aproximación a los resultados del impuesto consiste en comparar el cambio porcentual en el gasto, con o sin los impuestos incluidos, para cada grupo de población. Si aumenta más el gasto bruto para los más pobres o se reduce más su gasto neto, hay un indicio de que los resultados pueden ser regresivos y aumentar la desigualdad. Si el análisis se hace para medir el cambio en el bienestar se utiliza el gasto neto. Por ejemplo utiliza el gasto bruto en la valoración del efecto de los tributos.

gravamen tanto en términos monetarios como también respecto de los niveles originales de gasto en cada grupo.⁹² Para ello se calcula la cuota media por grupo de gasto, que se pone en relación con el gasto medio pre-reforma de dicho quintil o decil, como una primera aproximación al análisis de sus efectos progresivos o regresivos o, si en los modelos se han especificado funciones de demanda concretas, se ponderan las medidas de bienestar estimadas en cada grupo de gasto para indicar el porcentaje que representa el cambio en la medida de bienestar también respecto al gasto medio inicial en cada decil o quintil. Similarmente se realiza el mismo análisis en el caso de otras agrupaciones socio-demográficas de la población para estudiar los efectos sobre algún colectivo en particular.

Si en el análisis distributivo de bienestar se tiene en cuenta la heterogeneidad, una vez estimada la cuota correspondiente a cada hogar de la muestra, se ajustan los datos para reflejar la diferencia en las necesidades en las familias (para incorporar la diversidad de la población) y se ajustan tanto los gastos pre-reforma como los cambios en el gasto neto, o la cuota, y se analizan los cambios en los grupos de población.⁹³ Estos ajustes que, como veremos, son convenientes, no es necesario realizarlos si el análisis se realiza de forma separada para tipos de familia separadas por características socio-demográficas relevantes.

En los estudios que establecen los grupos económicos en función de la renta disponible pre-reforma, si usan asimismo la renta disponible post-reforma para valorar el cambio en el bienestar, ésta sirve como una aproximación al gasto total, y se sigue básicamente el mismo procedimiento, de forma que la comparación entre la situación anterior y posterior a la medida se realiza restando a la renta disponible inicial el pago del impuesto indirecto.⁹⁴

Reflexionaremos sobre la construcción de medidas de bienestar de acuerdo con esta primera aproximación a partir de la teoría de la dualidad en el tercer epígrafe de este capítulo.

La información que podemos deducir de la interpretación de estas estimaciones es muy importante ya que si observamos que la cuota relativa es mayor

⁹² Estas medidas son interesantes y en principio superiores al cambio en el gasto neto ya que, como veremos en el siguiente epígrafe, se obtienen integrando sobre la curva hicksiana, de forma que se aísla el efecto renta.

⁹³ Nótese que los gastos en términos porcentuales no es necesario ajustarlos, pues son iguales para renta ajustada o no ajustada.

⁹⁴ Así, si renta disponible se utiliza como proxy gasto se resta impuesto indirecto. En algunos estudios, por ejemplo en el informe de tributación indirecta de la OCDE se plantea la posibilidad de que los impuestos indirectos se incluyan en una medida más amplia de renta disponible familiar, con lo que este tipo de aproximaciones a la valoración de los efectos se adaptarían a esta idea.

en los grupos que antes de la introducción del impuesto disfrutaban de un nivel inferior de renta o gasto, o si la medida de bienestar relativa indica una mayor pérdida del mismo para estos grupos, se cuenta con una primera evidencia de que el impuesto tiene efectos regresivos y recae con mayor intensidad sobre las familias con menos capacidad económica, de forma que los resultados pueden ser discutibles desde el punto de vista de la equidad vertical. Asimismo, si se observa que algún colectivo resulta desproporcionadamente afectado, al margen de su capacidad económica, se puede pensar que los resultados son cuestionables desde el punto de vista de la equidad horizontalmente considerada.

El análisis distributivo de bienestar anterior se puede realizar asimismo, de forma alternativa o complementaria, siguiendo la perspectiva de la dominancia a partir de funciones de bienestar social. Para ello, a partir del gasto post-reforma, ajustado en su caso, se vuelve a ordenar a las familias y se compara la distribución resultante con aquella derivada del gasto previo a la reforma para, a continuación, realizar el análisis de bienestar con las curvas de Lorenz respectivas. En este tipo de aproximación a la valoración del bienestar social se pueden realizar valoraciones respecto del intercambio eficiencia-equidad que no permite el análisis anterior de bienestar.

La estimación de las distribuciones previa y posterior a la reforma permite, se realice o no análisis de dominancia, completar la valoración de las medidas con la estimación de algunas medidas de progresividad o desigualdad, por comparación en los cambios en el nivel de gasto (o renta en su caso) para evaluar de forma global el efecto de la medida. Para ello es necesario calcular los cambios en los indicadores de desigualdad y pobreza para comparar las situaciones *ex-ante* y *ex-post* en términos de bienestar social. La mayor parte de los estudios en el ámbito de la tributación medioambiental estiman, al menos, alguna medida de desigualdad o de progresividad y, en algunos casos, se realizan análisis más completos.

Desde nuestro punto de vista, como defenderemos en las páginas que siguen, resulta muy clarificador completar los estudios con el análisis de la dominancia, que tradicionalmente se ha utilizado en el estudio de la incidencia de los tributos directos, y la estimación de indicadores de desigualdad y pobreza de la forma más exhaustiva posible. Explicaremos los distintos enfoques para la valoración de los resultados distributivos desde esta perspectiva a continuación, en los siguientes tres apartados de este capítulo.

En los estudios se pueden incorporar los diferentes efectos que se pueden derivar de cada una de las opciones de reciclaje de los ingresos recaudados, aunque también es frecuente que en enfoques más sencillos se obvian estas alternativas por lo que es preciso considerar el alcance de estas limitaciones en la interpretación de

los resultados. Si en el análisis se incorporan los efectos de diferentes afecciones de los nuevos fondos impositivos, una vez calculados los ingresos fiscales totales se incorpora el resultado para cada hogar de cada una de las propuestas de reciclaje en el cálculo del gasto neto final de las familias antes de proceder a la simulación de los efectos económicos y distributivos en conjunto. Una primera aproximación a los efectos de la reforma en su conjunto de forma gráfica, como hacen Mirrless et al. (2011) en el caso de una igualación en los tipos de IVA (incluyendo un aumento en el de la energía para uso doméstico) que se recicla en forma de reducción del impuesto sobre la renta, consiste en comparar el aumento porcentual en la renta con el del gasto bruto en cada decil de población. Si la medida es regresiva el primero será inferior al segundo. Asimismo se puede comparar gráficamente este efecto con la ganancia o pérdida neta en términos absolutos en cada decil.⁹⁵

En resumen, la pérdida de bienestar que genera el impuesto se puede expresar de diferentes formas, por ejemplo calculando el cambio en el gasto (bruto o neto en función del análisis) o en la renta en términos absolutos y relativos al nivel previo a la reforma o, si se ha modelizado la demanda en las fases anteriores, con medidas como la variación compensatoria o equivalente y el exceso de gravamen respecto de los niveles gasto o renta iniciales. Si además se realiza un estudio más en profundidad sobre los efectos de estas medidas sobre la desigualdad o la pobreza, es necesario calcular los nuevos niveles de gasto neto o de renta disponible post-reforma para volver a ordenar las familias para calcular los indicadores de desigualdad o progresividad y comparar las situaciones ex-ante y ex-post en términos de bienestar social o, si se utiliza la renta disponible para aproximar el gasto, se resta el impuesto de forma similar.

En esta fase los estudios pueden diferir en cuanto al enfoque seguido, su grado de profundización en las cuestiones distributivas o las herramientas valorativas utilizadas. El objetivo principal del análisis, los datos disponibles y las decisiones que se hayan tomado en las fases previas, así como los posicionamientos analíticos y conceptuales que se adopten en concreto en cuanto a la valoración del bienestar, influirán en los resultados. De nuevo, resulta interesante, en lo posible, comprobar si éstos son lo suficientemente robustos o, por el contrario, son

⁹⁵ Aunque parezca extraño para los mismos datos se podría dar un resultado contradictorio de acuerdo con ambas aproximaciones como de hecho sucede en el estudio anterior: por ejemplo, en el primer decil el porcentaje de aumento en la renta es mayor que en los gastos y, sin embargo, se produce una pérdida neta en renta cuando se valora en términos absolutos y al revés en el último decil. En realidad es perfectamente posible si tenemos en cuenta que en un caso se valora el cambio en términos porcentuales y en el otro en valores absolutos y en ese sentido podría suceder que una familia en el último decil, por ejemplo, para la que el aumento porcentual en la renta es inferior al del gasto tenga una ganancia neta simplemente porque su renta es superior a su gasto antes de la reforma. Este tipo de efectos refuerza la necesidad de conducir un análisis de bienestar más completo con las medidas adecuadas.

excesivamente dependientes de los instrumentos de medición del bienestar que se utilicen como, en general, de cualquier otra decisión metodológica. En los estudios que realizan un análisis más exhaustivo de los efectos se valora, finalmente, el efecto medioambiental de la medida, que será tanto mayor cuanto más se haya reducido el consumo globalmente considerado respecto de los bienes cuya producción exija generar mayores niveles de contaminación o, en general, de aquellos productos que impliquen una mayor presión sobre los recursos naturales. Como hemos señalado en otras ocasiones, y recordaremos más adelante, no es infrecuente que el diseño de políticas más eficientes desde el punto de vista ecológico imponga asimismo costes sociales cuya corrección pueda suponer rebajar los objetivos medioambientales originales. Incorporaremos el análisis de los efectos medioambientales desde el punto de vista distributivo en el último epígrafe de esta parte de nuestro trabajo.

Como hemos defendido en varias ocasiones a lo largo de estas páginas, aunque la política medioambiental no debe diseñarse en función de objetivos distributivos sino medioambientales, los efectos sociales que pudieran derivarse de su aplicación no deben ser ignorados, especialmente en el contexto actual en el que la desigualdad está aumentando en muchos países y entre ellos en particular en algunos en los que se están planteando medidas de política medioambiental. Quizás estas reflexiones no sean tan importantes en los países que parten de niveles elevados de igualdad, pero si lo son en aquellos que, como España, no llegaron en los años de expansión a los niveles de medios de la UE en sus logros sociales y, especialmente, si como consecuencia de la crisis, las divergencias aumentan, como también ha sucedido en nuestro país.

Tener una idea clara de los efectos de los impuestos medioambientales resulta, asimismo, muy necesario en estos momentos ya que en muchos países se ha planteado la introducción de estos tributos como parte de paquetes de reformas globales de los sistemas impositivos que, básicamente, plantean dar un mayor peso a la imposición indirecta, dentro de la que se postula la incorporación de accisas medioambientales, y otros impuestos afines, como fuente complementaria de financiación del estado.⁹⁶

En las páginas que siguen revisaremos las posibles vías de investigación en este campo de la economía del bienestar. Aunque, por motivos obvios, no podemos realizar un análisis en profundidad de todas las aportaciones teóricas en este ámbito vamos a intentar reflejar los principales aspectos y reflexionar sobre las cuestiones

⁹⁶ En ese sentido se dirigen las propuestas de comités de expertos como los informes Mirrless, en el Reino Unido, o Lagares, en España o las sugerencias de organismos internacionales como el FMI y la OCDE.

más controvertidas, para tener una idea clara de lo que el análisis distributivo puede ofrecer para una mejor comprensión de la tributación medioambiental.

4.1.10.1 *Decisiones metodológicas previas: elección de la variable indicativa de la capacidad económica*

El enfoque metodológico que se adopte en el curso de la investigación, en parte limitado por la naturaleza de los datos disponibles, determina cómo se ejecuta el análisis distributivo y puede llegar a afectar de forma importante a la dirección o a la magnitud de los resultados, especialmente en esta fase de los estudios, condicionando las conclusiones finales o el alcance de éstas.

Una de las primeras decisiones que debe adoptarse en cualquier estudio sobre cambios distributivos es la elección de la variable que se va a utilizar para medir tanto la capacidad económica de las familias como los cambios en el bienestar inferidos por la aplicación de las medidas. Esta cuestión también ha sido analizada específicamente en el contexto del análisis de la incidencia de los impuestos medioambientales.

La renta disponible anual es de forma muy habitual la variable que se utiliza para ordenar a las familias y agruparlas en categorías de similar nivel económico. En principio sería más conveniente considerar un horizonte temporal más extenso, de acuerdo con las teorías del *ciclo vital* y de la *renta permanente*, que indican que si bien la renta puede estar sometida a choques externos que de forma temporal alteren sustancialmente el nivel económico de los hogares, las decisiones sobre el consumo se adaptarán de forma dinámica en función de una visión a largo plazo. La utilización de la renta anual puede sesgar los resultados si tenemos en cuenta que muchos hogares que pueden estar sufriendo una situación de pobreza, o estar en riesgo de sufrirla en un momento determinado, no se mantienen en ese estado a lo largo de toda la vida. Es decir, algunas veces las familias se encuentran de forma transitoria en una situación precaria, por ejemplo por la pérdida temporal del trabajo o por hallarse en una etapa inicial de la carrera profesional (como en un momento en que se posponga trabajar a tiempo completo para continuar con la formación académica). En estos casos, como señala Metcalf (2010), el porcentaje que representa el consumo respecto a la renta de estas familias será más elevado de lo que sería lo normal si esas circunstancias económicas fueran permanentes de modo que, al utilizar estos datos en el análisis, se perciben de forma inadecuada los efectos

distributivos: cualquier impuesto indirecto parecería más regresivo que si se tuviera en cuenta el carácter transitorio de las circunstancias personales.⁹⁷

Algunos investigadores han intentado medir la renta a lo largo de todo el ciclo vital; por ejemplo en Metcalf (1999), uno de los estudios más completos sobre efectos distributivos de las políticas medioambientales, se utiliza una variable construida a partir de perfiles salariales o se arbitran variables instrumentales como aproximaciones. En muchos casos se integra el gasto actual como proxy de la renta a lo largo del ciclo vital ya que se considera, como señalábamos antes, que las familias adaptan su consumo en función de su situación en el pasado y las expectativas sobre su renta futura. De este modo, como el gasto se reparte de forma más uniforme que la renta, los efectos distributivos que se deriven serán menos regresivos. En este sentido Kumhof (2010) subraya que el hecho de que la desigualdad en el consumo sea menor que la desigualdad en la renta también puede deberse a la existencia de una elevada movilidad económica *intrageneracional* de forma que, cuanto más frecuentes e intensos sean los movimientos de los individuos de unos estadios a otros de la distribución, mayor será la dispersión de los ingresos anuales respecto de la de la renta permanente.⁹⁸

En cualquier caso, la dificultad para medir de forma consistente la renta a lo largo del ciclo vital, así como los supuestos que deben asumirse para utilizar otras variables de forma instrumental, requieren que se comparen los resultados obtenidos con las diferentes aproximaciones siempre que sea posible. Al medir la situación económica actual a través de medidas de renta permanente se supone que las familias deciden sobre su consumo conociendo cuál va a ser su flujo de ingresos en el futuro y, obviamente, esta información es parcialmente desconocida y lo que tienen en realidad es una idea difusa sobre su evolución previsible, por lo que siempre es aconsejable utilizar otros enfoques para comparar los resultados.

El estudio de Wier (2005) sobre impuestos medioambientales sigue esta línea de investigación y contrasta los resultados siguiendo ambos planteamientos aunque señala que, en este caso en particular, es preferible utilizar datos de gasto familiar no sólo porque el gasto realizado en un determinado periodo se ajuste mejor a la renta

⁹⁷ La utilización de las variables de ingresos tienen algunos inconvenientes añadidos ya que, al utilizar como fuente de información principal las encuestas de presupuestos familiares, los datos sobre ingresos se declaran sesgados a la baja y, asimismo, existe un alto porcentaje de no respuesta. Del mismo modo, no podemos afirmar que este comportamiento se distribuya de forma uniforme en toda la población, puesto que resulta más sencilla la ocultación de ingresos en ciertos ámbitos laborales, ni tampoco se sigue una pauta idéntica en todos los países en cuanto a la importancia de la economía sumergida. Estos resultados sobre un mayor error en la medición en el caso de los ingresos se han confirmado en diversos estudios como indican Decoster et al. (2010)

⁹⁸ Asimismo, la reducción en la movilidad intrageneracional implicaría el resultado contrario, y la medición de los efectos con unas u otras variables indicativas no sería muy importante.

permanente sino también porque la base imponible del impuesto medioambiental es precisamente el gasto en los bienes afectados.

Desde este punto de vista parece más adecuado utilizar el gasto como indicador en el análisis sobre los efectos de las accisas medioambientales, pero hay que tener algunas cautelas con sus efectos sobre la medición de la pérdida de bienestar por la naturaleza indirecta de estos tributos. En general, en los estudios que analizan la incidencia fiscal, la variable indicativa de la capacidad económica se utiliza tanto para ordenar a las familias y agruparlas de acuerdo con su capacidad económica antes de la intervención como, en segundo lugar, para determinar el cambio en términos de bienestar. Decoster (2006) demuestra que usar una variable de gasto o de ingreso en la ordenación no afecta al resultado distributivo sino que lo que marca la diferencia es usar una u otra como variable indicativa del bienestar: aunque se clasifique a las familias por su gasto, si el cambio en los tributos pagados se expresa como porcentaje del ingreso no hay cambios significativos en los resultados respecto a la ordenación alternativa por renta por el carácter progresivo del ahorro. Es decir, no es la perspectiva del ciclo vital como tal la causa de que se alteren los resultados porque los pobres en renta suelen ser igualmente pobres en gasto, por lo que no es el criterio para establecer el orden sino cómo se mida el cambio en el bienestar lo que puede condicionar los resultados.

La decisión sobre la variable indicativa es especialmente relevante para determinar quiénes son los ganadores y perdedores de las reformas en la imposición indirecta ya que si medimos el bienestar con la renta un tributo que se aplique a todos los bienes por igual (un IVA de tipo único por ejemplo) es evidentemente regresivo ya que las familias destinan un mayor porcentaje de sus ingresos al consumo cuanto menores son éstos. Esta es la razón por la que en la mayoría de los sistemas fiscales, contraviniendo las condiciones de eficiencia de la imposición fiscal óptima postuladas por los teoremas clásicos de Pigou y Ramsey o las posteriores variaciones de Corlett-Hague y Atkinson-Stiglitz-Kaplow,⁹⁹ se introduce la diferenciación para reducir los tipos en el caso de ciertos bienes necesarios o que en mayor medida consumen los que tienen menor capacidad económica, en el diseño

⁹⁹ Analizaremos las implicaciones de la imposición eficiente en relación con la fiscalidad medioambiental más adelante. El estudio de la incidencia de los impuestos medioambientales en particular reviste un especial interés porque son impuestos indirectos y, como tal, desde el punto de vista de la eficiencia y para minimizar el exceso de gravamen que introducen, deberían recaer sobre bienes con baja elasticidad-precio, complementarios del ocio y con alta elasticidad-renta mientras que desde el punto de vista de la equidad deberían ser más reducidos en el caso de bienes que se consuman en mayor proporción por las familias más pobres. Ambos criterios están, en particular, enfrentados en el caso de los bienes que se gravan en la imposición medioambiental, como los que gravan el consumo de productos energéticos.

de los impuestos sobre ventas o sobre el valor añadido.¹⁰⁰ En diversos estudios se confirma que el resultado en términos de regresividad se invierte en función de considerar una u otra variable. Por ejemplo, Decoster et al. (2010) estima que el IVA en cinco países europeos pasa de ser regresivo a débilmente progresivo si en vez de medir la pérdida de bienestar que sufren los diferentes deciles con el porcentaje que representan los pagos en impuestos indirectos respecto de la renta disponible se pondera respecto del gasto en bienes no duraderos en cada grupo de población.

El caso de las accisas, como aquellas que gravan el consumo de productos energéticos, es un tanto diferente por dos motivos que ya hemos apuntado anteriormente. En primer lugar, éstas recaen en muchos supuestos sobre bienes de baja elasticidad-precio, lo que desde el punto de vista de la eficiencia del sistema fiscal resulta atractivo pero que por su patrón de consumo, como se ha confirmado en algunos estudios, como apunta Decoster (2010), tienen asimismo una elasticidad-renta o gasto muy baja, incluso negativa, lo que generaría resultados regresivos incluso si se toma la variable gasto como indicativa del bienestar. En segundo término, la introducción de estos tributos (si se definen en su acepción más estrecha) se justifica por fines extrafiscales para reducir algún tipo de externalidad, lo que abre la posibilidad de que, además de por los argumentos vinculados a la eficiencia, se legitimen asimismo desde el punto de vista medioambiental. En este sentido, como hemos insistido con anterioridad, y seguiremos argumentando en partes posteriores de este trabajo, la tensión entre los objetivos de eficiencia y equidad tiene una vertiente adicional que hace que resulte, si cabe, más necesario contar con la información más precisa posible sobre los resultados distributivos de estos tributos, pero también de otros efectos económicos y medioambientales, para valorar correctamente las consecuencias de su incorporación al sistema fiscal y su legitimación.

En cualquier caso, si la utilización del gasto en vez de la renta anual como variable indicativa de la capacidad económica de las familias realmente implicara que los resultados en términos distributivos resultan menos intensos podemos deducir algunas ideas interesantes. En primer lugar, si se detecta regresividad en las medidas al utilizar variables indicativas de la renta permanente podemos afirmar con mayor seguridad que su aplicación tiene unas consecuencias especialmente negativas en el colectivo de las familias más pobres. Así, si es posible, resulta conveniente la comparación entre los resultados deducidos de la aplicación de diferentes variables. Cuando, en partes posteriores de este trabajo, analicemos en profundidad los efectos

¹⁰⁰ En este caso, como señalan Barreix et al (2011), también se puede discutir desde el punto de vista de la equidad la diferenciación en el caso de bienes normales respecto a la renta o gasto por el hecho de que en términos absolutos los más ricos consumen más y pagarán mayores tributos en términos cuyos ingresos pueden utilizarse en con objetivos sociales.

de los impuestos medioambientales sobre diferentes grupos de la población revisaremos estos planteamientos.

4.1.10.2 Ajustes en los datos: tratamiento de la heterogeneidad social

El carácter indirecto de los tributos medioambientales hace necesario considerar adicionalmente otro elemento en el análisis de su incidencia: la heterogeneidad entre los contribuyentes.

Una estructura de imposición indirecta no uniforme, como la que se produce por la existencia de accisas que se suman a otros gravámenes indirectos en la tributación de ciertos productos, puede tener consecuencias en el sentido vertical pero, asimismo, puede implicar un tratamiento no homogéneo a individuos que se encuentren en situaciones análogas en cuanto a sus ingresos o gastos, pero que se diferencien en otras características.

Cuando las poblaciones que se comparan son socialmente heterogéneas, por ejemplo si se utiliza como fuente de información las bases de microdatos en los que la unidad muestral es la familia, habrá imputaciones de renta o gasto que, aunque sean iguales, correspondan a hogares con distintos rasgos idiosincráticos. Las familias, consideradas en este caso como unidades fiscales, son diferentes tanto en su estructura y composición, en un sentido amplio, como en sus preferencias o, en otras palabras, se distinguen tanto por las divergencias en sus necesidades como en sus gustos. En las primeras los individuos no tienen posibilidad de elección y, en este sentido, el gasto del hogar viene condicionado por factores sobre los que no se tiene un control directo, al menos de forma coyuntural, como el tamaño familiar, la estructura por edades o la presencia de miembros con necesidades especiales. El diseño del sistema fiscal debería anticipar, en lo posible, esta forma de heterogeneidad y, sin embargo, no considerar la segunda relacionada con las preferencias ya que, como tuvimos ocasión de señalar en explicaciones anteriores sobre la equidad horizontal, no es éticamente relevante.

El tratamiento de la diversidad no es sencillo por varios motivos. En primer lugar porque en algunas ocasiones es difícil precisar las características que se deben considerar o decidir cuáles de ellas son necesidades y cuáles son resultado de elecciones libremente adoptadas basadas en preferencias y, en segundo lugar, porque hay dudas sobre si es posible incorporar esta información de forma precisa o sobre cuál es el cauce más adecuado para hacerlo. Los problemas que surgen en la aplicación de las escalas derivan de las decisiones que es necesario ir adoptando en el curso del estudio. Así, como explican Jenkins y Lambert (1993), una vez elegidas las características del hogar que sean consideradas relevantes para la evaluación de su

bienestar, se debe establecer una prelación en cada familia en relación con las demás y, por último, hay que realizar una *cardinalización* de la escala, es decir decidir qué compensación en términos de recursos necesitaría una familia perteneciente a una clase determinada dentro de la población para disfrutar del mismo bienestar que otra de un tipo diferente.

Respecto a las características consideradas, como apuntamos en explicaciones anteriores sobre las dimensiones vertical y horizontal de la equidad, aquellas como el género, la raza o las creencias, por ejemplo, no deben ser en el origen de un trato discriminatorio, sin ninguna duda. En los efectos de un impuesto medioambiental, por ejemplo, nadie debería pagar una cuota diferente por ninguna de esas diferencias pero, sin embargo, cabe plantearse si otras características deben ser también tenidas en cuenta o si, por el contrario, son fruto en realidad de una decisión libre que se ha adoptado en un momento determinado. Por ejemplo una familia que viva en una zona rural o periurbana pagará más impuestos por la gasolina, por su mayor consumo de carburante, que una familia análoga que viva en un entorno urbano. ¿Debería tenerse en cuenta esta diferencia o, por el contrario, se debe asumir que los hogares que viven en áreas alejadas de núcleos de población lo hacen de manera voluntaria y por lo tanto no ha de tenerse en consideración? Pero incluso en otros casos más claros pueden surgir algunas dudas, por ejemplo ¿no corresponde asimismo el tamaño familiar a una decisión que responde en última instancia a una determinada preferencia? La respuesta a esas cuestiones implicará que el tributo asuma las diferencias y las compense de algún modo o no las contemple en absoluto. No siempre es sencillo responder a estas cuestiones y cada caso en particular puede plantear sus propios interrogantes. Los estudios, no sólo en este ámbito, suelen hacer referencia a los efectos sobre las diferentes estructuras familiares con el objeto de ofrecer una panorámica más precisa de la incidencia de los tributos, como tendremos ocasión de revisar en partes posteriores de este trabajo.

En cuanto a la forma de incorporar la heterogeneidad empíricamente, una vez definida, la solución más sencilla es considerar diferentes grupos homogéneos de hogares dentro de la población, para estudiar los aspectos relacionados con el bienestar en cada uno de ellos, lo que posibilita la derivación de conclusiones robustas aunque, obviamente, no generales por lo que no es posible extraer conclusiones sobre los efectos distributivos globales de las medidas, solamente se pueden analizar comparativamente los cambios entre cada uno de los grupos de hogares considerados.

Así, si el objeto del estudio es valorar, en términos de bienestar, las situaciones antes y después de la incorporación de la medida que se esté analizando hay que hallar una forma de hacer comparables los datos relativos a cada familia de

la muestra de referencia y, de nuevo, no es evidente la forma en que se deben realizar los ajustes necesarios. Si se ha decidido, por ejemplo, que el tamaño familiar es una variable relevante ¿cómo deben ajustarse los datos para reflejar las mayores necesidades de los hogares más numerosos?

Decoster et al. (2006) revisa las posibilidades e identifica, básicamente, dos tipos de aproximación: una ordinal y otra cardinal. En el primer enfoque, bajo ciertas condiciones, se pueden derivar resultados de dominación secuencial entre distribuciones sin necesidad de establecer relaciones cuantitativas, según sugieren los trabajos de Atkinson y Bourguignon (1987) y Atkinson (1992), posteriormente ampliados por Jenkins y Lambert (1993). Esta metodología, que permite obtener resultados más robustos pero que es menos operativa, se basa en la aplicación encadenada, o secuencial, de los criterios de dominancia entre distribuciones sobre diferentes poblaciones diferenciadas por las características que se hayan considerado relevantes. Estos criterios, por su interés metodológico y su fuerza valorativa, serán explicados con cierto nivel de profundidad en partes posteriores de este trabajo, donde asimismo procederemos a revisar las aportaciones en el estudio de la *dominancia secuencial*.

En la aproximación cardinal, por su parte, se asume que los gastos o los ingresos se reparten de forma igualitaria entre los miembros de la familia¹⁰¹ y los datos se deflactan con unos parámetros denominados *escalas de equivalencia* que, a partir de los datos originales, permiten obtener una nueva distribución que sustituye a la anterior y sobre la que se trabaja a partir de ese momento. Estas escalas, tal y como señala Blundell (1998), miden el cambio proporcional en la renta o gasto necesario para mantener un cierto nivel de bienestar en la unidad familiar ante variaciones en los factores demográficos. Este enfoque, sin duda el más común, plantea asimismo algunos problemas, como demuestra tanto la existencia de diferentes formas de cálculo de las escalas como las dudas que surgen en su aproximación empírica. Este tipo de cuestiones afecta también, como veremos, al análisis de las accisas medioambientales.

En términos prácticos, estos índices permiten comparar el bienestar económico entre familias diferentes, convirtiendo su renta en unidades comparables. Dicha equivalencia se realiza a través de una escala que se establece a partir de un hogar que se toma como referencia, generalmente aquel compuesto por un único

¹⁰¹ Este supuesto no es tampoco incontestable, y de hecho muchos estudios tienen como objeto de análisis la distribución intrafamiliar. Por ejemplo, en Johnson (1998) se reflexiona sobre su relación con el diseño de escalas de equivalencia.

adulto o una pareja sin hijos, y que traduce el resto de niveles de renta familiar en términos de éste.¹⁰²

Formalmente, la expresión de las escalas de equivalencia se obtiene a partir de la función de utilidad de las familias, u , que depende de una cesta de bienes que el hogar consume y de un conjunto de características, representados por los vectores \mathbf{q} y \mathbf{d} respectivamente. A partir de esta función de utilidad directa, $u(\mathbf{q}, \mathbf{d})$, se define la función de gasto de las familias, $e(\mathbf{p}, \mathbf{d}; u)$. Una escala de equivalencia se define como la razón entre la función de gasto del hogar considerado y del hogar de referencia, para un mismo nivel de precios y un mismo nivel de utilidad, siendo \mathbf{d}_h el vector de características socio-demográficas de la familia que se esté considerando, y \mathbf{d}_0 el correspondiente a aquella de referencia:

$$I_h(\mathbf{p}, \mathbf{d}_h, \mathbf{d}_0; u) = \frac{e(\mathbf{p}, \mathbf{d}_h; u)}{e(\mathbf{p}, \mathbf{d}_0; u)}$$

Resulta inmediato comprobar que la escala de equivalencia es igual a la unidad en el caso del hogar de referencia, mayor si la familia h , por su estructura o su tamaño, requiere más recursos para disfrutar de un nivel paralelo de bienestar y menor en caso contrario. La magnitud específica que adopte la escala de equivalencia para una familia concreta, siendo la de referencia aquella constituida por un único adulto, representa el número de *adultos equivalentes* que la forman. La renta o gasto equivalente se halla dividiendo la renta familiar entre la escala. A partir de la función de distribución conjunta de la renta y del vector de características familiares, mediante la anterior transformación, se obtiene una nueva función de distribución, homogénea y expresada en términos de renta equivalente, mediante la cual se pueden realizar las evaluaciones precisas en cualquier estudio que tenga por objeto comparar distribuciones de la renta alternativas. En las aplicaciones empíricas de esta metodología se asocia la nueva renta o ingreso a cada familia en las distribuciones original y en la de después de impuestos o, en algunos casos, se cambia la unidad de análisis de la familia al individuo y se asigna la renta equivalente a cada miembro de la familia, y se comparan ambas con las herramientas apropiadas.

La aplicación de estos ajustes plantea varias dudas, como señala Lambert (2001). En primer lugar se puede cuestionar si la deflactación de la renta refleja con

¹⁰² Lo más común es que el hogar de referencia sea el compuesto por único adulto si bien algunas escalas se plantean en relación con una pareja de adultos sin hijos, como la McClements que se utiliza oficialmente en el Reino Unido.

precisión las diferencias entre las familias y si la escala que se usa en concreto es la más apropiada. La ausencia de una respuesta unánime en este sentido ha motivado que se hayan propuesto diferentes formulaciones e, incluso, de forma oficial la escala elegida varía entre países. Así, como subrayan Jäntty y Danzinger (2000), no es posible elegir entre ellas en ausencia de supuestos adicionales.¹⁰³ Por ejemplo, las escalas más habituales, como la OCDE/Oxford/Eurostat, la McClements o la “regla de la raíz cuadrada” de Atkinson toman en consideración el tamaño familiar, que ajustan para reflejar las economías de escala y, en las dos primeras, además se distingue entre adultos y niños.¹⁰⁴ Sin embargo, estas escalas no tienen en cuenta, por ejemplo, necesidades especiales por razón de edad o enfermedad. La ausencia de datos adecuados o la necesidad de simplificar el análisis son las razones más evidentes para recurrir a este procedimiento de ajuste.

En cuanto a la *cardinalización* de las escalas, algunos autores, como Pollack y Wales (1979), concluyen que aquellas estimadas a partir de los datos observados de la demanda de los consumidores no deberían ser aplicadas para realizar comparaciones de bienestar, por no poder calcularse de forma precisa. Las escalas no pueden ser derivadas de forma unívoca a partir de los datos observables para un único nivel de precios, puesto que son varias las funciones de coste que pueden racionalizar un sistema de demanda para unos precios determinados. Sin embargo, como es señalado por Deaton y Muelbauer (1989) o Blundell (1998), las preferencias condicionales sobre los bienes de consumo, aquellas que dependen de las variables demográficas características de la familia, contienen una cierta información sobre los costes relativos, que puede servir para la estimación de escalas de equivalencia si no exactas si, al menos, lo suficientemente informativas. La cuestión relativa a cuál es en concreto la información sobre las escalas de equivalencia que se puede identificar con los datos estadísticos sobre presupuestos

¹⁰³ Ver, por ejemplo, Coulter, Cowell y Jenkins (1992), sobre la relatividad de las escalas de equivalencia, o las consideraciones sobre este problema en una aplicación sobre la comparación de la pobreza en el Reino Unido y Francia en Atkinson, Gardiner, Lechêne y Sutherland (1998)

¹⁰⁴ Estas son las más comunes en los estudios. Se trata de escalas *paramétricas*, calculadas a partir de una forma funcional supuesta con parámetros que reflejan la elasticidad de escala y la equivalencia en términos de *adultos equivalentes*. La regla de la raíz cuadrada consiste, simplemente, en dividir la renta familiar entre la raíz cuadrada del número de miembros. La escala OCDE distingue, además, entre niños y adultos de forma que un adulto adicional, con un descuento mayor en el caso de los niños y la McClements, similar a la anterior, presenta como rasgo distintivo una mayor diferenciación en cuanto a la edad de los menores de dieciséis años en el hogar. Otros tipos de escalas son las de *comportamiento*, estimadas a partir de las encuestas sobre ingresos o gastos en los hogares; las *subjetivas*, basadas en la percepción expresada por los propios individuos de forma personal y las *expertas*, fundamentadas en criterios propuestos por los investigadores. Una completa taxonomía de las diferentes escalas se recoge, junto con una valoración crítica de las mismas, en Mancero (2000).

familiares es abordada en Blundell y Lewbel (1991) y Blundell (1998) desde la relación entre las escalas de equivalencia y los índices de coste de la vida.

Lambert (2001) defiende, además, una forma en particular de especificar la distribución final, una vez realizados los ajustes, si el objeto del estudio es realizar comparaciones de bienestar, en concreto aplicando los criterios de dominancia que asumen la concavidad de la función de bienestar social, lo que implica la aceptación del principio de transferencia de Pigou-Dalton subyacente a los mismos.¹⁰⁵ Lambert señala que si el investigador asume este principio como válido entonces, siguiendo la propuesta de Ebert (1999), es necesario ponderar los datos referentes a cada tipo de familia con la escala. Es decir, no se trata de realizar una distribución de tantas observaciones como número de familias (a cada una de las cuáles se les ha aplicado una renta equivalente) ni tampoco asignar de forma individual la renta equivalente a cada miembro del hogar sino considerar por el contrario una distribución “ficticia” de adultos equivalentes. Esta sería la única forma de compatibilizar el uso de escalas de equivalencia con el enfoque de ordenación de bienestar basado en la dominancia o con el enfoque axiomático, si también asume el principio de transferencias. Shorrocks (2004) y Decoster y Ooghe (2006) contribuyen asimismo a compatibilizar el análisis comparativo de bienestar con la incorporación de la heterogeneidad en el análisis como veremos más adelante cuando hagamos referencia al enfoque de la dominancia secuencial.

En cualquier caso, y a pesar de las limitaciones apuntadas, las escalas de equivalencia siguen constituyendo una importante herramienta para el análisis económico del bienestar, siempre que se especifiquen cuáles son los supuestos asumidos y se racionalice de algún modo dicha elección. En este sentido, Coulter, Cowell y Jenkins (1992) recomiendan comprobar empíricamente la sensibilidad de los resultados ante cambios de escala, calculando las medidas de desigualdad o pobreza utilizando diversas formulaciones y especificaciones paramétricas alternativas y realizando suposiciones verosímiles en aquellos casos en que no es posible contrastar los resultados con la información disponible. Blundell (1998), insistiendo en la distinción sobre lo que es posible deducir objetivamente de los datos observables, recomienda además, dado que los datos sobre presupuestos familiares no ofrecen información sobre las escalas para un único índice de precios, combinar los datos de demanda con otros de diferente naturaleza, como psicométricos o, alternativamente, analizar los cambios en el consumo de las familias a lo largo del tiempo ante cambios en sus características demográficas.

En el ámbito del análisis de la incidencia de los tributos medioambientales también se ha planteado la necesidad de ajustar las variables nominales de ingresos o

¹⁰⁵ Que establece que cualquier transferencia regresiva reduce, *ceteris paribus*, el bienestar social.

gastos para tener en consideración las diferencias en las necesidades de las familias. Los estudios utilizan, principalmente, alguna de las escalas de tipo paramétrico. En casi todos los estudios empíricos, además de considerar los resultados distributivos en el conjunto de la población, en función de su capacidad económica y una vez ajustadas las distribuciones con la escala elegida, se considera también de forma complementaria la incidencia por grupos de población, en función de las características no monetarias.

Tener una idea clara de estos efectos es, como venimos insistiendo, muy importante tanto para conocer con precisión los efectos de las políticas medioambientales como para arbitrar, si se estima conveniente, medidas compensatorias y, así, variables como la edad, el status laboral, el número de miembros de la unidad familiar o el lugar de trabajo han sido consideradas relevantes para la valoración de la equidad horizontal de las medidas.

4.1.10.3 Medidas de bienestar métrico-monetarias y su interpretación en el análisis de la fiscalidad medioambiental

Si en la fase anterior se ha seguido un enfoque formalizado a través de la estimación de funciones de demanda, la teoría microeconómica de la dualidad permite computar medidas exactas de cambios en el bienestar individual que posteriormente se pueden analizar en clave distributiva, atendiendo a si los cambios afectan en diferente grado a diferentes grupos de población, agregados en función de variables económicas y socio-demográficas o ambas.¹⁰⁶

Existen diferentes alternativas para valorar monetariamente los cambios en el bienestar de las familias inferidos por las variaciones en los precios que la reforma fiscal ha provocado. Como explicamos en la fase anterior una de las vías que se ha utilizado en algunos casos para simplificar los estudios es ignorar la respuesta de la demanda, es decir asumir que los consumidores van a mantener el mismo nivel de consumo sin adaptarse a los nuevos precios, como si la demanda fuera completamente rígida. En los estudios clásicos en el tratamiento de los efectos distributivos de la imposición medioambiental de Poterba (1991) y Metcalf (1999), ambos aplicados a los EEUU o, más recientemente, en estudios sobre los efectos de impuestos sobre las emisiones en Irlanda y el Reino Unido los de Callan (2009) y

¹⁰⁶ Por ejemplo Creedy y Sleeman (2006) realizan el análisis de bienestar estimando las funciones de demanda para cada uno de los tipos de familia y obtiene los cambios en el bienestar distinguiendo en cada una por volumen de gasto. Este análisis no ofrece una visión global sino que sólo permite la comparación entre familias pertenecientes al mismo grupo demográfico. Para obtener una perspectiva distributiva global es necesario realizar una valoración para el conjunto.

Feng (2010) respectivamente, se ha seguido este planteamiento. De nuevo, insistimos, esta aproximación exagerará los efectos del impuesto sobre el bienestar, ya que no se tienen en cuenta los ajustes en el consumo, si bien la desviación puede resultar poco significativa si la verdadera demanda tiende a la verticalidad o si el efecto del impuesto sobre el precio es pequeño. La medida monetaria del cambio en el bienestar asociada es fácilmente calculable, como el cambio en el excedente del consumidor (EC) con una demanda completamente inelástica, es decir, como la variación en el precio de cada bien multiplicada por el nivel de consumo inicial.

En los estudios que sí incorporan los aspectos conductuales se utilizan tanto el cambio en el EC, por resultar una aproximación más sencilla, como la variación compensatoria (VC) y la variación equivalente (VE), medidas más sofisticadas pero cuya estimación resulta más complicada. La diferencia entre el EC y las otras dos medidas alternativas es importante si tenemos en cuenta que los impuestos indirectos afectan al comportamiento y generan pérdidas de bienestar por la suma de dos efectos: el efecto renta, que representa la reducción en la capacidad económica de los contribuyentes, y el efecto sustitución que mide el grado en el que el impuesto afecta al proceso de elección entre bienes sin que este cambio se vincule a variaciones en las condiciones de producción, lo que supone una pérdida de eficiencia. Los impuestos que recaudan una misma cantidad tienen el mismo efecto renta, pero pueden suponer diferentes efectos sustitución, es decir, pueden generar diferentes pérdidas de eficiencia en función del grado en que distorsionen las decisiones sobre el consumo de los diferentes bienes. En este sentido se puede plantear la cuestión sobre si sería posible recaudar lo mismo con una menor pérdida de bienestar global, lo que requiere medir hasta qué punto la recaudación obtenida por el impuesto es menor a la pérdida de bienestar que se ha causado o, lo que es lo mismo, cuál es su coste de eficiencia o exceso de gravamen. Un impuesto de tanto alzado, como no cambia los precios relativos, sólo tiene efecto renta, es decir, no genera distorsiones, toda la pérdida de bienestar que el impuesto ha provocado se traduce en recaudación por lo que es la base de comparación para medir monetariamente la pérdida de bienestar global. El cambio en el EC del consumidor captura a la vez los dos efectos, por lo que no es posible saber qué parte de la pérdida de bienestar se debe a cada uno de ellos, mientras que la VE y la VC, como veremos más adelante, sólo evalúan el efecto sustitución, por lo que son superiores en este sentido tanto como medidas de los cambios sobre el bienestar como para evaluar la superioridad, en términos de eficiencia, de unos impuestos sobre otros.

El EC se calcula de forma inmediata si se asume una forma funcional concreta para la demanda, evaluando la integral de la curva de demanda para los diferentes niveles de consumo y precios, por lo que sólo requiere información sobre el gasto en los bienes antes y después del impuesto y la elasticidad-precio, se calcula

para cada familia y se agrega. En el caso de cambios en el precio de diferentes bienes el efecto conjunto se hallaría simplemente sumando los de cada uno de ellos.

En la evaluación de esta medida se puede asumir que la elasticidad-precio varía en función del nivel de gasto o renta o que permanece constante a lo largo de la distribución. En el caso particular de estudios que analizan los efectos de tributos medioambientales el EC se utiliza como medida de pérdida de bienestar, por ejemplo, en West (2004) o Bureau (2011) en sus respectivos estudios en EEUU y Francia. En el primero se analiza la posibilidad de elasticidad variable o fija, junto con otras medidas que veremos más adelante, en el estudio sobre la incidencia de un tributo sobre la gasolina. Si el análisis se simplifica y se supone que la elasticidad-precio no varía entre familias se puede utilizar su valor para el consumidor medio para calcular la incidencia.

Una forma inmediata de acotar los valores entre los que se encontraría el cambio en el EC en caso de demandas con pendiente negativa consiste en calcular la diferencia de precios multiplicada por el nivel inicial del consumo para estimar el valor superior (que equivaldría exactamente al excedente en ausencia de reacción en el consumo, como vimos antes) y multiplicada por el nivel final del consumo para el inferior. Como señala Kristrom (2006) establecer dichas acotaciones puede resultar bastante útil e ilustrativo, ya que se establece el intervalo en el que se encuentra el verdadero valor y se tiene en cuenta que las diferencias en las preferencias pueden condicionar en gran medida los resultados ya que, como vimos anteriormente, dos familias con idénticas características observables podrían reaccionar de forma muy distinta ante las nuevas condiciones del mercado. Además no es necesario presuponer ninguna restricción o forma funcional.

El EC se encuentra entre la variación equivalente (VE) y la variación compensatoria (VC), que ofrecen una medición más rigurosa de los cambios en el bienestar al posibilitar una medición monetaria de las diferencias entre las utilidades asociadas a dos situaciones diferentes, pero cuyo cálculo exige la estimación de la función de utilidad indirecta subyacente.

La VE refleja la cantidad monetaria que el individuo tendría que recibir o pagar, en función del sentido de los cambios, para alcanzar el nivel de utilidad final con las condiciones iniciales, por lo que se considera una medida *ex ante*. En el caso de un impuesto que suponga un incremento en el precio de algún bien la VE se pregunta qué variación en la renta, con los precios originales, sería equivalente en términos del bienestar del consumidor a la variación propuesta, es decir, qué impuesto de cuantía fija detraído en la situación inicial sería equivalente en términos de su efecto sobre el bienestar a la situación que la reforma tributaria propiciaría (en caso de una reducción en el precio se trataría de una transferencia de cuantía fija).

Así, si se produce un empeoramiento en la posición de los individuos ante el encarecimiento de los bienes como consecuencia de la aplicación de los impuestos medioambientales que les son trasladados, la VE sería negativa y reflejaría su máxima disposición a pagar por evitar la medida mientras que, en caso de una mejora, si el precio de algún bien se redujese, sería indicativa de su mínima disposición a aceptar para mantenerse indiferente en la situación de partida respecto a la mejora que supondría para él la aplicación de la política.

Formalmente, siendo f la función de utilidad métrica monetaria, v la función de utilidad indirecta, e la función de gasto, μ el nivel de utilidad de referencia en el problema dual de minimización del gasto, \mathbf{p} el vector de precios, m el nivel de renta y denotando, como es habitual, con el subíndice 0 y 1 las situaciones inicial y final respectivamente:

$$VE = f(\mathbf{p}_0; \mathbf{p}_1, m_1) - f(\mathbf{p}_0; \mathbf{p}_0, m_0)$$

Si asumimos un nivel de renta, o restricción presupuestaria, fijo la VE se puede expresar de forma alternativa con diferentes funciones de gasto:

$$m = e(\mathbf{p}_0, \mu_0) = e(\mathbf{p}_1, \mu_1) \Rightarrow VE = e(\mathbf{p}_0, \mu_1) - e(\mathbf{p}_0, \mu_0) = e(\mathbf{p}_0, \mu_1) - e(\mathbf{p}_1, \mu_1)$$

De forma similar la VC utiliza como base de la función de utilidad métrica monetaria los nuevos precios, es por tanto una medida *ex post*, y es la expresión correspondiente al importe del impuesto de cuota fija (o de la transferencia monetaria en caso de un empeoramiento) necesaria para compensar al consumidor por la variación de los precios, i.e. para que se mantuviera indiferente entre el estado anterior y posterior a la aplicación de las medidas.

Formalmente, la VC:

$$VC = f(\mathbf{p}_1; \mathbf{p}_1, m_1) - f(\mathbf{p}_1; \mathbf{p}_0, m_0)$$

Si asumimos un nivel de renta fijo como anteriormente:

$$\begin{aligned} m = e(\mathbf{p}_0, \mu_0) = e(\mathbf{p}_1, \mu_1) &\Rightarrow VC = e(\mathbf{p}_1, \mu_1) - e(\mathbf{p}_1, \mu_0) \\ &= e(\mathbf{p}_0, \mu_0) - e(\mathbf{p}_1, \mu_0) \end{aligned}$$

La VE se puede hallar asimismo integrando la función de demanda hicksiana asociada al nivel de utilidad final entre el nivel de precios antes y después de la reforma y de forma idéntica en el caso de la VC, pero considerando como

integrando la función de demanda hicksiana asociada al nivel de utilidad inicial.¹⁰⁷ El EC, por su parte, se calcula integrando la curva de demanda marshalliana entre ambos niveles.¹⁰⁸

Tanto la VE como la VC tienen el mismo signo asociado pero la medición de los cambios en la utilidad es diferente ya que se evalúan sobre diferentes funciones de utilidad. Su relación dependerá de si el bien afectado es normal o inferior respecto de la renta. Así, en el caso de bienes normales, la VE es siempre mayor a la VC, tanto si el precio sube como si baja, ya que se valora sobre el nivel de utilidad final, por lo que en el caso de que el precio se reduzca, se calcula integrando una curva de demanda hicksiana asociada a un nivel de utilidad superior (por lo que el área que la define será mayor que en el caso de la VC que integra una curva situada a la izquierda de la anterior) mientras que en el caso de que el precio aumente la VE mide la reducción en el bienestar del consumidor como la reducción en el área de una curva de demanda situada a la izquierda de la relevante para calcular la VC, por lo que, al ser en ambos casos un número negativo, es mayor, o menos negativo, en el caso de la VE.¹⁰⁹

¹⁰⁷La VE y la VC se pueden expresar, para niveles de renta fijos, alternativamente como $VE = e(\mathbf{p}_0, \mu_1) - e(\mathbf{p}_1, \mu_1)$ y $VC = e(\mathbf{p}_0, \mu_0) - e(\mathbf{p}_1, \mu_0)$. Teniendo en cuenta el problema dual de minimización del gasto, ambas medidas se pueden estimar integrando la función de demanda hicksiana para cada nivel de utilidad.

¹⁰⁸ Tal y como lo hemos definido, es importante tener en cuenta que la VE y la VC son negativas en caso de una subida de impuestos que repercuta en un incremento en el precio del bien, igual que lo es el cambio en el excedente del consumidor, por lo que habría que tener en cuenta en dicho caso la integral entre los niveles de precios inicial y final, y cambiar su signo. En cualquier caso en muchas ocasiones se expresan en valores positivos en caso de subidas de precios (se definen al revés la diferencias en las funciones de gasto) indicando que esa es la máxima disposición a pagar por evitar el cambio. De este modo se señala que, por ejemplo, la VE se puede expresar como la diferencia entre la renta/gasto inicial y la renta/gasto equivalente, o nivel de renta/gasto requerido a los precios iniciales para alcanzar el nivel de utilidad que se obtiene después de la reforma. Es decir: $|EV| = m - e(\mathbf{p}_0, \mu_1)$.

¹⁰⁹ La VC y la VE están relacionadas con el concepto de renta equivalente de King (1983) definida como el valor de gasto que, a unos niveles de precios de referencia, permitirían alcanzar la misma utilidad que el gasto real: los niveles de precio de referencia determinan, en la valoración de un cambio, los valores de la renta o gasto equivalente inicial y final. Las expresiones de la VC y la VE se pueden expresar también como la diferencia de gastos equivalentes: la VC sería la diferencia del gasto efectivo y el gasto equivalente inicial (el que permite con los precios finales alcanzar el nivel de utilidad inicial) y la VE la diferencia entre el gasto equivalente final (el que permite con los precios iniciales alcanzar el nivel de utilidad final) y el gasto efectivo. Obviamente, para ganancias de bienestar, el gasto equivalente final es mayor al efectivo y éste mayor al inicial, y al revés en caso de pérdidas. Se comprueba así que efectivamente la VE y la VC tienen el mismo signo. Una medida sencilla de ganancia (pérdida) de bienestar consistiría en sustraer al gasto equivalente final el inicial: sería un número positivo en caso de ganancias y negativo para las pérdidas.

La elección entre la VE y la VC como medida de los cambios en el bienestar se simplifica cuando no hay efecto renta, en cuyo caso ambas medidas son iguales y equivalentes al cambio en el EC. En este caso la curva de demanda marshalliana se superpondría a las curvas hicksianas para los distintos niveles de utilidad y ambas variaciones serían iguales a los cambios en el EC. La VC y la VE serán tanto más diferentes cuanto mayor sea el efecto renta, y el EC se situará entre ambas. Así, por ejemplo, en el caso de un cambio en el precio de un solo bien es previsible que el efecto renta no sea muy elevado al suponer su consumo un gasto relativo pequeño en comparación con el gasto total, por lo que si se utiliza el excedente del consumidor como aproximación de cualquiera de ellas no resultaría muy impreciso, mientras que si la reforma afecta a un grupo numeroso de bienes es muy posible que el efecto renta sea importante. Es probable que esto último suceda en el caso de tributos que graven bienes como los energéticos. En este supuesto, al tratarse de un empeoramiento en las condiciones por la subida de precios, si los bienes energéticos son normales respecto a la renta la VE es menor en valor absoluto a la VC (siendo ambas negativas). Esta relación entre las tres medidas se hace evidente si tenemos en cuenta, como hemos señalado anteriormente, que la VE se calcula integrando la demanda hicksiana asociada al nivel de utilidad final, mientras que en el caso de la VC la referencia es la asociada al nivel de utilidad inicial. En el caso de un aumento en los precios por un impuesto la curva hicksiana asociada al nivel de utilidad más elevado, el inicial en este caso, se encontrará a la derecha, ya que mantener ese nivel de utilidad ante los diferentes precios requiere un mayor consumo, por lo que en valor absoluto la VC será superior a la VE. Sin embargo, si los bienes gravados son inferiores las relaciones se invierten. Como veremos más adelante en la revisión sobre los resultados de los estudios, los patrones de consumo sobre los bienes energéticos son diferentes en función de los bienes y también de los países,¹¹⁰ por lo que utilizar una u otra medida no es trivial.

Como hemos señalado anteriormente, si no hay efecto renta las medidas se solapan, lo que simplifica los estudios enormemente, sin embargo no parece muy previsible que esto sea así en todos los casos de los bienes que gravan los impuestos medioambientales. Si la función de utilidad subyacente es *cuasilineal* (en concreto, cóncava en el bien gravado y lineal en el resto) no se produce efecto renta para niveles de renta lo suficientemente altos o para cambios pequeños en el poder adquisitivo, ya que se decide el consumo del bien gravado en función de su precio y el resto del gasto se destina al resto de bienes.¹¹¹ Es factible que esto suceda, por

¹¹⁰ En este sentido ver, por ejemplo, Symmons et al. (2002)

¹¹¹ Una demostración sencilla e ilustrativa de este resultado se encuentra en Varian (2011).

ejemplo, en el caso de tributos que graven bases imponibles estrechas y pequeñas, como por ejemplo tributos sobre el desecho de residuos o sobre el uso de envases en el ámbito doméstico. Sin embargo, si el nivel de renta es bajo y/o el bien gravado representa un porcentaje importante del gasto total el efecto renta no sería despreciable, como podríamos pensar que sería el caso, por ejemplo, de tributos sobre bienes energéticos de uso doméstico.

¿Qué medida es, entonces, teóricamente más correcta si el efecto renta no es despreciable? Como señala Varian (2011) la respuesta depende del interés principal del estudio. Por ejemplo, en un ejercicio de valoración económica de la calidad medioambiental en el que se trate de evaluar monetariamente una mejora en un determinado bien o servicio sería más adecuada la VE ya que toma como referencia los precios actuales y resulta más fácil así juzgar los cambios, como también resulta más conveniente si se trata de valorar diferentes proyectos y, además, como el nivel de utilidad de referencia es el final indicaría la máxima disposición a pagar por obtener esa utilidad en particular. En caso de que la valoración se realice con una medida de disposición a aceptar la VC sería más conveniente, precisamente por integrar la curva de demanda hicksiana asociada al nivel de utilidad inicial. En este supuesto, por lo tanto, serían los derechos de propiedad sobre los bienes medioambientales los que determinarían cuál es la medida más oportuna. Si se juzga que el consumidor tiene derecho sobre esa mejora la medida adecuada sería entonces la VC, sin embargo si el derecho es sobre el statu quo lo sería la VE.

Similarmente, en el caso de una subida de precios tras la aplicación de un impuesto, la VE representaría la cantidad que, deducida de la renta de las familias antes del cambio, les colocaría en la misma posición que después de él, y sería indicativo de lo que familias estarían dispuestas a pagar como máximo, en forma de un impuesto de tanto alzado, para evitar el tributo indirecto. Si asumimos que un tributo medioambiental lo que hace es internalizar un efecto externo negativo causado precisamente por el consumo de ciertos bienes o el uso de ciertos recursos, entonces la medida adecuada sería la que determina que el derecho es al statu quo, i.e. la VE. Si se trata de elaborar un sistema de compensación una vez los cambios se han producido parece más razonable usar la VC ya que representa la cantidad monetaria que una familia debería recibir con los nuevos niveles de precios más altos para que su nivel de utilidad no fuera inferior después del cambio fiscal al que disfrutaban antes del mismo. En el caso de las reformas fiscales verdes esta medida resultaría más adecuada para calcular posibles compensaciones. En nuestro trabajo vamos precisamente a utilizar esta medida para calcular las compensaciones en la reforma fiscal que se propondrá al final.

Es importante tener en cuenta, en el caso de que la reforma afecte a varios productos, si se considera el EC los efectos separados de varios cambios en los

precios se agregan para obtener el valor conjunto, como si la elasticidad cruzada fuera cero, mientras que en la VC y en la VE se tienen en cuenta los efectos cruzados y el efecto global no es igual a la suma de los efectos separadamente considerados. Si es así, como es previsible que suceda en la aplicación de impuestos medioambientales tales como los que se aplican en productos energéticos, la VC nos permite calcular de forma sencilla los cambios en el coste de la vida. Siguiendo las explicaciones de Deaton et al (1980), la VC se deduce fácilmente a partir de la consideración de *verdaderos o exactos índices de precios del coste de la vida* (*True Cost of Living Index* o TCOL) que se definen como el cociente entre el gasto necesario en la situación posterior a la medida, es decir con los nuevos precios, para alcanzar el mismo bienestar que en el estado inicial y el gasto asociado a dicho nivel de utilidad en éste. Si \mathbf{p}_0 y \mathbf{p}_1 representan los vectores de precios antes y después de la medida y μ_0 y μ_1 son los niveles de utilidad asociados, el índice TCOL se representaría como:

$$TCOL = P(\mathbf{p}_1, \mathbf{p}_0, \mu_0) = \left[\frac{e(\mathbf{p}_1, \mu_0)}{e(\mathbf{p}_0, \mu_0)} \right] * 100$$

$$= [(m + |VC|)/m] * 100$$

Es decir, el TCOL mediría la relación entre la renta requerida a los nuevos precios para obtener el nivel de utilidad previo a la aplicación del impuesto respecto de la renta inicial. Su medida métrica monetaria correspondiente sería la variación compensatoria. Obviamente, en el caso de una subida generalizada en los precios, es superior a 100.

De forma habitual, como sucede en general con las medidas VC y VE, cuando son desconocidas las funciones de utilidad y las relaciones de preferencias subyacentes y sólo se observan las cantidades que adquieren los consumidores antes y después del cambio, se pueden calcular índices de precios tipo Laspeyres (tomando como referencia las cantidades iniciales) o Paasche (tomando como referencia las cantidades finales). Ante una subida de precios se puede demostrar que, debido al sesgo de la sustitución, el índice de Laspeyres es mayor que TCOL, ya que no tiene en cuenta el intercambio entre bienes que realizan los consumidores, mientras que en el índice tipo Paasche sucede al contrario. Una posible solución ante esta divergencia es aplicar el índice de Fisher, la media geométrica de los dos anteriores, que aproximará bastante bien al verdadera subida en el coste de la vida derivado de la subida de precios inferida por la aplicación del impuesto.

La dificultad asociada a la consideración de funciones de utilidad concretas se reduce si se han asumido formas funcionales específicas para representar el sistema de demanda subyacente, como el Translog, el AIDS, el QUAIDS o el LES, por lo

que los estudios que utilizan estos modelos se evalúa monetariamente el cambio en el bienestar de forma más sencilla. En términos generales, en estos estudios las funciones de coste necesarias para calcular las medidas se obtienen estimando un sistema de demanda que se basa en la especificación de una determinada estructura de preferencias subyacente, como hemos explicado en la fase anterior, especialmente en el caso del AIDS y el QAIDS. Por ejemplo en Tiezzi (2005) se deducen, a partir de un modelo AIDS, el TCOL y la variación compensatoria en la estimación de los efectos de la fiscalidad medioambiental aplicada efectivamente en Italia, en Martini (2009) se estiman los índices TCOL para el AIDS y también, y por primera vez, para el QAIDS, asimismo en Italia. En Labandeira et al. (2008) se simula el coste social de la adaptación en España de los compromisos derivados del protocolo de Kioto a través de la introducción de elementos de fiscalidad medioambiental, y calculan los efectos sobre el bienestar a través de la estimación de un sistema QAIDS a partir del que estiman los cambios en la variación equivalente, compensatoria y las pérdidas de eficiencia (a través del cambio en el peso muerto) ocasionadas por el impuesto. Brannlud (2004) utiliza la VC calculada a partir de una demanda AIDS para evaluar los efectos sobre el bienestar de una impuesto sobre el CO₂ en Suecia. En Creedy y Sleeman (2006) se simulan los efectos de un impuesto sobre el carbono en Nueva Zelanda y, a partir de un modelo LES, calculan los cambios en la variación equivalente.

Rausch et al. (2011), por ejemplo, usan la VE que calculan con un modelo CES en la valoración de los efectos distributivos de un tributo medioambiental en EEUU.

Las medidas de bienestar anteriores se calculan de forma más o menos aproximada en otro tipo de modelos. Por ejemplo, en Bureau (2008) se simula la aplicación de diferentes peajes urbanos en Francia y se aproxima la VC esperada con un modelo de utilidad aleatoria (RUM). En Felder (2002), en un estudio sobre política medioambiental en Suiza, y en Oleadosu (2008) y en Glomm (2008), ambos en EEUU, todos en el contexto de modelos de equilibrio general, se estiman cambios en la VE inferidos por la aplicación de impuestos sobre las emisiones en las dos primeras referencias y sobre la gasolina en la última.

Los nuevos impuestos suponen ingresos adicionales para el sector público cuyo fin pudiera no estar definido y, por ejemplo, derivarse a usos no especificados o a la reducción del déficit, en cuyo caso los efectos del destino de los fondos públicos quedarían diluidos en el contexto de la política fiscal general, y por lo tanto no pueden analizarse como parte de la medida de política medioambiental. En el supuesto de que se especifiquen afecciones concretas, los ingresos pueden reciclarse de diversas formas y modular los efectos finales de las políticas, en el sentido de matizar o incrementar sus resultados en términos de su eficiencia medioambiental o

fiscal así como sus consecuencias distributivas. Cuando hemos analizado en este mismo capítulo las reformas fiscales verdes y la teoría del doble dividendo ya apuntamos que las cantidades recaudadas podrían destinarse, en un contexto de neutralidad fiscal, a reducir otros gravámenes más distorsionadores, como los que recaen sobre el empleo, y conseguir mayor eficiencia en el sistema tributario, un dividendo adicional de naturaleza económica. El doble dividendo ecológico se conseguiría, por el contrario, dedicando los fondos adicionales a reforzar o promover otras políticas medioambientales. En estos dos casos, la eficiencia de las medidas se reforzaría, ya sea en el plano económico, ya que el sistema fiscal en su conjunto reduce su nivel de distorsión, o en el medioambiental, ya que se consiguen nuevos objetivos en este ámbito.

En las alternativas anteriores la prioridad no es la reparación de los daños inferidos sino la consecución de resultados más efectivos. Sin embargo resulta sencillo justificar que, como mínimo, se considere la posibilidad de compensar a los más perjudicados por las medidas, principalmente si se vulneran los principios de la equidad en sentido vertical u horizontal. De este modo, como tercera opción de reciclaje, los fondos recaudados pueden destinarse a habilitar medidas compensatorias, por ejemplo para subvencionar a las empresas de los sectores afectados en la adopción de tecnologías más limpias o, si la introducción del impuesto ha tenido consecuencias regresivas o ha afectado de forma desproporcionada o injustificada a algún colectivo, para reparar los desequilibrios a través de ayudas o transferencias de capitación. En este último supuesto, como ilustraremos más adelante, los efectos sociales no deseados podrían reducirse o incluso eliminarse. En muchos de los estudios sobre efectos distributivos de la fiscalidad medioambiental se consideran, precisamente, los diferentes resultados en función de la opción de reciclaje que se habilite. Por ejemplo, en Brannlund (2004) se evalúan los efectos sobre el bienestar de un impuesto sobre el CO₂ en Suecia con diferentes opciones de reciclaje: una reducción del IVA y una subvención al transporte público.

En general, teniendo en cuenta en su caso las opciones de reciclaje anteriores, y una vez estimados los parámetros de las funciones que se hayan utilizado para modelizar el comportamiento del consumidor o, en su defecto, con las aproximaciones más simplificadas explicadas anteriormente, se estiman las medidas de bienestar, para cada uno de los perfiles de los hogares que se desee considerar separadamente así como para los diferentes niveles de capacidad económica. Estas magnitudes se calculan en cada caso para el periodo temporal adecuado a los datos disponibles y en dos escenarios, el de referencia, en ausencia de aplicación de las medidas, y el que se materializaría una vez aplicada la reforma (que se puede a su vez simular para diferentes opciones de reciclaje). Finalmente, el bienestar se evalúa comparando las medidas *ex ante* y *ex post*, que normalmente se presentan de forma

agregada y de forma separada en función de la variable indicativa de la capacidad económica y de las características socio-demográficas que se hayan considerado. En el primer caso, extrapolando los resultados de la muestra a la población general, se calcula la cuantía global de las pérdidas en el bienestar, que se pueden así comparar con los ingresos fiscales para presentar conclusiones generales. En el segundo supuesto se presentan los resultados de forma separada para cada tipo de familia o grupo de renta o gasto, aplicando para la comparación las escalas de equivalencia habituales, y se evalúan las medidas para la familia media en cada uno de ellos (de forma independiente o cruzada)¹¹² que se expresan normalmente en relación con el nivel de gasto o renta previos correspondientes.

Si la proporción que representa la VE, la VC o el cambio EC respecto del nivel de renta o gasto total de la familia media del quintil o decil es diferente a lo largo de la distribución se puede asegurar que hay un efecto desproporcionado del impuesto sobre el bienestar de las familias en función de su renta. Asimismo, si por ejemplo se han calculado las variables para diferentes tipos de familia, atendiendo a otras características, se puede analizar, de forma similar, si hay algún grupo determinado más afectado en su bienestar. De forma similar se pueden cruzar los efectos separando a las familias en primer lugar en función de alguna característica socio-demográfica y después ordenándolas de acuerdo a su nivel de renta, para analizar si los resultados del análisis distributivo cambian en cada uno de los grupos considerados. Por ejemplo, en Creedy y Sleeman (2006) se distinguen las familias entre fumadoras y no fumadoras y por nivel de renta en cada grupo, y se detecta que el impuesto es un poco más regresivo en el segundo grupo y en Tiezzi (2005) se estiman primero de forma separada por quintiles y por características estructurales de las familias (número de adultos) y, después, en función de la renta dentro de cada categoría de familia.

Muchos estudios estiman, asimismo, la pérdida de eficiencia o exceso de gravamen que el tributo ha causado. Se puede calcular de forma muy sencilla el peso muerto generado simplemente sustrayendo de la VE o de la VC, o en su caso del cambio en el EC, en términos absolutos, la cuantía de los ingresos impositivos. Un resultado habitual en esta fase del estudio es que las pérdidas de eficiencia originadas por la introducción de tributos están positivamente relacionadas con el nivel de renta, por lo que se suele estimar que los impuestos causan una mayor distorsión en los últimos deciles de la población.

La idea de que los impuestos medioambientales tienen un coste en términos de eficiencia no es unánimemente aceptada y algunos autores la cuestionan precisamente por el carácter pigouviano de estos tributos. Por ejemplo, Boyce et al.

¹¹² En Tiezzi hacen por tipo de familia y por grupo de renta en cada uno

(2005) apuntan que, en realidad, estos impuestos, más que crear un peso muerto, corrigen la ineficiencia que la subvención implícita en caso de ausencia de gravamen en los productos dañinos para el medioambiente y generadores de externalidades negativas están creando y que se podría calcular, como vimos en partes anteriores de este trabajo, si se conocen o se pueden estimar las funciones de daño y coste

Las consecuencias distributivas más evidentes de las políticas tributarias medioambientales son las derivadas de los cambios de los precios de los bienes directamente afectados si bien, como venimos insistiendo en estas páginas, estos resultados pueden ser matizados en mayor o menor medida por los efectos indirectos que pudieran inferirse en otros mercados (en otros sectores productivos o en los mercados laboral o inmobiliario por ejemplo), en función de la respuesta conductual de los agentes afectados (dependiendo de la naturaleza de los bienes y las posibilidades de sustitución) o por los efectos adicionales en función del destino de los fondos recaudados. Las conclusiones en caso de no considerar estos factores serán, en consecuencia, limitadas y debe identificarse cuál sería la dirección previsible de los efectos en caso de cambiar las condiciones que se hayan asumido en el análisis. De este modo es importante señalar si los efectos identificados deben ser interpretados como tendencias a corto plazo o si los valores obtenidos son indicativos en el sentido de sobrevalorar, o minusvalorar en su caso, los efectos totales. En los estudios en este contexto la aproximación por vías más sencillas, con supuestos más básicos, se suele justificar por la insuficiencia de datos de calidad o porque el objetivo que se plantea es la identificación de tendencias de tipo más general, que se matizan en la interpretación de las conclusiones.

4.1.10.4 *Análisis de la dominancia en la medición del bienestar: ordenación parcial con curvas de Lorenz y teoremas derivados*

El enfoque de la dominancia estocástica en la medición del bienestar se basa, como señala Cowell (2000), en el paradigma de la *parada de Pen* en el que, a partir de funciones de distribución de probabilidad, se expresa el bienestar en función de la capacidad económica, medida cómo se haya considerado metodológicamente y que, para hacer más sencilla la redacción, denominaremos genéricamente renta a partir de ahora. Así, la renta de cada persona se representa por su altura física y los individuos se ordenan en una fila de menor a mayor estatura. De esta forma muy ilustrativa se representa un perfil de rentas en el encuadre cartesiano en el que éstas se miden en ordenadas y la proporción de la población en abscisas y que, en su versión continua, representa la denominada *función cuantil*: la correspondencia en el eje vertical de un punto determinado del eje horizontal, por ejemplo el 0.5, indica la renta del individuo que está en dicha posición en la distribución o, en la metáfora de

Pen, indica la altura de la persona que aparece justo en el medio del desfile. La función cuantil, o Q , está asociada a una determinada distribución de la renta, que viene representada por su función inversa, o F , y que indica el porcentaje de la población, p , cuya renta es menor o igual al valor considerado. Denotaremos así $Q(F, p)$ a la función cuantil asociada a la función de distribución $F(x)$ siendo x la renta.

La evaluación del bienestar, o la comparación de distribuciones alternativas en términos del mismo, requiere la aceptación de una determinada función de bienestar social que traduzca el conjunto de los niveles individuales en un indicador del bienestar colectivo. La función de bienestar es el reflejo de un cierto enfoque normativo y cuantas más restricciones se impongan en su formulación más limitado será el análisis realizado, es decir, más restrictivas serán las conclusiones en el sentido de que, por ejemplo, una distribución puede ser preferida a otra sólo si se asume una forma funcional en concreto. Los resultados de la comparación serán tanto más generalizables, y por extensión menos discutibles, cuanto menos se limite la clase de funciones de utilidad subyacente. Si la función de bienestar social es aditivamente separable, y planteamos una función $U(x)$ que evalúe los niveles de renta individuales de forma que se atribuya un nivel de utilidad $U(x_i)$ a cada uno, la utilidad media puede servir como el indicador de bienestar colectivo que necesitamos para comparar distribuciones. Formalmente, si denominamos W a la función de bienestar social:

$$W(F) = \int U(x)f(x)dx$$

y si comparamos una determinada distribución con su alternativa, por ejemplo, la que se origina después de una intervención fiscal u otro cambio relevante, si la utilidad media es mayor en el primer caso podemos concluir que el bienestar colectivo ha decrecido como consecuencia de la intervención.

La dominancia distributiva de primer orden, o *dominancia rank* (*rank dominance*) implica que una distribución $F(x)$ es preferible a una distribución $G(x)$ si la renta asociada a cualquier percentil p de la población en F es mayor o igual a su valor asociado en G o, en otras palabras, si su función cuantil $Q(F, p)$ queda por encima de la función cuantil asociada, o $Q(G, p)$, para todo p , siendo la desigualdad estricta al menos en algún caso: en términos del desfile de Pen, si alguna persona crece respecto de G (y nadie decrece).

En esta forma de dominancia solamente es necesario asumir que la función de evaluación $U(x)$ es estrictamente creciente.¹¹³

¹¹³ También implica que se acepta el *principio del anonimato* por el cual el bienestar social definido por la función de utilidad social es invariante ante permutaciones de los receptores de la renta. Este y

La correspondencia con la función de bienestar, que induce una interpretación normativa de la parada de Pen, es enunciada por Saposnik (1981) que identifica la relación de *dominancia rank* (dr) con funciones de distribución que no se cruzan entre sí:

$$F(x) \succ_{dr} G(x) \text{ si } \int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx$$

$$\text{i.e. si } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_1$$

siendo \mathcal{W}_1 el conjunto o clase de funciones de utilidad estrictamente crecientes en x .

La dominancia así concebida tiene dos problemas, uno de carácter técnico y otro de naturaleza normativa: en primer lugar porque en muchos casos la comparación entre distribuciones no es posible y, en segundo término, porque sólo se asume como criterio valorativo la eficiencia.

La evaluación de todas las intervenciones públicas se articula alrededor de los objetivos de equidad y eficiencia y, en caso de que exista una relación de intercambio entre ambos, el análisis de bienestar se complica como hemos señalado en partes anteriores de este trabajo, y aún más si añadimos la sostenibilidad medioambiental como un objetivo social prioritario.

En este sentido, como Atkinson (1970) argumenta, el problema se puede plantear inicialmente en sus términos elementales: el de la distribución de un recurso fijo entre varios individuos sin que el reparto afecte a su tamaño o, como se suele expresar muy ilustrativamente, la cuestión sobre el “reparto del pastel”. Cuando el arreglo distributivo no afecta a la eficiencia, simplemente aceptando que la utilidad marginal de la renta es decreciente, o la función de utilidad cóncava, el problema distributivo es fácil de resolver: el mejor reparto es el igualitario. Sin embargo, en el núcleo del debate normativo se encuentra el problema del “cubo agujereado” (*leaky bucket*) de Okun: igual que este recipiente dejaría escapar el agua, al cambiar los recursos de lugar podrían generarse, asimismo, costes en términos de eficiencia asociados a la redistribución de las rentas por sus efectos sobre los incentivos. Se han escrito innumerables páginas sobre el efecto de la redistribución sobre la productividad y, así, la naturaleza de la relación de intercambio eficiencia-equidad sigue representando la base de las divergencias entre los diferentes planteamientos sobre la intervención pública en la economía: de forma sucinta, una redistribución

otros principios, como el de transferencias que veremos a continuación, se analizan ahora en el contexto de la elección social a partir del análisis de la dominancia. En los próximos epígrafes haremos asimismo referencia a estos y otros axiomas en la medición de la desigualdad y de la pobreza.

intensa puede generar incertidumbre y desincentivar el comportamiento productivo, pero una excesiva desigualdad genera tensiones que no favorecen la necesaria cohesión social que garantice el crecimiento de forma sostenida (ni sostenible).¹¹⁴ Este es el punto de partida del análisis de la dominancia originalmente planteado por Kolm (1969) y posteriormente impulsado por Atkinson (1970) y Shorrocks (1983): para comparar distribuciones es necesario tener en cuenta tanto el tamaño del pastel como su reparto.

El *teorema de Atkinson*, como señala Lambert (2001), establece las condiciones bajo las que la comparación de las curvas de Lorenz correspondientes a diferentes distribuciones tiene *significación normativa*. La curva de Lorenz es el instrumento gráfico por excelencia para representar situaciones de desigualdad y que, de forma muy simple pero muy ilustrativa, representa el porcentaje de la renta total de una población que tienen los diferentes cuantiles acumulados de la misma, una vez ordenados los individuos de menor a mayor nivel de renta (previamente ajustada como se haya estimado conveniente). El valor que determina la curva de Lorenz para el porcentaje acumulado de la población p es su nivel de renta asociado y que, siguiendo la notación de Lambert (2001),¹¹⁵ se expresa formalmente como:

$$p = F(y) \Rightarrow L(p) = \int_0^y \frac{x f(x) dx}{\mu}$$

siendo y la renta acumulada por la población hasta el cuantil p , $f(x)$ la función de densidad de la renta y μ la renta media. Gráficamente se representa de forma habitual como una línea convexa que en comparación con la línea de equidistribución, de forma que cuanto más alejada de ésta se encuentra mayor es la desigualdad medida.

Las curvas de Lorenz permiten una ordenación parcial de la desigualdad que podemos denominar *dominancia en el sentido de Lorenz*: en ausencia de cruces, la curva más cercana a la equidistribución (situación de igualdad absoluta que se representa por la bisectriz del ángulo del eje cartesiano) representa la distribución más igualitaria y domina a la más alejada. El *teorema de Atkinson*, partiendo de esta idea de

¹¹⁴ Por ejemplo, uno de los últimos trabajos que estiman econométricamente estas relaciones es Ostry (2014). Volveremos sobre estos planteamientos, en el debate sobre la calidad institucional y sus efectos sobre los objetivos económicos de eficiencia, equidad y sostenibilidad medioambiental. En los últimos años el debate sobre el buen funcionamiento de los países se ha dirigido hacia la existencia de instituciones inclusivas que garanticen el crecimiento como se plantea en el libro de Acemoglu y Robinson (2012).

¹¹⁵ En las explicaciones de esta parte de nuestro trabajo seguiremos en general la notación del libro de Lambert (2001) que representa, a nuestro juicio, uno de los mejores enfoques sobre las cuestiones distributivas

dominancia, plantea un criterio evaluativo interesante. Así, si $F(x)$ y $G(x)$ son dos distribuciones con medias respectivas μ_F y μ_G y curvas de Lorenz asociadas L_F y L_G :

$$\text{Si } \mu_F = \mu_G \text{ y } L_F(p) \geq L_G(p) \forall p \in [0, 1] \Leftrightarrow \int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx$$

$$\text{i.e.: } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_2$$

siendo \mathcal{W}_2 el conjunto o clase de funciones de utilidad cóncavas y estrictamente crecientes en x .

La intuición detrás del teorema de Atkinson es realmente fácil de percibir y, a pesar de esta sencillez formal, su esencia normativa es sumamente atractiva. Si estamos comparando dos distribuciones con igual media es preferible la situación en la que exista más igualdad, medida por la curva de Lorenz, ya que asumir la concavidad de la función de utilidad supone que la utilidad marginal de la renta es decreciente y, como consecuencia, implica la aceptación del *principio de transferencias de Pigou-Dalton*:¹¹⁶ como indica Lambert (2001) un observador imparcial o un planificador cubierto por el *velo de la ignorancia*, de acuerdo con la célebre imagen de Rawls, se inclinarían en estas circunstancias hacia la distribución $F(x)$.

Este resultado es fácilmente generalizable en el caso de que la distribución dominante según el criterio de Lorenz se corresponda a la que tiene mayor media asociada, simplemente escalando la distribución y aplicando el teorema: entre dos distribuciones alternativas preferimos aquella cuya curva de Lorenz queda por encima de la otra si, además, tiene mayor renta media. Los dos criterios, el tamaño del pastel y su reparto, apuntan en la misma dirección y, además, en este caso ni siquiera es necesario asumir la concavidad en la función de utilidad, simplemente es necesario que sea creciente. El *teorema de Atkinson* y su corolario son ciertamente simples y tienen un contenido normativo difícilmente discutible: la mejor situación es aquella que es a la vez la más eficiente y la más igualitaria.

El problema surge cuando o bien las curvas de Lorenz se cruzan o bien los dos criterios son divergentes, es decir, el pastel más pequeño es el que está más igualitariamente repartido: ¿es factible en estos casos encontrar un criterio

¹¹⁶ Esta condición, básicamente, establece que cualquier transferencia regresiva reduce, *ceteris paribus*, el bienestar social. La curva de Lorenz es convexa y se relaciona, como veremos más adelante, con cierta clase de índices de desigualdad, los índices de desigualdad relativa, que cumplen ciertas propiedades, o axiomas, deseables como el anterior referido a las transferencias. Además es invariante ante cambios de escala, es decir la curva de Lorenz es la misma en el caso de un vector de rentas resultado de multiplicar el vector original por una misma cantidad, sin embargo, como los índices referidos, no es invariable ante traslación, es decir, si se suma una cantidad fija a todas las rentas.

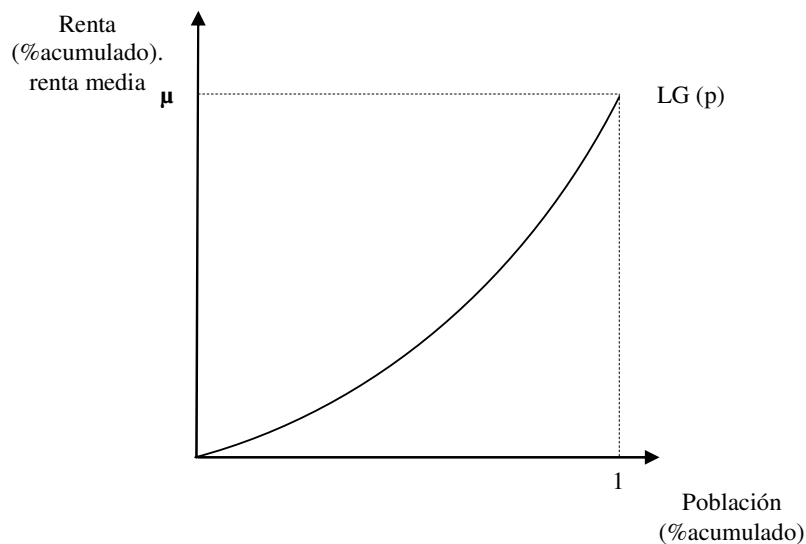
normativo similar? Otro de los teoremas más celebrados de la literatura sobre distribución de la renta, el *teorema de Shorrocks*, propuesto en Shorrocks (1983), permite realizar este tipo de ordenaciones en algunos supuestos. La intuición detrás de este resultado es también sencilla a la par que elocuente: ¿es posible fundir los dos objetivos en uno de tal modo que, en los casos en que los dos criterios difieran, pero con distinta intensidad, se compensen las fuerzas contrapuestas y se pueda identificar cuál es el efecto dominante? Para responder a esta cuestión Shorrocks propone la construcción de las curvas de Lorenz generalizadas, que simplemente se hallan multiplicando todos los porcentajes de rentas acumuladas en el eje de ordenadas de Lorenz por la renta media de la distribución.

Formalmente, la curva de Lorenz generalizada, LG , asociada a la distribución F , siendo y el nivel de renta acumulado hasta el percentil p , se calcula escalando la curva de Lorenz por la renta media:

$$LG_F(p) = \int_0^y x f(x) dx = \mu_F L_F(p)$$

Que, gráficamente, se representa como en el gráfico 4.2:

Gráfico 4.2. Curva de Lorenz generalizada



El *teorema de Shorrocks* establece la dominancia de F sobre G siempre que:¹¹⁷

$$\int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx \Leftrightarrow LG_F(p) \geq LG_G(p) \forall p \in [0, 1]$$

$$\text{i.e.: } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_2$$

Este resultado permite resolver algunas comparaciones en las que las curvas de Lorenz se cruzan, aunque este criterio no es operativo en los casos en que la distribución con menor media es más igualitaria.¹¹⁸ La dominancia de Lorenz del teorema de Atkinson implica asimismo la dominancia de Lorenz Generalizada.

El esquema Atkinson-Shorrocks se denomina también dominancia de segundo orden. La dominancia de primer orden implica la de segundo orden ya que la clase de funciones de utilidad \mathcal{W}_1 contiene a la clase \mathcal{W}_2 , pero el enfoque de Atkinson Shorrocks tiene un cuerpo normativo del que carece la dominancia de primer orden.

Ambas condiciones de dominancia requieren únicamente que la función de bienestar social sea creciente y, adicionalmente en la de segundo orden, que refleje el principio de transferencias (i.e. que adopte forma cóncava): la primera derivada de la función es positiva y la segunda negativa. Ambos criterios son poco exigentes, si bien, como se trata de una prelación ordinal parcial, cuando las curvas generalizadas se cruzan, no se puede establecer cuál es la distribución dominante y es necesario imponer algunas restricciones adicionales, lo que supone limitar en parte su consistencia como criterio evaluador del bienestar. Así, en ciertos casos se puede también sistematizar el análisis de bienestar de acuerdo con ciertas premisas en lo que se puede denominar condiciones de dominancia de tercer orden.

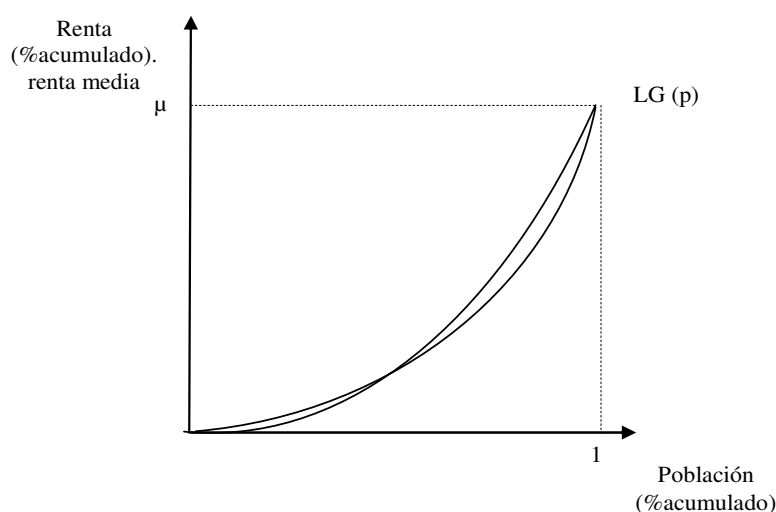
En primer lugar podemos considerar el supuesto en que las curvas se cruzan una vez, pero ambas distribuciones tienen la misma media asociada, como aparece representado en el gráfico 4.3.¹¹⁹

¹¹⁷ Remitimos a los artículos originales o a Lambert (2001) para la prueba de estos teoremas.

¹¹⁸ Nótese que, en su valor máximo, la Lorenz generalizada se identifica con la renta media de la distribución, por lo que la distribución con mayor media siempre queda por encima al menos en el último cuantil considerado.

¹¹⁹ Este supuesto, aunque parece inverosímil en la realidad, es perfectamente aplicable, por ejemplo, en caso de estudios comparados, posiblemente estáticos, de políticas fiscales que conduzcan a una misma recaudación con diferente estructura impositiva. Propondremos un ejercicio aplicado en este sentido con una simulación a partir de los datos de Metcalf (1999).

Gráfico 4.3. Curva de Lorenz generalizada que se cruzan una vez con la misma media asociada



En este caso se puede identificar fácilmente la visión rawlsina por la que se preferiría siempre la distribución en la que los peor situados estén mejor de acuerdo con el *criterio maximin* y que, en este contexto, se traduce en la preferencia por la distribución que domine en los primeros percentiles de la población. Los utilitaristas, por su parte, mantendrían una postura indiferente entre ambas distribuciones al tener una misma renta media asociada, por lo que cualquier postura intermedia se inclinaría hacia la preferencia rawlsiana. Para generalizar la evaluación del bienestar Dardanoni y Lambert (1988) limitan el análisis a la clase de las funciones de utilidad que reflejan el principio de transferencias en una versión más exigente, tal y como lo planteó Kolm (1976). Este *principio de transferencias decrecientes* supone aceptar que una transferencia progresiva que se produzca en la parte baja de la distribución afecta más al bienestar que una de igual magnitud que suceda en un momento posterior del desfile de Pen.¹²⁰ El requerimiento formal para el cumplimiento de esta condición es que la tercera derivada de la función de bienestar social sea positiva. Así, de acuerdo con este resultado se puede formular un tercer teorema de dominancia. Si las curvas de Lorenz generalizadas se cruzan, impidiendo inferir dominación generalizada de Lorenz, se puede afirmar que, cuando las medias de las distribuciones $F(x)$ y $G(x)$ son iguales ($\mu_F = \mu_G$):

$$\text{si } LG_F(p) \geq LG_G(p) \forall p \in [0, z], z < 1 \text{ y } LG_G(p) \geq LG_F(p) \forall p \in [z + \epsilon, 1]$$

$$\text{y } \sigma_F^2 \leq \sigma_G^2 \Leftrightarrow \int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx$$

¹²⁰ Volveremos a tratar sobre este principio, también denominado de transferencias en su versión fuerte, cuando en el siguiente epígrafe expliquemos los índices de desigualdad.

$$\text{i.e.: } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_3$$

siendo z un cuantil intermedio en la distribución en el que se produce el cruce de las curvas generalizadas.

Así, la distribución $F(x)$ domina a $G(x)$ en términos de bienestar social para cualquier función de utilidad de la renta estrictamente cóncava tal que su primera derivada sea positiva, la segunda negativa y la tercera positiva, si la curva de Lorenz generalizada asociada a $F(x)$ domina a la asociada a $G(x)$ en la parte baja de la distribución y, además, la varianza en F es menor que la varianza en G . \mathcal{W}_3 es, por tanto, el conjunto o clase de funciones de bienestar social estrictamente crecientes en x , cóncavas y que satisfacen el principio de transferencias decrecientes.

Cuando las medias difieren una condición adicional debe requerirse para contar con un criterio uniforme en la ordenación del bienestar (aceptando, como hemos señalado, restringir la valoración a ciertas funciones de bienestar y que tiene que ver también con la varianza de las distribuciones). Así, cuando la media de la distribución $F(x)$ es menor a la de la distribución $G(x)$ ($\mu_F \leq \mu_G$):

$$\text{si } LG_F(p) \geq LG_G(p) \forall p \in [0, z], z < 1 \text{ y } LG_G(p) \geq LG_F(p) \forall p \in [z + \epsilon, 1]$$

$$\begin{aligned} \text{y } \sigma_F^2 &\leq \sigma_G^2 - (\mu_F - \mu_G)(2x^{\max} - \mu_G - \mu_F) \\ &\Leftrightarrow \int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx \end{aligned}$$

$$\text{i.e.: } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_3$$

siguiendo la notación anterior y siendo x^{\max} el nivel de renta máximo de las dos distribuciones.

En este caso la condición es más fuerte que en el supuesto de medias iguales ya que no sólo la variabilidad en la distribución $F(x)$ debe ser más reducida que la de $G(x)$, sino aún menor para compensar la diferencia en la renta media. La ordenación será tanto más robusta cuanto menor sea la aversión a la desigualdad compatible con el cumplimiento de la condición anterior y que puede calcularse simplemente conociendo las varianzas, medias y valores máximos de las distribuciones, tal y como demuestran Dardanoni y Lambert (1988).¹²¹

¹²¹ En Lambert (2001) se extiende este análisis para plantear la situación del supuesto más infrecuente en el que las curvas se cruzan más de una vez. De nuevo, se puede plantear la dominancia, en un sentido más débil, imponiendo condiciones adicionales en las varianzas de las distribuciones de forma similar.

Si estas condiciones no se satisfacen, no es posible realizar una ordenación de bienestar atendiendo a los criterios de la dominancia, al menos sin restringir adicionalmente la clase de funciones de bienestar sobre las que se evalúen las distribuciones. Por ejemplo, si se acepta una aversión a la desigualdad infinita el criterio de Rawls siempre es operativo: se prefiere la distribución que domine en los primeros cuantiles. Asimismo, desde la posición utilitarista, por el contrario, siempre se preferirá la distribución dominante al final, al ser la que tiene mayor renta media asociada.

Los índices de desigualdad que veremos en el epígrafe siguiente posibilitan realizar una comparación cardinal de desigualdad que, si bien no es una ordenación de bienestar, a menos que la desigualdad sea el único criterio valorativo o en el caso de los índices normativos que incorporan funciones de bienestar en su formulación, no plantean las indeterminaciones que pueden surgir en el análisis de dominancia que, en cualquier caso, cuando es resolutivo, es muy robusto como hemos visto.

Otra alternativa, si no se pueden extraer conclusiones claras con el enfoque de la dominancia consiste en analizar los cambios en alguna función de bienestar social que incorpore como parámetros la renta de las familias y las preferencias sociales respecto a la desigualdad. La asignación de pesos distributivos a los diferentes grupos sociales es una cuestión bastante controvertida, sin embargo este tipo de ejercicios nos parecen muy informativos, ya que permiten contemplar los posibles resultados de las políticas desde una óptica normativa comparando diferentes concepciones de la justicia social. Saez y Stantcheva (2013) han realizado recientemente una interesante aportación en su revisión del enfoque *welfarista* clásico que consiste, básicamente, en incorporar en las funciones de bienestar social unas ponderaciones especiales que les permiten reflejar diferentes teorías de justicia distributiva e incorporar consideraciones como la equidad horizontal.¹²² Según este enfoque, por ejemplo, la teoría de Rawls se incorporaría haciendo que el peso de los más pobres fuera uno, de forma que la mejor opción sería aquella que supusiera una mayor ganancia para los que tienen menor capacidad económica (por ejemplo, habría que redistribuir la renta justo hasta que los ingresos empiecen a decrecer). Otras visiones podrían ser acomodadas asimismo: por ejemplo la visión vinculada a la igualdad de oportunidades de Dworkin (1981) y Roemer (1998), por la que hay que compensar en mayor medida a aquellos con “peor suerte” y que consistiría en

¹²² Proponen, asimismo, la posibilidad de estimar empíricamente las ponderaciones, para intentar descubrir hasta qué punto las preferencias sociales se adaptan a alguno de los modelos teóricos, de forma que asimismo plantean una teoría positiva. De hecho, en la aplicación de una encuesta al efecto prueban que las preferencias de los individuos no se ajustan a los planteamientos utilitaristas y que si tienen en cuenta en la ordenación de las diferentes alternativas de combinaciones de impuestos y transferencias que les plantean cuestiones vinculadas a la equidad vertical y horizontal.

aplicar un peso mayor a aquellos que hayan sufrido de alguna eventualidad negativa sobrevenida (por ejemplo un accidente laboral o una situación de discapacidad).¹²³

Una última cuestión relacionada con el análisis de dominancia resulta especialmente interesante en nuestro estudio, al incorporar la diferenciación entre grupos en la población. Se trata del estudio de la *dominancia secuencial* que ya mencionamos al referirnos a la necesidad de considerar la heterogeneidad social en la investigación sobre incidencia fiscal en un epígrafe anterior de este capítulo. Esta metodología alternativa a las escalas de equivalencia propuesta por Atkinson y Bourguignon (1987) permite distinguir entre distintos niveles de necesidad en subgrupos de la población y tener en cuenta por lo tanto las características socioeconómicas o demográficas de la población. Según este planteamiento una distribución domina a otra si existe una *dominación de Lorenz generalizada secuencial* de la primera respecto de la segunda, es decir, para cada grupo considerado dentro de la distribución inicial. La idea consiste en identificar los diferentes grupos y ordenarlos de mayor a menor nivel de necesidad: por ejemplo, las familias necesitan más recursos que las personas que viven solas para tener un nivel paralelo de bienestar. A continuación se comparan las distribuciones alternativas para cada grupo, comenzando por el que requiere más recursos. Si una distribución domina a la otra en toda la secuencia podemos asegurar que esa distribución es preferible, de forma robusta, a la otra. El *teorema de dominancia secuencial* de Atkinson y Bourguignon implica por lo tanto que:

$$\begin{aligned} \text{si } LG_F^i(p) \geq LG_G^i(p) \forall p \in [0, 1], \forall i = 1, \dots, m \\ \Leftrightarrow \int U(x)f(x)dx \geq \int U(x)g(x)dx \\ \text{i.e.: } W(F) \geq W(G) \forall W \in \mathcal{W}_2 \end{aligned}$$

considerando m grupos dentro del total de la población ordenados en descendiente orden de necesidad y siguiendo la notación habitual.

El protocolo que determinan los teoremas de la dominancia se ha utilizado en numerosos estudios para comparar distribuciones en diferentes países. Entre los más exhaustivos por el número de casos analizados se encuentran, por ejemplo, Kakwani (1984) o Lowell (1998).¹²⁴ Asimismo, este esquema se aplica con frecuencia en la comparación temporal de distribuciones, por ejemplo sobre la

¹²³ Incluso podría acomodarse la visión más liberal, desde el punto de vista económico, relacionada con el principio del beneficio, que consistiría en aplicar una mayor ponderación a aquellos que menos se benefician del gasto público en relación con sus ingresos.

¹²⁴ En nuestro estudio replicaremos y propondremos una extensión del análisis anterior en un capítulo posterior cuando analicemos los determinantes de la calidad medioambiental.

incidencia de reformas fiscales u otras intervenciones con efectos sobre la renta. Algunos microsimuladores incorporan estas herramientas cuando presentan los resultados de las reformas fiscales simuladas y existen asimismo programas informáticos específicos para realizar estas valoraciones.¹²⁵

Esta metodología de elección social a través del análisis de dominancia puede enriquecer el análisis de la incidencia de los tributos medioambientales, de las reformas fiscales verdes o de las reformas fiscales en general de las que los impuestos verdes formen parte y, por analogía de los efectos, a otras formas de intervención.¹²⁶ En primer lugar, un atractivo evidente de este análisis es que, cuando es operativo, permite realizar una prelación entre distribuciones en términos de bienestar de carácter robusto. Evidentemente, desde un punto de vista estático y sin considerar opciones de reciclaje ni efectos a largo plazo, los impuestos disminuyen el gasto neto o la renta disponible medios, lo que implica que la dominancia de primer o segundo orden siempre indicaría la superioridad de la distribución antes de impuestos en caso de tributos proporcionales o regresivos pero, si estos resultaran ser progresivos, no se podrían aplicar en la comparación entre las distribuciones inicial y final por no ir los efectos en la misma dirección, de forma que ya en este ámbito podrían obtenerse algunas conclusiones interesantes. Asimismo, incluso al reducirse la renta o gasto medios, podría suceder que las distribuciones antes y después de la aplicación de los tributos se pudieran ordenar atendiendo a la dominancia de tercer orden, lo que ofrece una imagen muy poderosa de los efectos de los tributos sobre el bienestar. Además, ya que los efectos pueden ser diferentes en el caso de ser aplicados a unos bienes u otros, se podrían comparar diferentes tributos. Así, una interesante aplicación podría ser comparar los efectos de diferentes accisas que tengan una recaudación y unos efectos medioambientales similares, para ponderar sus efectos sobre el bienestar. En el caso de las reformas fiscales verdes este esquema se podría aplicar para comparar los efectos sobre el bienestar de diferentes formas de reciclaje, como asimismo en el caso de reformas globales se podrían comparar diferentes alternativas que conduzcan a una misma recaudación tanto en términos distributivos como medioambientales. La dominancia secuencial puede resultar, asimismo, muy interesante en nuestro contexto. Por ejemplo, se podría identificar a los más necesitados desde esta perspectiva respecto al bien gravado. Es decir, al margen de si, por ejemplo, las familias urbanas necesitan más o menos medios que las rurales para vivir, si es cierto que en general, como veremos más adelante, éstas tienen un gasto mayor en algunos bienes

¹²⁵ Por ejemplo, el programa DAD, explicado en Duclos y Arrar (2006), es un paquete muy popular por su sencillez para realizar análisis distributivos

¹²⁶ Cualquier medida que conduzca a un incremento en el precio de algún bien o grupo de bienes se puede perfectamente analizar de forma análoga.

susceptibles de suponer una accisa medioambiental. Así, se podría aplicar la dominancia secuencial y extraer conclusiones en este ámbito, o con otras diferenciaciones sociales o demográficas.

4.1.10.5 Enfoque axiomático en la medición de la desigualdad y análisis del bienestar con índices de desigualdad

La medición de la desigualdad permite comparar los efectos de las intervenciones en una sola dimensión del bienestar, asumiendo como antes funciones de utilidad social cóncavas. Como vimos en el epígrafe anterior el análisis de la dominancia, en el contexto de la elección social, permite llegar a conclusiones más robustas y válidas para clases amplias de funciones de bienestar social mientras la ordenación que indican los índices depende del índice en particular que se utilice y sólo se considera una dimensión del bienestar. A pesar de ello, la medición de la desigualdad es interesante por sí misma y, además, el análisis de la dominancia no es operativo en todas las comparaciones entre distribuciones y, desde este punto de vista, la evaluación con índices de desigualdad, al conducir a una prelación cardinal, puede ser una alternativa si lo que deseamos es contar con un valor que permita llegar a conclusiones en todos los casos y que permita una comparación más exacta, al tratarse de un orden cardinal, que la prelación ordinal del análisis de la dominancia. Ambas perspectivas están íntimamente relacionadas pues si una distribución domina a otra se mantiene el orden de acuerdo con clases amplias de índices de desigualdad, y los más interesantes, como veremos a continuación.

La medición de la desigualdad a partir de índices se puede considerar desde un punto de vista descriptivo y desde una perspectiva normativa. El primer enfoque se basa en la construcción de indicadores que miden la diferencia existente entre la situación real del reparto de la renta y un nivel de referencia que se determine. En el segundo caso la comparación se realiza en función de determinados juicios de valor que determinan que una función de bienestar social específica se prefiera como marco de comparación respecto a otras. En ambos supuestos se suelen evaluar las propiedades de los índices en función de su cumplimiento de un grupo de axiomas, que recogen las propiedades ideales según las cuales el índice se debe comportar matemáticamente y detectar variaciones en la desigualdad en función de los cambios en el vector de rentas que representa la distribución.

Exigir el cumplimiento de unos principios básicos, que tengan un contenido razonable y que sean intuitivos desde el punto de vista económico, es necesario para medir la desigualdad con rigor científico. En cierto sentido, en el diseño de un índice de desigualdad existe un intercambio entre su simplicidad y el cumplimiento de otras

propiedades deseables. Por esta razón, detrás de la expresión concreta de un índice, y en virtud de los axiomas o principios que en él se reflejen y, en última instancia, de su expresión matemática, existe una idea sobre qué debe medir el indicador y cómo debe variar, por lo que la superioridad de un índice o una clase de indicadores respecto a otros dependerá del objetivo del estudio y de las dimensiones de la desigualdad a las que el investigador de prioridad.

La formulación de las medidas puede afectar al resultado de tal modo que la desigualdad estimada puede, por ejemplo, incrementar si se mide con un indicador y no con otro, por lo que resulta conveniente recurrir al análisis de la ordenación parcial para realizar una prelación de situaciones de desigualdad de acuerdo con distintos índices agrupados en función de su cumplimiento de ciertos axiomas básicos. Este enfoque permite superar la limitación de aquellas situaciones en las que diferentes índices no indican una misma ordenación de las distribuciones que se estén comparando, consiguiendo así resultados más informativos.

En los estudios sobre desigualdad se han propuesto diversos principios que inspiran el diseño de los indicadores a algunos de los cuales hemos hecho referencia en el contexto de la elección social con el análisis de dominancia del epígrafe anterior. Por ejemplo, en primer lugar, que el valor que tome el índice sea el mismo en el caso de comparar dos distribuciones que tengan un patrón de desigualdad idéntico, aunque el tamaño de la población considerada sea diferente y, en segundo lugar, que dicho valor permanezca constante ante un simple cambio de posición de los datos en el vector de rentas, se postula en los axiomas de *invarianza ante replicación* y de *simetría*. La *invarianza ante replicación*, axioma que se identifica con el *principio de la población*, hace posible la comparación de muestras o poblaciones de distinto tamaño y la condición de *simetría* se corresponde con el *principio del anonimato* por el cual el bienestar social no varía ante permutaciones de los receptores de renta. Los axiomas de *invarianza de escala* e *invarianza ante traslación* implican, respectivamente, que la medición de la desigualdad no cambia si todas las rentas se escalan por idéntico factor, es decir ante cambios equiproporcionales, o si se les suma o resta una cantidad uniforme, i.e. ante cambios absolutos. El axioma de la *separabilidad* supone que los índices puedan ser expresados como la suma de subíndices calculados para grupos más pequeños dentro de la población, lo que posibilita el estudio de perfiles de desigualdad. El *principio de transferencias*, popularmente conocido como Pigou-Dalton, establece que cualquier transferencia regresiva aumenta la desigualdad y así lo debe reflejar el índice (si el indicador es normativo diríamos que una transferencia regresiva reduce el bienestar social). En su versión fuerte se denomina *principio de transferencias decrecientes* y, como vimos en el epígrafe anterior, tiene importantes repercusiones en el análisis de la dominancia de tercer orden e implica que el cambio que se refleje en la desigualdad como consecuencia de la transferencia depende únicamente de la distancia *relativa* entre los individuos implicados. Así, por ejemplo,

una transferencia igual entre dos personas situadas de forma contigua en la distribución que no suponga una permutación entre los implicados (i.e. no superior a la mitad de la brecha de renta entre ellos) implica una mayor reducción en la desigualdad cuanto más bajas sean dichas rentas

Una importante categoría de axiomas son los que definen el grupo de los denominados *índices de desigualdad relativa*: el de *simetría*, el de *transferencias* y el de *invarianza de la escala*. Lo que hace a esta clase de índices especialmente interesante es que son aquellos indicadores que postulan el mismo orden que el que se deduciría por la comparación de curvas de Lorenz. La *dominancia en el sentido de Lorenz*, que implica que hay menos desigualdad en la situación en que la curva de Lorenz quede más cerca de la equidistribución en todos los cuantiles, señalaría idéntica prelación que los *índices de desigualdad relativa*, si bien la ordenación de Lorenz es parcial (si las curvas se cruzan no se puede afirmar cuál es la distribución con mayor desigualdad) mientras que en el caso de los índices de desigualdad la ordenación es completa ya que concentran toda la información en un número. Es importante señalar que la curva de Lorenz no nos informa de cuanto se reparte, sino simplemente de cuanto se aproxima la distribución a la situación de igualdad perfecta, por lo que la dominancia en el sentido de Lorenz no se interpreta como superioridad en términos de bienestar, a menos que la igualdad sea el único factor que se tenga en cuenta en el análisis.

El índice de Gini, asociado a la curva de Lorenz, pertenece a esta clase y simplemente indica el grado en que se separa la curva de Lorenz de la equidistribución. De forma muy sencilla, el índice de Gini (G) se expresa como el cociente entre el área comprendida entre la curva y la bisectriz (A) y el área total por debajo de ésta (A+B). Gini está acotado entre un valor máximo igual a 1, que indica una situación de total desigualdad y un mínimo de 0, que se corresponde a la distribución totalmente igualitaria. Así, formalmente y siguiendo la notación habitual, el índice se puede expresar alternativamente como:

$$G = \frac{A}{A+B} = 2A = 1 - 2B = 1 - 2 \int_0^1 L(p) dp$$

El coeficiente de Schutz mide la distancia entre la curva de Lorenz y la equidistribución en el punto en que la curva más se aleja de ésta, es decir en el punto medio de la distribución, y tiene una interpretación intuitiva muy interesante: mide la proporción del nivel total de renta que sería necesario que los que están por encima de la media transfirieran a los que se encuentra por debajo para alcanzar la total igualdad. Sin embargo este índice, como los relacionados con el recorrido que veremos más adelante, no satisface el *principio de transferencias* en ninguna de sus versiones.

La fácil identificación gráfica del indicador es una de las razones de su gran popularidad en el análisis práctico de la desigualdad. Aunque su interpretación no es inmediata, se relaciona de forma directa con la curva de Lorenz y al ser un índice de la clase de desigualdad relativa cumple un grupo de axiomas conveniente y, asimismo, está convenientemente acotado y satisface *el principio de población*, lo que resulta muy operativo en términos prácticos. Otros índices de desigualdad más simples, los típicos estadísticos que miden la dispersión en las poblaciones, son inferiores al índice de Gini en cuanto al cumplimiento de las propiedades anteriores. Por ejemplo, aunque la varianza es sensible a las transferencias e invariante ante cambios de escala y ante traslación (en este último caso a diferencia de Gini), no satisface *el principio de población*, depende de las unidades de medida y no tiene límite superior. La varianza relativa, que si está acotada al ser el resultado de dividir la varianza entre su valor máximo, tampoco es invariante ante replicación. El coeficiente de variación, que si es adimensional, no tiene límite superior, no respeta *el principio de población* y su interpretación no es evidente por lo que no es inmediato saber cuál debe ser un nivel adecuado en cada caso en particular. El recorrido, que simplemente detrae el valor de renta más bajo del más alto, depende de las unidades de medida, aunque a veces se expresa dividido entre la media y de esta forma se acota entre 0 y el número de observaciones, pero es una medida de desigualdad ciertamente limitada al no cumplir *el principio de transferencias* ya que sólo tiene en cuenta lo que sucede en dos puntos de la distribución.

Existen otros índices muy ilustrativos y fáciles de interpretar, que se utilizan también con frecuencia en los últimos años y que se relacionan con el recorrido, con el que comparten la limitación de no reflejar *el principio de transferencias* de forma general (a menos que se produzca entre los puntos considerados en el indicador). Existen dos categorías relacionadas: los *ratios del recorrido inter-cuantílico* y los *indicadores de proporción del cuantil del ingreso*. En los primeros se divide el valor de la renta en un cierto cuantil (igual o superior a su valor mediano) entre su valor en un cuantil inferior y normalmente se expresan en valores de la renta en un determinado percentil: $P(\text{percentil superior}) / P(\text{percentil inferior})$. Entre los más populares están el P95/P5, el P90/P10, el P90/P50 y el P50/P10. Su interpretación es muy sencilla y elimina datos aberrantes en ambos sentidos ya que refleja cuántas veces es mayor el ingreso de la persona que es más rica que el 95% más pobre de la población, o que el 90 o 50% en los ejemplos anteriores, respecto de la persona que tienen más ingresos que el 5, el 10 o el 50% de los que tienen menos en cada caso. El segundo conjunto de indicadores refleja el porcentaje acumulado de renta que tiene un grupo situado al final de la distribución respecto a uno situado en la primera mitad. Se denotan normalmente en quintiles (*quintil shares*) y el más popular, aunque hay otras versiones, es el S80/S20, es decir, la comparación entre el trozo de pastel que posee del último quintil respecto del primero.

Estas dos clases de indicadores reflejan las diferencias entre los grupos situados en los extremos de la distribución, lo que puede resultar interesante si nos preocupa, como un problema en sí mismo, no sólo la situación de los más desfavorecidos o la desigualdad en general sino también la brecha entre las clases sociales. Este tipo de consideraciones implica también la decisión de qué niveles elegir para fijar las demarcaciones y aunque, como hemos indicado, se suelen utilizar deciles y quintiles, la dinámica de la desigualdad en los últimos años ha propiciado que muchos estudios restrinjan el análisis al grupo del 1% más alto e incluso menores porcentajes.¹²⁷

Los ratios del recorrido intercuantílico suelen ser menores que los indicadores paralelos de proporción del cuantil ya que no tienen en cuenta la desigualdad por encima y por debajo del nivel de referencia pero, a cambio, eliminan los datos muy extremos que pueden sesgar los resultados. Un índice relacionado con los indicadores de proporción del cuantil y con cierto predicamento en los últimos años es el índice de Palma¹²⁸ que compara el porcentaje de renta del 10% más rico con el del 40% más pobre. Este indicador es interesante ya que, como plantea Palma (2011) y se ha comprobado empíricamente por Cobham y Sumner (2013), la situación en el medio de la distribución no cambia demasiado ni entre países ni en el tiempo y que realmente las diferencias se explican en los extremos, por lo que el Palma y el Gini contienen similar información, siendo el Palma más sencillo de entender.

A pesar del uso muy extendido de los índices anteriores, las propiedades de Gini lo hacen superior principalmente por ser sensible ante las transferencias y porque recoge información de todo el vector de rentas. Esta propiedad resulta muy conveniente cuando se analizan los efectos de políticas fiscales, o con efectos distributivos en general, ya que los índices anteriores no son sensibles a los cambios en el medio de la distribución y, particularmente, los índices de recorrido intercuantílico podrían incluso aumentar ante una transferencia progresiva desde la parta más alta del cuantil de referencia y la más baja.

El índice de Gini, sin embargo, no es aditivamente separable ni cumple el *principio de transferencias decrecientes* ya que es más sensible ante una transferencia desde

¹²⁷ En este ámbito se han escrito influyentes trabajos en los últimos años, como por ejemplo, Atkinson et al. (2009). Asimismo existen índices que miden la polarización en particular, de forma diferenciada a la desigualdad, y otros fenómenos relacionados, como la reducción de la clase media, como por ejemplo los revisados en Duclos et al. (2004).

¹²⁸ La popularidad de este índice se refleja en que ya se informa específicamente sobre el mismo en el Informe de desarrollo humano 2014.

un individuo más rico a uno más pobre si están situados hacia el medio de la distribución que si pertenecen a cualquiera de los dos extremos.¹²⁹ Por esta razón se han propuesto otros indicadores más apropiados para realizar el análisis de desigualdad cuando sea relevante considerar grupos diferenciados por características demográficas o socioeconómicas o interese reflejar el *principio de transferencias* en su versión fuerte. Una de las familias paramétricas de índices que cumplen esta propiedad, junto a las que asimismo les cualifican como índices de desigualdad relativa,¹³⁰ son los índices de entropía entre los que se encuentra el índice de Theil, uno de los más utilizados en los estudios empíricos. La entropía o desorden que miden estos indicadores es la separación de la distribución de la total igualdad que, como en el caso de Gini, es la referencia en la comparación. Estos índices son más complicados matemáticamente y remitimos a los manuales sobre medición de la desigualdad para una explicación detallada.¹³¹ De forma muy sucinta, la clase de índices de entropía $E(\alpha)$ para valores del parámetro α positivos y distintos de cero y uno (ya que para valores negativos del parámetro el índice es indeterminado si algún elemento del vector de rentas es cero mientras que el índice no está definido cuando toma los valores 0 o 1) se corresponde con la expresión siguiente:

$$E(\alpha) = \frac{1}{n\alpha(\alpha - 1)} \sum_i \left[\left(\frac{x_i}{\mu} \right)^\alpha - 1 \right]$$

con la misma notación que venimos utilizando. El valor del parámetro α determina a qué valores de la distribución de rentas se otorga más peso en el índice: cuanto mayor sea el parámetro más sensible será el índice ante cambios en la parta alta de la distribución. En los casos particulares en que tome los valores cero o uno, las expresiones correspondientes que se aplican son:

$$E(0) = - \frac{1}{n} \sum_i \ln \left[\frac{x_i}{\mu} \right]$$

y

¹²⁹ Como señala Atkinson (1970), esto se debe a que en el índice de Gini el peso que se da a una transferencia depende de la diferencia de las frecuencias acumuladas y, en las distribuciones *típicas* esto implica que los cambios son más rápidos en el centro que en los extremos.

¹³⁰ Nótese que los índices de entropía, al igual que el índice de Gini, no son invariantes ante traslación.

¹³¹ Una excelente explicación de los índices de entropía se recoge, por ejemplo, en Cowell (2000), texto que hemos tenido parcialmente como referencia en esta parte del trabajo. En este trabajo se explica, partiendo de las aportaciones de Theil, como surge la aplicación del concepto de entropía, relacionado con la teoría de la información, al análisis de la desigualdad. Una aplicación de estos índices especialmente pedagógica se encuentra en Giovanni y Liberaty (2006)

$$E(1) = \frac{1}{n} \sum_i \left[\frac{x_i}{\mu} \right] \ln \left[\frac{x_i}{\mu} \right]$$

denominados, respectivamente, la desviación logarítmica media y el índice de entropía de Theil, propuesto en Theil (1967).¹³² En ambos casos, sin embargo, se plantea el problema de indeterminación en caso de rentas nulas que suele resolverse asignando un valor *pequeño* de renta en esas observaciones. Los índices de esta clase tienen todos cero como límite inferior mientras que el valor superior depende del valor del parámetro α ; por ejemplo en el caso de Theil es el logaritmo neperiano de n . Con el objeto de homogenizar estos valores, como hemos visto en casos anteriores, los índices se pueden definir de forma relativa dividiéndolos entre su límite superior, de forma que sólo varíen entre cero y uno.

Los índices de entropía tienen una ventaja adicional respecto de otros índices de la categoría de índices relativos ya que satisfacen el principio de transferencias en su versión fuerte. Esta propiedad los hace particularmente atractivos, tal y como explica Cowell (2000), ya que permite ordenar todas las posibles distribuciones sin ningún tipo de ambigüedad, además de por sus propiedades cardinales y por ser aditivamente separables, lo que posibilita análisis más informativos por grupos de población o renta.

Estos índices son, como ya hemos señalado, aditivamente separables, lo que supone que si interesara diferenciar entre grupos de población sea posible calcular lo que cada uno de ellos aporta a la desigualdad globalmente considerada. Esta propiedad resulta especialmente atractiva en el tema de la incidencia fiscal de los tributos medioambientales ya que, en función de su hecho imponible, pueden afectar con diferente intensidad a distintos grupos de la población dependiendo de ciertas características socioeconómicas y demográficas. La separabilidad del indicador supone que la desigualdad se puede descomponer en dos partes: la que existe *dentro* de cada uno de los grupos y la que existe *entre* ellos.¹³³ Así, tal y como se expresa en Giovanni y Liberaty (2006), si se divide a la población de n individuos en m grupos cuyo elemento k -ésimo tiene una media igual a μ_k así como un índice

¹³² Estas expresiones se derivan aplicando la regla de L'Hôpital

¹³³ La varianza es asimismo perfectamente separable i.e. no queda ningún resto en la descomposición. El índice de Gini no lo es en general, sólo en el caso en que la posición relativa de cada individuo en la distribución de cada grupo sea la misma en la distribución completa. En caso contrario aparece un residuo en la descomposición que, por otra parte, si informa de la cantidad de desigualdad debida al efecto de *reranking*, lo que puede interesar asimismo si este efecto del cambio en la desigualdad es acusado en particular en función del grupo a que se pertenezca u otras cuestiones relacionadas con la dimensión horizontal de la equidad. Una referencia fundamental en este tema es el trabajo de Lambert y Aronson (1993); en Giovanni y Liberaty (2006) se realiza un ejemplo muy clarificador sobre el cálculo de los distintos componentes en Theil y Gini. .

de Theil asociado T_k , el índice para el conjunto de la población se puede expresar como:

$$Theil = \sum_{k=1}^m \left(\frac{n_k \mu_k}{n \mu} \right) T_k + \sum_{k=1}^m \frac{n_k}{n} \left(\frac{\mu_k}{\mu} \right) \ln \left(\frac{\mu_k}{\mu} \right)$$

representando el primer sumando la desigualdad dentro de cada grupo y el segundo la intergrupo.

Es interesante señalar que, si fuera de interés para el estudio, se pueden asimismo descomponer de forma relativamente fácil los índices de Gini y Theil por fuentes de renta, para estimar si esta diferenciación es importante para explicar el patrón de desigualdad o si sus cambios suponen mayores variaciones en función del origen de la renta. De nuevo, esta información puede resultar relevante para estimar si, ante un aumento de la desigualdad derivado de la implementación un tributo medioambiental o una reforma fiscal en que se contenga, la participación en la desigualdad total por fuentes de renta (incluso por sectores económicos) cambia en uno u otro sentido, lo que indicará si el tributo ha afectado más a unas rentas u otras y en qué sentido.

Los índices de desigualdad permiten, en términos generales, una ordenación completa de distribuciones de acuerdo con su desigualdad, sin embargo la medición del bienestar exige dar un paso más allá. Esta es la idea detrás del análisis de dominancia que hemos analizado en el epígrafe anterior: lo que nos importa cuando repartimos el pastel es su tamaño y cómo se dividen los pedazos o, en otras palabras, el bienestar social depende de cuánto hay para repartir pero también de cómo se reparte. Existen índices de desigualdad con una mayor carga normativa, en los que un juicio de valor más preciso está implícito ya que se asumen funciones de bienestar social concretas. Este tipo de índices permiten realizar una ordenación completa del bienestar, que no deje lugar a indeterminaciones como vimos que ocurría en ocasiones en el análisis de la dominancia, y que es además cardinal, al resumir toda la información en un solo número. Resulta, sin embargo, más débil que el análisis de dominancia ya que en éste apenas se imponen restricciones a las funciones de bienestar social y es por tanto válido para una clase amplia de las mismas.

Entre estos indicadores normativos destaca el índice de Atkinson. Esta clase de índices se basa en el concepto de *renta equivalente igualmente distribuida* (EID), aquel nivel de renta que, repartido de forma igualitaria entre todos los individuos, generaría el mismo bienestar, medido por la utilidad media, que la distribución real

efectiva contenida en el vector de rentas.¹³⁴ Formalmente, el índice de Atkinson se relaciona con funciones de bienestar social aditivamente separables de forma que el bienestar asociado a una distribución F se corresponde con la siguiente expresión (siguiendo la notación de Lambert, 2001) en su versión continua y discreta:

$$W_F = \int U(x)f(x)dx = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n U(x_i) = U(\xi_F)$$

en la que el parámetro ξ representa la renta EID. Si asumimos que la función es creciente y cóncava se cumple que la renta EID es estrictamente menor que la renta media de la distribución. Así, si definimos C_F como la diferencia entre la renta media real y la renta EID:

$$C_F = \mu_F - \xi_F$$

se puede estimar de forma sencilla el coste asociado a la desigualdad de la distribución o, en otras palabras, la renta por cada miembro de la población que se podría sacrificar sin ningún coste de bienestar si hubiera un reparto igualitario. Multiplicando C_F por la población total se obtiene el coste global de la desigualdad. Cuanto menor sea la renta equivalente respecto de la renta media real más aversión a la desigualdad estará implícita en la función de bienestar social.

El índice de Atkinson mide la proporción de la renta total que estaría la sociedad dispuesta a sacrificar para obtener la igualdad:

$$A(\varepsilon) = 1 - \frac{\xi_F}{\mu_F}$$

La función de utilidad en el modelo de Atkinson, a partir de la que se calcula la renta EID, se define en función de los valores que se den al parámetro que cuantifica la aversión a la desigualdad, ε . Formalmente, las expresiones de Atkinson de las funciones de utilidad individuales para valores de ε diferentes a la unidad e iguales a ésta son, respectivamente:

$$U(x_i) = \frac{x_i^{1-\varepsilon}}{1-\varepsilon}$$

y

¹³⁴ Obviamente, si se ha utilizado una variable de gasto para medir el bienestar la medida es el gasto equivalente igualmente distribuido

$$U(x_i) = \log x_i$$

Teniendo en cuenta que la función de bienestar social asociada a la renta EID es igual a la que se deriva de la situación real, se puede derivar la expresión equivalente de la rentas EID y calcular el índice de Atkinson de acuerdo con la expresión anterior:

$$A(\varepsilon) = 1 - \left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \left(\frac{x_i}{\mu_F} \right)^{1-\varepsilon} \right)^{\frac{1}{1-\varepsilon}}$$

Para valores positivos del parámetro la función tiene como característica principal que el bienestar social aumenta más ante incrementos en la renta cuanto más cerca del comienzo de la distribución se produzcan: al derivar la función de bienestar social respecto de la renta la primera derivada es positiva y la segunda negativa. Con valores de ε igual a cero no existe aversión a la desigualdad y la función de bienestar social es puramente utilitarista mientras que a medida que aumenta ε más peso se otorga a las variaciones de renta de los que tienen menos y según tiende a infinito más se aproxima a la función de utilidad rawlsiana.¹³⁵

Teniendo en cuenta que la utilidad con la renta EID es igual a la que efectivamente se alcanza es sencillo expresar el nivel de renta EID correspondiente a una distribución determinada y calcular su valor y el del índice de Atkinson para diferentes valores de epsilon. Se puede, además, demostrar que una variación del índice de Atkinson pertenece a la clase de índices de entropía.¹³⁶

En el tema de la medición de la desigualdad, como en muchas otras áreas del análisis económico, la elección del índice o índices en cada caso debe responder a las necesidades del estudio y a las propias convicciones del investigador sobre las dimensiones más relevantes del problema, y además tener unas propiedades formalmente adecuadas, como ya vimos. En este sentido, la sencilla interpretación de los índices de recorrido intercuantílico y de proporción del cuantil resultan muy atractivos para tener una idea inicial de la situación y para reflejar asimismo de forma muy intuitiva la brecha entre grupos de renta. El índice de Gini y el resto de

¹³⁵ Los microsimuladores suelen incorporar estas medidas en su análisis de bienestar, y consideran diferentes valores para el parámetro de aversión a la desigualdad. Aunque pudiera parecer que la elección del parámetro es muy determinante en cuanto a las conclusiones, por la misma razón podemos estar seguros de los efectos si encontramos que la desigualdad aumenta con valores pequeños del parámetro.

¹³⁶ En este sentido, de nuevo, recomendamos la lectura de Lambert (2001) en este punto.

indicadores de desigualdad relativa tienen interesantes propiedades al satisfacer los axiomas de simetría y de transferencias, por lo que son adecuados para reflejar el efecto de intervenciones o cualquier cambio con efectos distributivos. Gini, además, se relaciona fácilmente con la curva de Lorenz, que es un instrumento muy ilustrativo y que además sirve de base para el análisis de la dominancia que, siempre que sea operativo, conduce a resultados muy robustos.¹³⁷ Asimismo, cuando se trata de realizar un estudio de perfiles de desigualdad o si los datos disponibles se expresan con algún nivel de agregación los índices de entropía, en particular el de Theil, responden a esta necesidad al ser perfectamente separables y, asimismo, la descomposición de Gini es informativa ya que mide el efecto del *reranking*, si se produce, sobre la desigualdad. Asimismo si se desea dar una mayor ponderación a la redistribución que afecta a los primeros deciles, por ejemplo en el caso de distribuciones con desigualdad intensa o pobreza grave, el índice de Gini u otros de los explicados anteriormente no son los más adecuados. Los indicadores normativos como el de Atkinson, sin embargo, si responden a esta necesidad y sirven asimismo para realizar comparaciones cardinales completas de bienestar, si bien condicionadas a la función de bienestar social que los fundamente.

Si el interés se centra en la situación de carencia de los individuos o familias que se encuentran en la peor situación de la distribución se deben calcular, adicionalmente, los índices de pobreza y de privación de los que hablaremos en el epígrafe siguiente y el equivalente del análisis de la dominancia del análisis de la curva TIP que veremos muy resumidamente asimismo en ese momento.

En los estudios que miden la incidencia de reformas fiscales se utilizan todos estos indicadores de forma generalizada como, asimismo, en los trabajos que han intentado medir los efectos distributivos de los tributos medioambientales o las reformas fiscales verdes. En Wier (2005) o en Bruha (2004) se ha calculado una variación del índice de Gini, el Gini Marginal, que se define el cambio en el índice debido a la recaudación de una cantidad adicional en impuestos medioambientales. En este caso el cambio en el índice de desigualdad sirve como aproximación a la medición de la progresividad, tema que trataremos más adelante.

En otro sentido, Jacobson et al. (2007) y Druckman y Jackson (2008) entre otros, utilizan asimismo índices de tipo Gini (AR Gini o índice Gini de área) y curvas de Lorenz para representar desigualdades en el uso de los recursos, incluidos los medioambientales, coeficiente que amplían para incorporar más criterios en Sun (2010). Volveremos sobre este tema en otras partes del estudio.

¹³⁷ Por ejemplo, Atkinson et al. (2002) recomiendan que la desigualdad se mida en la UE, a efectos comparativos, con el S80/S20 en un primer nivel, complementados con el P90/P10 y el Gini en un segundo estadio.

4.1.10.6 Progresividad y redistribución: medición de los efectos de las políticas fiscales sobre la equidad horizontal y vertical

El diseño de los tributos y, en particular, la naturaleza de su hecho imponible y la estructura de su tarifa determinan si su carácter es progresivo, proporcional o regresivo, como hemos subrayado en diversas partes de este capítulo. Básicamente, un impuesto es progresivo si su tipo medio crece en relación al nivel de renta al que se aplica y regresivo en caso contrario. En otras palabras, un impuesto progresivo, por comparación a otro proporcional que recaudara lo mismo, es redistributivo y reduce la desigualdad mientras que uno regresivo la incrementa.

Aunque son dos conceptos íntimamente relacionados, es interesante distinguir la progresividad de los impuestos de su equidad vertical: un impuesto es equitativo verticalmente si conduce a la distribución que se considera socialmente óptima mientras que es progresivo si la desigualdad decrece tras su aplicación. Estas consideraciones tienen una estrecha relación con el tema del análisis de la dominancia que hemos revisado en epígrafes anteriores en el sentido de que una reducción en la desigualdad no siempre implica un incremento en el bienestar si la función de utilidad social abreviada que se aplica tiene entre sus argumentos el nivel de renta medio, además del indicador de igualdad, para reflejar también los costes en eficiencia que alguna intervención pública pudiera suponer. Por esta razón volvemos a insistir en la potencialidad del análisis de la dominancia para extraer conclusiones más robustas sobre los efectos de las políticas fiscales o de cualquier otro tipo con efectos sobre el bienestar. En cualquier caso, cuando los indicadores que miden la naturaleza de los tributos detecten una reducción en la desigualdad la identificaremos con un cambio en la equidad vertical como es habitual.

El estudio sobre el carácter progresivo o regresivo de los tributos resulta en sí mismo interesante porque nos permite conocer con más precisión cómo afecta la estructura impositiva a la desigualdad lo que contribuye a tener una idea más clara de sus efectos. En el caso concreto de la implementación de los impuestos medioambientales preocupan en particular sus posibles efectos regresivos por la naturaleza de los bienes a los que se suelen aplicar. La medición de estos aspectos resulta complementaria a los análisis que hemos revisado anteriormente y, como veremos a continuación, aplica muchas de las herramientas derivadas de ellos. Por este motivo hemos ubicado en esta posición dentro del capítulo la medición de la progresividad/regresividad de los tributos medioambientales. El estudio de la naturaleza de los impuestos y sus efectos sobre el bienestar se ha aplicado fundamentalmente al estudio de los efectos de los impuestos directos, particularmente de la renta, pero los conceptos principales y las herramientas de medición son fácilmente trasladables al análisis de la imposición indirecta y, en particular, a la de las accisas.

Antes de proseguir debemos recordar brevemente algunos de los comentarios que realizamos al exponer las consecuencias de elegir una variable de gasto o de ingreso como indicativas del bienestar. Como vimos en su momento, utilizar una variable de renta permanente implica resultados bastante menos regresivos, en general, e incluso progresivos si se aplica la diferenciación de tipos en los productos adecuados. Sin embargo, las accisas medioambientales, al recaer sobre bienes con baja elasticidad precio y renta, podrían tener resultados muy regresivos incluso si considera el gasto como variable indicativa lo que, como ya señalamos, en el caso de detectarse afectaría a la aceptación del tributo por sus efectos sobre el bienestar social. Las medidas que explicamos a continuación se pueden aplicar indistintamente en ambos casos por lo que en su explicación, en términos generales, nos referiremos genéricamente a la renta como variable indicativa. Del mismo modo, haremos referencia a la progresividad de los tributos sobrentendiendo que la regresividad simplemente se analiza como la situación opuesta en sus efectos.

La progresividad de un impuesto implica que se reduce la desigualdad una vez ejecutado lo que, como señala Lambert (2001), sucede si los impuestos se distribuyen de forma más desigual que las rentas sobre las que se aplican o sobre las que medimos el bienestar. Así, un impuesto progresivo provoca dos efectos: uno de tipo redistributivo (hace más igualitaria la distribución) y otro que induce a la desproporcionalidad (las cargas se distribuyen de forma desigual). Las medidas de progresividad reflejan los cambios en uno o ambos de los efectos anteriores.

Existen dos tipos de indicadores de progresividad: los locales o estructurales y los globales o índices de progresividad efectiva (también denominados genéricamente índices de progresividad). Los primeros se analizan a lo largo de la tarifa del impuesto y, como señala Albi (2009), miden la progresividad implícita en la estructura concreta del impuesto por lo que el que un diseño impositivo se considere progresivo no depende de la concreta distribución sobre la que es aplicado. Son locales porque se definen en cada punto de la tarifa y, por lo tanto, es posible que tengan una u otra naturaleza en función del punto en concreto en que se evalúen. En este sentido, aunque son más robustos, sólo conducen a ordenaciones parciales, por lo que suelen utilizarse más los índices globales. Éstos, como diferencia principal, son índices que se aplican sobre la distribución ex-post, por lo que las conclusiones sobre la progresividad de un impuesto pueden cambiar en función de la distribución sobre la que se evalúen y pueden contradecirse entre sí, pero siempre implican una ordenación de las situaciones y conceptualmente son atractivos ya que se basan en los efectos distributivos que se provocan. .

Si denotamos $t(x)$ el tipo medio del impuesto y $t'(x)$ el tipo marginal, las tres medidas más importantes dentro de los indicadores locales son la progresión del tipo medio, la progresión de la carga (de la elasticidad de los impuestos pagados

respecto de la renta antes de impuestos) y la progresión residual (de la elasticidad de la renta después de impuestos respecto de la renta antes de impuestos),¹³⁸ cuyas condiciones para la progresividad son respectivamente:

$$PTme = \frac{d \left[\frac{t(x)}{x} \right]}{dx} = \frac{t'(x) - t(x)}{x} > 0$$

$$PC = \frac{dt(x)}{dx} \frac{x}{t(x)} = \frac{t'(x)}{t(x)} >$$

$$PR = \frac{d [x - t(x)]}{dx} \frac{x}{x - t(x)} = \frac{1 - t'(x)}{1 - t(x)} < 1$$

aunque normalmente en este último caso se invierte la expresión, para reflejar un aumento de la progresión cuando aumente el indicador como $\frac{t'(x)-1}{t(x)-1} > 1$

Como señala Lambert (2001), la PC y la PR cuantifican a su modo la relación entre el tipo marginal y el medio, lo que puede conducir a una diferente ordenación parcial. Si la estructura tarifaria de un impuesto se hace más progresiva se refuerza el efecto redistributivo (aumentando la PC de forma que, al ser el tipo marginal mayor que el medio, se contribuya a la igualación de rentas) y se desviaría más de la proporcionalidad (aumentando la PR de forma que cuanto más se incremente la renta menos lo haga la renta después de impuestos, reflejando así que las cargas se distribuyen más desigualmente que las rentas sobre las que son aplicadas).

Las medidas globales también reflejan estos efectos. Así, siguiendo una notación habitual, sean L_X y L_{X-T} las curvas de Lorenz correspondientes a la distribución antes y después de la aplicación del impuesto respectivamente, y L_T la curva de Lorenz del impuesto (con índices de Gini G_X , G_{X-T} , y G_T asociados) y sean C_{X-T} la curva de concentración de la renta después de impuestos respecto de la renta antes de impuestos y C_T la curva de concentración de las cuotas impositivas o del impuesto con respecto a la renta antes de impuestos, (con índices de concentración de la renta después de impuestos y del impuesto IC_{X-T} e IC_T respectivamente).¹³⁹ El

¹³⁸ Nótese que la progresión del tipo marginal no es condición necesaria para la progresividad

¹³⁹ En las curvas de Lorenz la variable focal, la variable de interés, es la misma que la variable rank, o la que sirve para ordenar la población mientras que en las curvas de concentración la variable focal es diferente de la variable rank. Por ejemplo, en la curva de Lorenz las familias se ordenan por renta y se calcula qué porcentaje de la renta total tiene cada grupo de renta acumulado, mientras que la curva de concentración, que ordena de acuerdo a otra variable (por ejemplo en función del gasto en algún bien) indica qué porcentaje de la renta total tienen cada uno de los grupos que se van acumulando en función del gasto en el bien señalado. Obviamente, la curva de concentración va siempre por encima o coincide con su Lorenz asociada y, si los grupos ordenados por renta coinciden con la ordenación alternativa, se superponen. Por ejemplo, en el tema de la progresividad,

teorema de Fellman-Jakobson relaciona la progresividad y la desigualdad del siguiente modo:

$$\frac{d \left[\frac{t(x)}{x} \right]}{dx} = > 0 \Leftrightarrow L_{X-T} \geq L_X \geq L_T$$

Este resultado recuerda en cierto sentido a las condiciones de dominancia de Lorenz, de forma que si la curva de Lorenz de las rentas antes de impuestos queda por encima de la curva de Lorenz del impuesto (o de la curva de concentración del impuesto asociada) el tributo es progresivo. De forma similar, en este caso, si las curvas se cruzan no se puede plantear una conclusión inequívoca, situación que los índices globales pueden resolver de forma similar a los índices de desigualdad en la comparación de distribuciones.

Así, a partir del resultado anterior se han establecido diferentes índices de progresividad. Analizaremos los que se utilizan más habitualmente en los ejercicios de incidencia impositiva y en los microsimuladores. Las primeras propuestas en este sentido son índices que evalúan solamente el efecto redistributivo, es decir se comparan índices de desigualdad antes y después del impuesto. Entre estos los populares índices de Reynolds-Smolesky y de Musgrave-Thin, cuyas expresiones y condiciones de progresividad son, respectivamente:

$$I_{R-S} = G_X - IC_{X-T} = 2 \int_0^1 [C_{X-T}(p) - L_X(p)] dp > 0$$

$$I_{M-T} = \frac{1 - G_{X-T}}{1 - G_X} > 1$$

las curvas de concentración ordenan a las familias por la renta antes de impuestos y calculan la proporción de la renta después de impuestos (o las cuotas) que se les asigna cumulativamente. Si no hay reranking, es decir, si la ordenación de acuerdo con la renta antes de impuestos es exactamente la misma que la realizada con la renta después de impuestos, la curva de Lorenz después de impuestos y la de concentración asociada coincidirían, así como las asociadas a las cuotas. Nótese que la curva de concentración del impuesto va por debajo de la curva de Lorenz asociada en el caso de impuestos progresivos, coincidirá en el caso de proporcionales e irá por encima para los regresivos, pudiendo asimismo estar por encima de la diagonal en el supuesto de impuestos muy regresivos. El índice de concentración asociado varía, por lo tanto, entre -1 y 1, con mayores valores asociados a más progresividad. La comparación de curvas de Lorenz e índices de concentración se utiliza también en algunos de los estudios que revisaremos analizando de forma separada la contribución de cada uno de los efectos de una política que se manifieste en diferentes escenarios, por ejemplo en los mercados de bienes y de factores, en el resultado final sobre el nivel de desigualdad.

Es importante señalar que en estos indicadores se puede confundir el efecto redistributivo con la progresividad en su conjunto: por ejemplo, podrían aumentar si el tipo medio aumentara en igual proporción en todos los tramos, porque se reduciría la desigualdad, pero la derivada del tipo medio con respecto a la renta permanecería constante, la tarifa no sería en realidad más progresiva aunque el tipo medio hubiera cambiado. Los indicadores anteriores se deben, por lo tanto, considerar índices que miden el efecto redistributivo. Los índices de progresividad miden, además, el reparto de la carga tributaria por niveles de renta y detectan una mayor progresividad cuanto más se desvíe el resultado de la proporcionalidad. Entre ellos dos indicadores muy utilizados en la medición de la progresividad, también en la fiscalidad medioambiental, se encuentran el índice de Kakwani y el de Suits. El índice de Kakwani se puede expresar como:

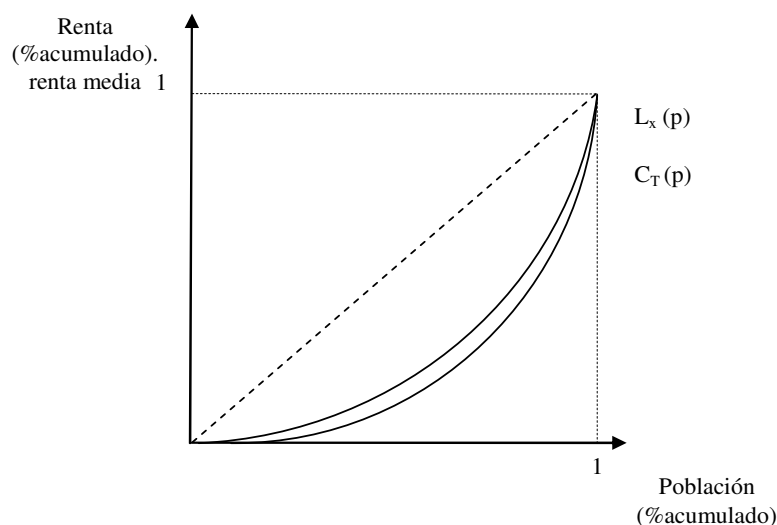
$$IP_{KAK} = IC_T - G_X = 2 \int_0^1 [L_X(p) - C_T(p)] dp$$

Si representamos gráficamente ambas curvas podemos comprobar que el índice de Kakwani se halla de forma muy sencilla como el doble del área comprendida entre las curva de Lorenz antes de impuestos y la curva de concentración del impuesto.¹⁴⁰ Cuanto mayor sea dicha área mayor es la desviación de la proporcionalidad y, como consecuencia, mayor la progresividad.

¹⁴⁰ En estas expresiones es importante recordar que, en ausencia de reranking las curvas de concentración coinciden con la de Lorenz y, por ejemplo, el índice de Kakwani se expresaría como:

$$IP_{KAK} = G_T - G_X = 2 \int_0^1 [L_X(p) - L_T(p)] dp$$

Gráfico 4.4. Curvas de Lorenz y de concentración del impuesto (impuesto progresivo)



El índice es igual a cero en caso de impuestos proporcionales, dos veces el área entre la curva de Lorenz de rentas brutas y la curva de concentración del impuesto en impuestos progresivos y menos dos veces el área anterior en impuestos regresivos, en los que la curva de concentración quedaría por encima de la curva de Lorenz (y en caso de regresividad muy fuerte incluso por encima de la diagonal).

Los índices de Kakwani y de Reynolds-Smolesky son muy utilizados y suelen incorporarse en los microsimuladores y, aunque apuntan en una misma dirección ya que valores positivos indican progresividad, al basarse en diferentes curvas de concentración la información indicada es diferente. Por ejemplo, en el índice de Kakwani el índice de concentración del impuesto puede separarse del índice de Gini de la renta antes de impuesto en el caso de un tributo muy progresivo pero de base muy estrecha mientras que el de Reynolds-Smolesky apenas variaría al definirse sobre el índice de concentración de la renta neta (que cambiaría poco). En este sentido éste último sería más indicativo de la importancia de la potencialidad redistributiva del tributo, en términos de sus efectos sobre el nivel final de renta. Esta diferenciación puede tener su importancia en el caso de las accisas medioambientales, de base normalmente estrecha y que podrían resultar regresivas. Por ejemplo, en términos comparativos puede resultar interesante para evaluar la capacidad de diferentes impuestos en cuanto a su posible reciclaje.

Por último, el índice de Suits mide también la desviación de la proporcionalidad, pero de un modo alternativo. La expresión de Suits se basa en la curva de concentración del impuesto *relativa*, que simplemente representa el porcentaje de la cuota que paga el porcentaje de población que contribuye con una cantidad igual o inferior a una determinada. Es decir, en el eje de abscisas en la curva de concentración del impuesto se ordena a la población que se va acumulando de

menor a mayor nivel de renta bruta (el primer quintil representaría al 20% de la población más pobre antes de impuestos) mientras que en la versión relativa lo que aparece es la renta antes de impuestos (el primer quintil representa el 20% de la renta total antes de impuestos sumando las rentas empezando por los más pobres, es decir, en ausencia de igualdad absoluta habrá que sumar las rentas de más del 20% de la población para ello).

Si la proporcionalidad se refleja en la curva de concentración del impuesto por superponerse a la de Lorenz antes de impuestos, en el caso de la relativa se superpondría con la diagonal, y el índice de Suits mide la separación de la curva relativa de la proporcionalidad, i.e. es en realidad el índice de concentración asociado:

$$IP_S = IC_T^{REL} = 2 \int_0^1 [q - C_T^{REL}(q)] dq$$

En este caso q representa los percentiles de renta acumulados de forma paralela a como p representa los percentiles de población acumulados. Los valores del índice varían entre -1 y 1, indicando progresividad en valores positivos, regresividad en los negativos y proporcionalidad en el cero.

Una interesante reflexión relacionada con el efecto redistributivo de las intervenciones fiscales (u otros cambios que cambien la distribución) es la separación del efecto redistributivo (ER) en su componente vertical y horizontal. Un impuesto progresivo reduce la desigualdad pero este efecto se puede rebajar si se produce inequidad horizontal, es decir, si los individuos iguales a priori son tratados de forma diferenciada por el impuesto o, en otras palabras, si se produce un *reranking*.

ER= EV-IH

En una primera línea de investigación, por ejemplo Aronson et al (1994) o Lambert y Ramos (1997), el análisis de estos efectos se basó en su medición con curvas de Lorenz y de concentración. Básicamente, el efecto redistributivo puede expresarse como la diferencia entre las curvas de Lorenz antes y después del impuesto. Si el impuesto es progresivo la segunda estará más próxima a la equidistribución. Si no se produce *reranking* la curva de Lorenz después de impuestos y la curva de concentración asociada se superponen, la ordenación de la población es la misma antes y después, pero si sí se produce la curva de concentración irá por encima al menos en algún punto de la distribución. Ordenando estas ideas, el efecto redistributivo se puede expresar como:

$$L_{X-T} - L_X = (C_{X-T} - L_X) - (C_{X-T} - L_{X-T})$$

El primer paréntesis de la expresión anterior mide la contribución del tributo a la igualación de rentas y el segundo la magnitud de la inequidad horizontal. De esta expresión se puede deducir que un impuesto progresivo podría incluso incrementar la desigualdad si el efecto del *reranking* es lo suficientemente intenso.

En una línea de investigación posterior, representada entre otros por Auerbach y Hassett (2002), se plantea la posibilidad de otorgar un peso diferente a la desigualdad local (entre iguales) de la desigualdad global (entre diferentes).

En la tributación medioambiental a través de accisas, y se mida como se mida la variable indicativa de la capacidad, se produce *reranking* de forma muy habitual, debido a que los patrones de consumo difieren no sólo en función de la capacidad económica sino de otras características relevantes. En este sentido resulta interesante el estudio con dominancia secuencial para identificar las fuentes de la desigualdad.

Los estudios sobre la incidencia fiscal de los impuestos medioambientales evalúan su potencial regresivo utilizando para ello uno o varios de los indicadores anteriores. En el caso, frecuente como veremos más adelante, de estimar la aparición de resultados regresivos se concluye que la introducción de estas medidas fiscales incrementa la desigualdad mientras que si los efectos resultan ser progresivos ésta disminuye. Este análisis puede, sin embargo, resultar insuficiente si deseamos tener una visión completa de las consecuencias sociales de las medidas. Supongamos, por ejemplo, que en los primeros deciles de renta la demanda es más sensible ante cambios en los precios de los bienes energéticos y, por tanto, se recorta más el gasto en los mismos. En este supuesto los resultados estimados serían progresivos, lo que podría *a priori* indicar la superioridad de dicho instrumento. Sin embargo, desde una perspectiva más amplia, podría suceder en realidad que las familias más pobres ajustaran su consumo de bienes necesarios hasta el punto de tener carencias importantes en bienes tan básicos como la habitabilidad de sus viviendas, mientras que familias más ricas pudieran permitirse continuar con su consumo inicial y mantener su bienestar inalterado aún después de la reforma. Asimismo, y en el supuesto de que el impuesto fuera regresivo (o incluso en algunos casos siendo progresivo de forma global) la incapacidad para ajustar el consumo en los hogares con menor capacidad económica puede estar originando o agravando una situación de pobreza. La viabilidad de las medidas, en relación con su aceptación, puede verse muy condicionada por el nivel previo de pobreza ya que incluso un impuesto regresivo pudiera ser socialmente tolerado, si se justifica

suficientemente por sus fines ecológicos, en el caso en el que la pobreza o la privación fueran reducidas o si no se viesen afectadas.¹⁴¹

Por estas razones la medición de los efectos sobre la pobreza, y sobre la pobreza energética en los impuestos relacionados con ella, permite tener una idea más precisa de los resultados y por ello creemos que resulta adecuado realizar una extensión del análisis anterior a la medición de la pobreza. Desafortunadamente, aunque si se han realizado bastantes estudios sobre pobreza energética (especialmente en el Reino Unido) son escasos los que analizan los efectos de los impuestos medioambientales en conjunto, como veremos en el análisis de los resultados en un epígrafe posterior.

4.1.10.7 Ampliación del análisis a la medición de la pobreza

El estudio de la incidencia de los impuestos no es suficiente para informar adecuadamente de los efectos de las políticas sobre la pobreza, como acabamos de ver, ya que sólo si en el grupo de familias o individuos por debajo del umbral aumenta el bienestar más en términos relativos por la aplicación de las medidas, de forma especialmente fuerte si gana más en términos absolutos, la medida tendrá un efecto positivo sobre la población con menos recursos. Por la naturaleza recaudatoria de los impuestos esto sólo es posible si los ingresos se redistribuyen de forma que los más pobres sean, en términos globales, beneficiados por las medidas. Si los efectos netos son positivos la privación, como veremos, decrecerá, pero han de ganar más asimismo en términos relativos como mínimo para que la pobreza relativa también disminuya. Esto será más probable si los impuestos son globalmente progresivos, pero no es ésta una condición suficiente, ni siquiera necesaria, ya que sólo es relevante lo que sucede en los primeros estadios de la distribución, por ello es tan interesante contar con indicadores de pobreza y privación, además de las medidas de desigualdad y progresividad.

Así, por las razones apuntadas, en el análisis de los efectos distributivos de un impuesto medioambiental o de una reforma fiscal que incluya este tipo de tributos es importante considerar de forma separada la incidencia sobre el grupo de población con menos recursos debido a la naturaleza de los bienes habitualmente sujetos a esta tributación, necesarios y con una baja elasticidad renta y precio. Los efectos sobre la pobreza, como acabamos de señalar, son interesantes en sí mismos, por lo que resulta adecuado medir, de forma específica, el efecto de las políticas

¹⁴¹ Al igual que un impuesto progresivo en términos globales podría aun así aumentar la pobreza también uno regresivo podría reducirla en función de su estructura.

fiscales, u otros instrumentos con consecuencias similares, sobre la pobreza y, en particular, si también dentro de ésta se producen cambios en sentido horizontal. Contar con indicadores precisos en relación a estos efectos es fundamental para habilitar políticas compensatorias cuando se juzgue necesario.

No vamos a analizar en detalle las cuestiones conceptuales ni las posibles formas en que la pobreza se puede considerar sino que haremos referencia principalmente a los indicadores de pobreza desde una perspectiva axiomática, de forma similar a la que hemos seguido para analizar los índices de desigualdad y presentaremos asimismo brevemente el enfoque de la dominancia adaptado a este contexto. Nos referiremos principalmente a la pobreza financiera, representativa de la escasez de recursos materiales y que, si se considera en forma relativa, es asimismo indicativa de situaciones de exclusión social.¹⁴² Somos, en cualquier caso, conscientes de las muchas otras implicaciones que una situación de privación puede reflejar y, por esta razón y asimismo por su relación con el tema de la pobreza energética, haremos referencia al final de este epígrafe a otros indicadores complementarios en otras dimensiones diferentes.

Desde principios del siglo veinte, cuando se realizaron los primeros estudios que tratan explícitamente de la pobreza desde una perspectiva científica, hasta la actualidad son numerosas las aportaciones realizadas desde la Economía con el objetivo de establecer la forma más adecuada de cuantificar la pobreza. Entre estas contribuciones destaca, por su influencia posterior en el desarrollo de la teoría de medición de la pobreza, la vía iniciada por Amartya Sen en su artículo seminal *Poverty: An Ordinal Approach to Measurement*, originalmente publicado en 1976, en el que se plantean las bases metodológicas en la medición de la pobreza, en particular las fases del análisis de su cuantificación, y que es asimismo pionero en el tratamiento axiomático de la construcción de índices de pobreza.

La realización de un ejercicio de agregación a través de índices de pobreza exige la adopción previa de una serie de decisiones de carácter metodológico para proceder a la tipificación de aquellos individuos o familias que se consideran dentro del grupo social objeto del análisis. En primer lugar es necesario determinar cuál es la población que vive en un entorno carencial que determina su exclusión social para, en segundo término, agregar la información a través de la construcción de

¹⁴² El enfoque absoluto implica que la pobreza se considera un fenómeno independiente de las condiciones socioeconómicas generales, en otras palabras, la carencia de una persona es independiente del bienestar medio disfrutado por sus conciudadanos. Por el contrario, de acuerdo con la visión relativa, se argumenta que la sensación de privación está condicionada en gran medida por la comparación con los demás, por lo que la situación de pobreza dependerá del nivel general de bienestar. Como nos recuerdan Sen y Foster (1997), el “*poder aparecer en público sin sentir vergüenza*” que Adam Smith apuntara en *La riqueza de las naciones*, puede requerir muy diferentes exigencias dependiendo del nivel de prosperidad de la sociedad de que se trate.

algún índice que represente la situación y permita evaluar la extensión de la pobreza. Estas fases del análisis se denominan comúnmente *fase de identificación* y *fase de agregación*.

Entre estas decisiones previas se encuentran, por ejemplo, la elección de la variable o variables indicativas de la situación de pobreza, la utilización de fuentes de información objetivas o subjetivas, la fijación del umbral de pobreza, la consideración del hogar como unidad del análisis y el planteamiento de escalas de equivalencia para homogenizar los datos así como la posible evaluación de la distribución *inter* e *intrafamiliar* y, por último, el tratamiento de los datos en el supuesto de estudios de panel, para hacer posible la comparación entre diferentes países o regiones y la consideración de la evolución temporal. El tratamiento de estas cuestiones va a influir en los resultados posteriores del análisis de agregación que, como veremos a continuación, estará también condicionado por la forma en que los índices se expresen y su potencialidad para reflejar los aspectos de la pobreza que se consideren relevantes a efectos de la medición.

Un índice de pobreza es una función del vector de rentas de la población objeto de estudio y de la línea o umbral de pobreza que, una vez realizada la estimación, resume en un único parámetro la información que se ha considerado relevante y que se ha filtrado en la fase de identificación. La caracterización axiomática de los índices de pobreza se fundamenta en su potencialidad para reflejar las dimensiones inherentes a la naturaleza de la situación de pobreza y su sensibilidad ante cambios en éstas. Algunos de los axiomas son comunes a los que ya vimos como inspiradores de los indicadores de desigualdad aunque asimismo, al centrarse la pobreza en la primera fase de la distribución, existe otro grupo de axiomas específicos.

En este sentido parece, sin duda, necesario que una medida de pobreza sea sensible al porcentaje de población pobre identificada en la sociedad, y que crezca si aumenta su magnitud. Ésta es la dimensión de la *incidencia* de la pobreza. Asimismo, un índice de pobreza debería manifestar una mayor gravedad en la medición estimada cuanto más lejos del umbral de pobreza se sitúen los individuos pobres en promedio, i.e., cuanto mayor sea la *intensidad* del problema. En tercer lugar, al igual que hemos justificado anteriormente que la consideración de *desigualdad* económica en el análisis del bienestar, será aún más importante evaluar esta dimensión en el grupo de pobreza, ya que es dónde las carencias se manifiestan con mayor profundidad y es especialmente relevante cuando, como veremos posteriormente, se trate de evaluar la efectividad de programas contra la pobreza o, en general, de comparar distribuciones. Si la desigualdad es elevada en el grupo de pobreza la situación en la que se encuentran los individuos en la parte más baja de la distribución será más grave que en caso contrario y así debería ser considerado en la medición.

Una primera formulación de los principios matemáticos que una medida de pobreza debería satisfacer para ser capaz de reflejar efectivamente los aspectos relevantes se encuentra en Sen (1976) y una excelente revisión de los principales axiomas propuestos a lo largo de las últimas décadas en Zheng (1997).

Entre estas aportaciones podemos seleccionar algunos principios básicos para el diseño de índices de pobreza. Por ejemplo, el axioma del *enfoque*¹⁴³ determina que la medida de pobreza considere exclusivamente la situación del grupo de pobreza de forma que no varíe ante cambios en la renta que afecten únicamente a la parte de la población que se sitúe por encima del umbral, es decir, que no sufre la situación de pobreza. El axioma de la *línea de pobreza creciente* establece que el valor del índice sea creciente con el valor del umbral; es decir, aumentar los requerimientos para que un individuo abandone el grupo de pobreza implica que la pobreza medida sea, asimismo, mayor. La consideración de las dimensiones de la *intensidad* y de la *desigualdad* en la pobreza determinan que, si una persona del grupo de pobreza empeora en su situación, el índice lo refleje con un incremento, y que dicho cambio sea mayor cuanto peor sea la situación en la que dicho individuo se encuentre *ex ante*. Los axiomas de *transferencia* son los que permiten que el índice refleje dichos planteamientos. Al igual que en los indicadores de desigualdad, el cumplimiento del axioma de *invarianza ante cambios de escala* resulta conveniente a efectos prácticos, el de *simetría* refleja el *principio del anonimato* y el *principio de población* permite comparar poblaciones de diferente tamaño. El cumplimiento por parte de los indicadores del axioma de la *separabilidad*, posibilita el estudio de perfiles de pobreza.

Los índices de pobreza se especifican, en general, a partir de la distribución de la renta entre una población de n individuos o familias, que es representada por un vector \mathbf{x} , cuyos elementos se disponen en orden creciente. El grupo de pobreza dentro del total de la población se determina por la cantidad definida a partir del umbral o línea de pobreza, z . En el caso de umbrales relativos se fija como un determinado porcentaje de la media o la mediana de la distribución.¹⁴⁴ La población considerada, una vez establecido el valor de z , queda escindida en dos grupos, de tamaño q para aquellas rentas inferiores a z , y $n-q$ en el supuesto contrario. De acuerdo con esta notación, un índice de pobreza es un estimador representado por una función $P(\mathbf{x}, z)$, cuya estimación, o medida de pobreza, es indicativa del nivel de pobreza asociado a una distribución de la renta representada por \mathbf{x} y a una línea de pobreza z determinadas. Definamos en primer lugar el *vector de brechas de pobreza* asociado a la distribución \mathbf{x} , \mathbf{g}_x , cuyo i -ésimo elemento se expresa como:

¹⁴³ Este axioma, formulado en Sen (1976), implica que la distribución, a efectos de la medición, se censura en aquella cantidad que define la línea de pobreza.

¹⁴⁴ El umbral de riesgo de pobreza, por ejemplo utilizado en las estadísticas europeas, es el 60% de la renta mediana. Los porcentajes del 50 y el 40% son asimismo muy frecuentes.

$$g_i = \max(z - x_i, 0)$$

Los elementos del vector representan la diferencia entre el umbral de pobreza y la renta del i -ésimo perceptor considerado, expresada en las mismas unidades que el vector \mathbf{x} , y que es igual a cero para aquellas observaciones que superen el valor determinado por la línea de pobreza z . La brecha de pobreza ofrece una primera aproximación sobre la intensidad en que la pobreza se manifiesta. El vector de brechas de pobreza puede ser normalizado respecto al umbral de pobreza, por lo que el i -ésimo elemento del *vector de brechas de pobreza normalizadas* $\Gamma_{\mathbf{x}}$ se expresa:

$$\Gamma_i = \max\left(1 - \frac{x_i}{z}, 0\right)$$

Las medidas de pobreza que se utilizan frecuentemente para describir la situación de pobreza no reflejan todas sus dimensiones, por lo que es importante ilustrar los análisis, en lo posible, con diferentes indicadores para así tener una idea más completa de la situación. Por ejemplo, la *tasa de pobreza*, o índice H , es la razón entre el número de pobres identificado y la población total:

$$H(\mathbf{x}, z) = \frac{q}{n}$$

Este índice, acotado entre cero y uno, es invariante ante cambios de escala y traslación, pero no satisface de forma general el principio de transferencias y sólo percibe cambios en la incidencia, no detecta si aumenta o disminuye la severidad del fenómeno, o si se incrementa o se reduce la desigualdad en el grupo, a menos que algún individuo cruce el umbral. Este índice apuntaría, por ejemplo, a una reducción en la pobreza si se reduce marginalmente el porcentaje de población pobre, aunque sus condiciones de vida hubieran empeorado sustancialmente.

Tampoco las medidas basadas en el cálculo de la media de brechas de pobreza son sensibles ante variaciones en todas las dimensiones. Estos índices representan la distancia que, como media, separa al grupo de pobreza del umbral, expresada como una fracción del valor monetario expresado en dicho umbral. Por ejemplo el índice I , la brecha de pobreza normalizada media se expresa como:

$$I(\mathbf{x}, z) = \frac{\sum_{i=1}^q \Gamma_i}{q} = 1 - \frac{\mu_q(\mathbf{x}, z)}{z}$$

siendo μ_q la renta media en el grupo de pobreza q . Como la renta media de la población objetivo tiene un valor constitutivo en el índice, las variaciones en la intensidad de la situación de pobreza implican cambios en la magnitud estimada en el mismo. En el caso de estas medidas, también acotadas entre cero y uno e invariantes ante cambios de escala, las variaciones en la dimensión de la incidencia no son reflejadas, la magnitud de la medición sólo varía si, en promedio, las brechas de pobreza se reducen, con independencia del aumento o disminución en el número de pobres. Así, podría suceder que, aunque incrementara la población por debajo del umbral, si la brecha media resulta ser menor, se concluya que la pobreza se ha reducido. Tampoco en este caso, como en el anterior, se tiene en cuenta la evolución de la desigualdad en el grupo de pobreza y sólo satisface el principio de transferencias en algunos supuestos (si dicha transferencia cambia la brecha media).

En el desarrollo de esta línea de investigación, se han propuesto nuevas herramientas de medición para reflejar en conjunto las principales dimensiones de la pobreza, como el índice de Sen (1976) y variantes de éste como las propuestas por Thon (1979), Kakwani(1980), Blackorby y Donaldson (1980) y, más recientemente, Shorrocks (1995), índices de tipo *ético* basados en la evaluación de funciones de bienestar social como el de Chakravarty (1983) y, asimismo, indicadores más completos en cuanto a su contenido axiomático como los índices de Foster, Greer y Thorbecke (1984), Clark, Hemming y Ulph (1981) y Hanenaars (1987).¹⁴⁵

Con el objeto de ilustrar la importancia de considerar un fenómeno tan complejo como la pobreza desde todos los puntos de vista relevantes consideremos más detalladamente el índice de Foster, Greer y Thobcke (P_{FGT}), el que más se utiliza en los estudios empíricos junto con la tasa de pobreza y la brecha de pobreza media.

El índice P_{FGT} se define a partir de una ponderación en el vector de brechas de pobreza normalizadas:

$$P_{FGT}(\mathbf{x}, z, \alpha) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^q \Gamma_i^\alpha$$

La consistencia axiomática de la medida anterior depende fundamentalmente del valor que se asigne al parámetro de aversión a la desigualdad α . Para α igual a 0 el índice es equivalente a la *tasa de pobreza*, y sería indicativo, por lo tanto, de la

¹⁴⁵ Las medidas pertenecientes a esta última categoría, además de ser sensibles a la distribución de la renta en el grupo de pobreza como son también las anteriores, satisface el de *separabilidad*. Como apuntamos en la descripción de los axiomas anteriores, esta es una propiedad muy conveniente a efectos prácticos.

incidencia de la pobreza, y si α es igual a 1, el índice se podría expresar como el producto de la tasa de pobreza y la brecha de pobreza per cápita por lo que, además, sería indicativo de la intensidad de la pobreza. La sensibilidad del índice a los cambios en la desigualdad dentro del grupo de pobreza se consigue si el parámetro α es estrictamente superior a la unidad ya que otorga un mayor peso en la medición de la pobreza a las brechas de pobreza mayores que, en el caso extremo de que fuera igual a infinito, correspondería a la norma de valoración del criterio ético *maximin* de Rawls. La justificación para considerar que se otorgue un mayor peso en la definición de la pobreza a las brechas de pobreza más grandes implica una aversión a la desigualdad y a la pobreza, en el sentido de los axiomas de *transferencia*. El índice varía entre cero y la tasa de pobreza (en caso de total desigualdad), es invariante ante cambios de escala y satisface el principio de transferencias.

La descripción de la pobreza en renta, o financiera, con los índices anteriores debería idealmente reflejar las tres dimensiones ya que no es infrecuente que, en comparaciones en el espacio o temporales, una dimensión aumente y otra disminuya. Por ejemplo, en una crisis económica podría aumentar la incidencia de la pobreza por la incorporación al grupo de personas previamente empleadas cuyas rentas no estuvieran muy separadas del umbral lo que podría hacer que la brecha media se redujera mientras que el grupo de pobreza se habría hecho más numeroso. Asimismo se puede errar en el diagnóstico si no se tienen en cuenta todas las dimensiones, por ejemplo una política por la que se creen puestos de trabajo podría perfectamente reducir la incidencia de la pobreza y, sin embargo, aumentar la intensidad si los que saltan el umbral son los que se encontraban más próximos al mismo, por ejemplo desempleados no excluidos del mercado de trabajo, mientras que el grupo de pobreza tendría una brecha media mayor y no se estaría reduciendo la pobreza más extrema. Podría suceder, asimismo, que una accisa medioambiental no cambiara sustancialmente la incidencia de la pobreza, pero sí su intensidad. Por ello es habitual, como mínimo, informar de la situación de la pobreza financiera con los índices H e I y, también muy comúnmente, complementar el análisis con un indicador más completo.

En una continuación y extensión de la línea de análisis expuesta anteriormente, la investigación de la medición de la pobreza se ha centrado en los últimos años en el análisis de ordenación parcial de distribuciones y en aquellas condiciones necesarias para realizar una prelación de situaciones de pobreza de acuerdo con distintos índices agrupados en función de su cumplimiento de ciertos axiomas básicos. De este modo se posibilita la realización de evaluaciones de bienestar, de acuerdo con criterios de dominancia, para comprobar la robustez de las ordenaciones entre distribuciones ante cambios en algunas de las decisiones que los investigadores deben adoptar en los estudios de medición, como por ejemplo la elección de la línea de pobreza o de las escalas de equivalencia en la fase de

identificación. Este enfoque en el análisis de medición de la pobreza es una aplicación particular de la dominancia estocástica en la comparación de diferentes distribuciones de renta que hemos revisado en un epígrafe anterior. El análisis de la dominancia resulta asimismo muy robusto en este ámbito, como en el de la medición del bienestar, en aquellos casos en que sea posible realizar una ordenación. Además, este análisis se puede completar de una forma muy ilustrativa que proponemos para la evaluación de la pobreza en una variación de la curva TIP que presentaremos a continuación.

Fosters y Shorrocks (1988) relacionan las condiciones de dominancia entre distribuciones con la medición de la pobreza. Un primer resultado interesante es el que establece la dominancia de una distribución sobre otra de acuerdo con el índice H. Por definición, este índice se corresponde con el punto que define la función de distribución de la renta $F(x)$ en el punto definido por la línea de pobreza: $F(z)$ es por lo tanto el punto que determina el índice H para una brecha z determinada. Si una distribución $F(x)$ está siempre por encima de otra distribución $G(x)$, es decir domina en primer orden, para diferentes umbrales de pobreza *lógicos* (digamos, por ejemplo, hasta el umbral de riesgo de pobreza del 60%) podemos asegurar que la distribución $F(x)$ domina a la distribución $G(x)$ en cuanto a la incidencia de la pobreza: la extensión medida en $F(x)$ siempre será menor. Asimismo, se puede establecer una relación similar que relaciona la dominancia de segundo grado, según el esquema Atkinson-Shorrocks que hemos visto, con las brechas de pobreza: si una distribución $F(x)$ domina a $G(x)$ en segundo grado hasta el punto que determina el umbral z , la brecha de pobreza en la primera distribución es menor para cualquier línea hasta ese punto. Esta condición de dominancia de las curvas de Lorenz generalizadas se extiende, como apunta Lambert (2001), a la clase de índices de pobreza que son decrecientes y convexos respecto de la renta: que decrecen cuanto esta aumenta para algún individuo en el grupo de pobreza y que decrece en mayor medida cuanto más pobre es el perceptor. De esta forma la dominancia generalizada en el intervalo definido hasta el umbral incluye también al índice P_{FGT} (por ejemplo para valores del parámetro de aversión iguales a 2 para reflejar las tres dimensiones de la pobreza)¹⁴⁶.

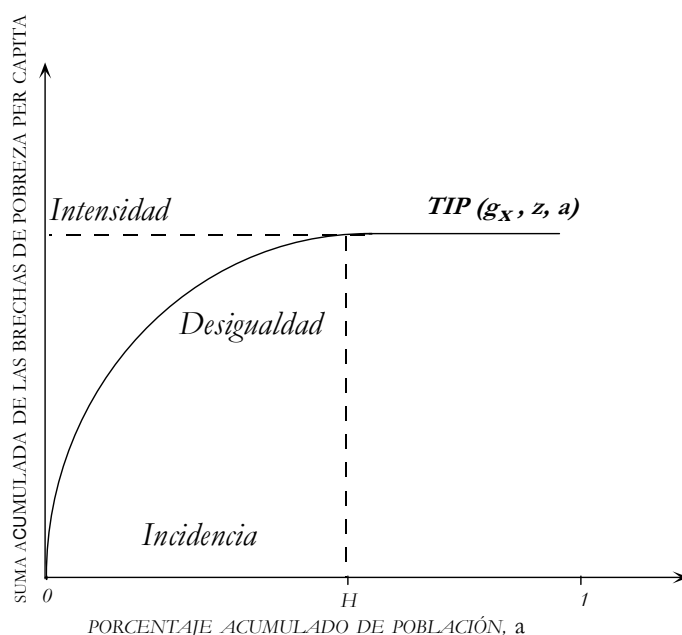
La curva TIP (siglas de la expresión *Three I's of Poverty* correspondiente a las iniciales en inglés de las tres dimensiones) propuesta en Spencer y Fisher (1992), y desarrollada y ampliada posteriormente en Lambert y Jenkins (1997), representa una función similar a las curvas de Lorenz en el análisis de la pobreza y resulta un instrumento de gran utilidad para análisis comparativos de pobreza en el tiempo o entre regiones o países. Además permite llegar a conclusiones más robustas en

¹⁴⁶ Una explicación más formalizada de estas condiciones de dominancia se encuentra, por ejemplo, en Duclos y Araar (2006)

cuanto a las decisiones que deben ser articuladas en la fase de identificación y que condicionan en gran medida los resultados finales de la medición. Asimismo la curva TIP consigue, en ciertos supuestos, ordenar distribuciones de brechas de pobreza de acuerdo con una clase cualificada de índices, por lo que se supera así la limitación de aquéllas situaciones en las que diferentes índices no indican una misma ordenación de las distribuciones que se están comparando, procurando de este modo que los resultados sean más informativos.

La curva TIP, función del vector de brechas de pobreza, \mathbf{g}_x , correspondiente a una distribución de la renta especificada en el vector \mathbf{x} y de la línea de pobreza, z , es el resultado de representar en un eje de coordenadas el porcentaje acumulado de individuos o familias, a , ordenados de menor a mayor nivel de renta, en el eje de abscisas y sus correspondientes brechas de pobreza acumuladas per cápita en el eje de ordenadas, de acuerdo con una línea de pobreza z .

Gráfico 4.5. Curva TIP (Three I's of Poverty)



Como vemos en el gráfico anterior, los puntos en la curva se determinan para cada percentil considerado como

$$TIP(\mathbf{g}_x, z, k/n) = \sum_{i=1}^k g_i / n$$

para los valores enteros k hasta n , el tamaño de toda la comunidad objeto del análisis, y se determina por interpolación en los puntos intermedios. En el origen $TIP(\mathbf{g}_x, z, 0)$ es igual a cero. La curva es, por lo tanto, una función cóncava creciente en p , cuya pendiente en un percentil determinado es igual a la brecha de pobreza

para dicho porcentaje acumulado de la población. La curva es horizontal a partir de las observaciones para las que la renta es superior a la línea de pobreza, por la propia definición de brechas de pobreza, i.e., en el porcentaje de población q/n , indicativo de la incidencia de la pobreza. En el máximo de pobreza la curva coincide con el la bisectriz hasta el punto z (todos los individuos tienen una brecha igual al umbral) y en su mínimo se superpone al eje de abscisas. La curva TIP, $TIP(\Gamma_x, z, p)$ puede representarse alternativamente para brechas de pobreza normalizadas por el valor definido en el umbral en cuyo caso el máximo coincide en el valor 1.

La curva, como hemos señalado, describe de una forma muy ilustrativa las tres dimensiones de la pobreza. Como hemos representado en el gráfico 4.5., la incidencia o extensión de la pobreza se representa por la longitud de la curva hasta el tramo horizontal, es decir hasta la proporción de la población q/n , el porcentaje de la población por debajo del umbral. El valor en la ordenada correspondiente a p igual a 1 es la brecha agregada de pobreza entre el tamaño de la población, indicativo, por lo tanto, del grado de intensidad de la pobreza. La pendiente de la línea desde el origen hasta el punto $(H, TIP(\mathbf{g}_x, z, H))$ es la brecha media de pobreza considerada la población por debajo del umbral, q . La desigualdad entre la población en situación de pobreza viene representada por el grado de concavidad de la curva hasta su tramo horizontal, a mayor curvatura mayor desigualdad en la distribución. El análisis gráfico de la evolución de la pobreza o de la comparación de distribuciones resulta sencillo e ilustrativo. La condición de dominancia con la curva TIP conduce también a una generalización muy interesante: si la TIP correspondiente a una distribución $F(x)$ domina a la de $G(x)$ para las líneas de pobreza *lógicas* podemos concluir que habrá menos pobreza en la distribución $F(x)$ que en la $G(x)$ medida por los índices H, I y todos los índices pertenecientes a la clase de índices de pobreza que se expresan en función de la brecha de pobreza normalizada (como el P_{FGT}). Ante cruces en las curvas Jenkins y Lambert (1998) demuestran que es posible, en ciertas circunstancias, obtener conclusiones robustas si, de forma similar al análisis de la dominancia con curvas de Lorenz generalizadas, si se cumplen algunas condiciones relativas a la media y varianza de las distribuciones y se restringe el análisis a funciones con tercera derivada positiva.

En caso de poblaciones heterogéneas existe, al igual que en la medición de la desigualdad, una alternativa al uso de las escalas de equivalencia y la aplicación de una línea de pobreza común mediante la aplicación de criterios de dominancia secuencial propuestos inicialmente por Atkinson (1992) y Jenkins y Lambert (1993). Para ello, en primer lugar, se divide la población en grupos que se ordenan en orden decreciente de necesidad y se establecen las líneas de pobreza correspondientes a cada grupo, umbrales que serán mayores para aquellos grupos con mayor necesidad. En segundo lugar se comparan las diferentes distribuciones en relación a la pobreza medida en cada subgrupo de forma secuencial. El desarrollo matemático de los

teoremas relacionados se puede consultar, por ejemplo, en el texto de Lambert (2001).

La formulación de índices que satisfacen el axioma de la *separabilidad*, como el índice P_{FGT} permite, asimismo, introducir algunas nuevas herramientas en la medición propuestas recientemente. Como hemos indicado con anterioridad, el hecho de que un índice sea aditivamente separable permite considerar distintos grupos dentro de la población objeto del análisis, de forma que la pobreza de la población en su conjunto puede ser expresada como la suma de las aportaciones de cada uno de los grupos considerados. Además, como señalan Duclos y Araar (2006), implica que la mejora en la situación de pobreza en uno de los grupos mejora el agregado, aunque no afecte al resto de la población y, en términos prácticos, resulta muy útil ya que se puede calcular de forma independiente lo que una medida afecta a cada grupo. Esta característica permite considerar una nueva dimensión en la evaluación de la pobreza: su consideración en términos de la evaluación de situaciones alternativas de acuerdo con la equidad entendida en sentido vertical y horizontal.

La integración de estos planteamientos en el análisis de la pobreza se ha realizado en Bibi y Duclos (2003). El esquema propuesto por estos autores permite, a partir de la consideración de índices P_{FGT} para los distintos grupos dentro del grupo general de pobreza y la deducción a partir de ellos de las magnitudes *equivalentes igualmente distribuidas*,¹⁴⁷ plantear los cambios en los costes de la desigualdad en la población pobre tanto desde el punto de vista vertical como horizontal una vez realizada una intervención con efectos distributivos. En otras palabras, se trata de analizar, en primer lugar, si tras un cambio con efectos económicos para la población por debajo del umbral de pobreza existen divergencias en el tratamiento de individuos que se encontraban *ex ante* en idéntica posición en términos de la variable indicativa de la situación de pobreza, i.e. si se producen situaciones de desigualdad horizontal, e identificar en función de qué características, en su caso, se determina dicho tratamiento desigual y, en segundo lugar, si se produce o no convergencia entre grupos de individuos desiguales antes del cambio. Este escenario posibilita que, por ejemplo, se puedan identificar diferentes componentes que determinan la efectividad de un programa de lucha contra la pobreza. En el ámbito de la fiscalidad medioambiental estas herramientas tienen, asimismo, un gran potencial para evaluar el efecto de programas de subsidios energéticos alternativos o para analizar si el efecto sobre la pobreza de un tributo

¹⁴⁷ La brecha de pobreza *equivalente igualmente distribuida* es aquella brecha de pobreza que, si fuera la que sufrieran todos los individuos del grupo de pobreza por igual, conduciría a un mismo valor del índice que aquél que se corresponde con la situación real. De este modo, si hay desigualdad en el grupo de pobreza y se acepta una cierta perspectiva de aversión a la desigualdad, es mayor que la brecha de pobreza media real.

medioambiental afecta a la pobreza de forma diferente en función de los grupos, lo que podría ser útil para diseñar la opción de reciclaje más adecuada.

Sucintamente, el esquema funcionaría de la siguiente forma: se consideran en primer lugar los grupos de iguales con anterioridad a un cambio que suponga una redistribución y se calcula para cada uno el índice P_{FGT} después de dicho cambio. El cálculo de las medidas de coste de la desigualdad¹⁴⁸ a partir de los mismos permite contar con un indicador de la desigualdad horizontal, i.e., si después del cambio ha habido una diferenciación de aquellos *ex ante* iguales, si se ha producido una desigualdad *intragrupo*. La agregación de todos los costes de la desigualdad para todos los grupos analizados es un indicador agregado de desigualdad horizontal. La consideración de la distribución *intergrupos* de los estadísticos de coste de la desigualdad, a partir de los cálculos habituales permite, asimismo, evaluar los cambios en términos de *equidad vertical*, es decir, detecta si la dispersión *intergrupo* ha aumentado.

El resultado de estas operaciones es revelador: la efectividad de una medida de lucha contra la pobreza depende de la cuantía monetaria dedicada a la misma y del porcentaje que de dicha cantidad llega efectivamente a la población objetivo, pero también depende de los cambios que se produzcan en la redistribución entre los pobres desde el punto de vista vertical y horizontal. Las aplicaciones de este planteamiento permiten un conocimiento más profundo de la situación de pobreza ante cualquier intervención con efectos redistributivos y posibilita, asimismo, el estudio de perfiles de pobreza mediante un análisis dirigido a comprobar si existen características particulares entre individuos que se ven tratados desigualmente frente a sus iguales que tengan alguna importancia en la explicación de los cambios. De esta manera se podría identificar a los grupos potenciales de exclusión social por el diseño de las políticas para estudiar de forma comparada la efectividad de programas alternativos como, por ejemplo, en el ámbito de la privación de las condiciones básicas de confort en las viviendas.¹⁴⁹ El esquema expuesto es similar al que se aplicaría en el análisis más general de la evolución de la desigualdad, simplemente incrementando el umbral de pobreza o, como vimos anteriormente, utilizando índices separables en la medición de la desigualdad como el de Theil.

¹⁴⁸ El coste de la desigualdad se puede representar por la diferencia entre la brecha de pobreza *equivalente igualmente distribuida* y la brecha de pobreza media de la distribución objeto del estudio.

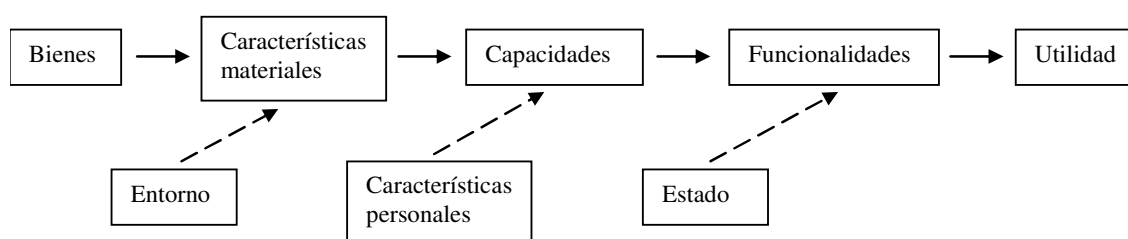
¹⁴⁹ En este sentido, para perfeccionar este tipo de análisis se están desarrollando en los últimos años técnicas de microsimulación que permiten integrar en el análisis modelos conductuales que replican los posibles cambios en el comportamiento de los individuos ante diferentes programas, por ejemplo, en Atkinson, Bourguignon, O'Donoghue, Sutherland y Utili (2002)

Por último, vamos a considerar una visión más amplia en la definición de la pobreza para introducir unos indicadores de gran interés en el contexto de nuestro estudio. Siguiendo el *enfoque de las capacidades* de Sen la pobreza se puede entender como una deficiencia en el desarrollo de las capacidades para poder elegir la forma en la que cada cual decida vivir y alcanzar así sus fines personales. Este concepto refleja la carencia de aquellos elementos susceptibles de ser valorados por las personas, tanto materiales (como tener acceso a una alimentación adecuada, a un hogar digno, a la educación o a un buen estado de salud) como intangibles (como disfrutar de la aceptación por parte de la comunidad y por uno mismo). La riqueza de esta perspectiva amplía el alcance de otras visiones éticas, como el utilitarismo o el enfoque de Rawls, en cuanto a la concreción de su marco normativo de referencia para la evaluación del bienestar en la sociedad: la determinación del espacio de referencia y la concreción de la norma de valoración. El espacio de las utilidades individuales del utilitarismo y de las libertades personales del enfoque de Rawls, que implican como norma de ordenación de bienestar la maximización de la suma de utilidades individuales o el criterio *maximín* respectivamente, se sustituyen por un marco normativo en el que el objeto de análisis es la calidad de vida, y cuyo mandato normativo implica que se asegure a los individuos la capacidad de elegir su modo de vida en la sociedad a la que pertenezcan.¹⁵⁰

Para ilustrar este enfoque, que intentaremos traducir más adelante en el contexto de nuestro estudio, nos vamos a servir de la figura explicativa que se propone en Muellbauer (1987). Según este diagrama, y siguiendo las explicaciones muy ilustrativas de su autor, lo que Sen propone es que para definir el nivel de vida se centre la atención no en la utilidad (o el placer o la felicidad) sino en dos etapas intermedias en su desarrollo: las capacidades y las funcionalidades. Éstas proceden, en primer lugar, de los bienes que, una vez consumidos, se traducen en características materiales que, combinadas con el entorno en que vive la persona, determinan su capacidad para funcionar y que le permiten, junto a sus características personales, alcanzar los objetivos (las funcionalidades) que implican, al integrarse con su estado psíquico, que alcance un nivel de utilidad en particular. El nivel de vida de una persona debe juzgarse, así, en función del conjunto de sus capacidades disponibles “para funcionar”, que le permitirán alcanzar (o no) los logros que se proponga en la vida.

¹⁵⁰Además de en Sen (1985*b*) y en otros trabajos posteriores, como Sen (1999) y (2000*b*), el enfoque de las capacidades fue expuesto en el discurso de aceptación del premio Nobel de Economía en 1998. Un análisis comparado con otros planteamientos, como el liberalismo, se encuentra en Sen (1999).

Gráfico 4.6. Enfoque de las capacidades. Diagrama de Muellbauer



Fuente: Muellbauer (1987)

La aceptación del enfoque de las capacidades como escenario normativo tiene ciertas implicaciones en términos prácticos. Como señala Sen (1999), la riqueza de esta perspectiva hace que pueda ser utilizada en su aplicación de diferentes formas, dependiendo de la naturaleza del ejercicio, del tipo de datos con que se cuente o del tiempo disponible.¹⁵¹ Foster y Sen (1997) consideran algunas posibles formas de actuar en este sentido. Una opción consiste en utilizar las medidas tradicionales que se formulan a partir de la variable renta, complementándolas con consideraciones de otro tipo en términos menos formales, a través de variables que reflejen situaciones de carencia de funciones y consecuentemente de capacidades, como la persistencia de las situaciones de desempleo o la disponibilidad de servicios de salud por ejemplo, lo que añade una perspectiva que permite enriquecer la comprensión de la situación de pobreza e implica la utilización de la comparación de capacidades específicas como un recurso que complementa la aproximación de las medidas tradicionales. Como alternativa, se puede asimismo considerar la renta ajustada y utilizar el análisis habitual basado en la renta para reflejar otros determinantes que afecten a la dimensión del espacio de las capacidades, a través de escalas de equivalencia. Sen (1999) añade un tercer enfoque, directo por oposición al carácter complementario e indirecto de los dos anteriores respectivamente, y que consiste fundamentalmente en la comparación directa (total, parcial o de capacidades específicas) de vectores cuyos elementos reflejen las diferentes capacidades que se consideren. La consideración de la pobreza desde una perspectiva multidimensional cuyo análisis es, lógicamente, más complejo que el que considera únicamente variables relacionadas con la renta o financieras, se justifica desde este punto de vista y de hecho se aplica ya por diversos organismos como, por ejemplo, en el PNUD en cuyos informes anuales sobre desarrollo humano se calcula periódicamente un índice de pobreza humana multidimensional para algunos países de desarrollo humano medio y bajo.

¹⁵¹ De hecho, el enfoque de las capacidades se ha extendido en los últimos años para complementar el concepto de desarrollo sostenible, como vimos en el capítulo anterior. Según esta extensión, tal y como se apunta en Sen (2013) y Demals (2014), las libertades deben ser sostenibles: tener la capacidad de elegir sin condicionar las libertades de las futuras generaciones. Volveremos sobre esta idea en el siguiente capítulo.

En los últimos años este tipo de consideraciones se ha trasladado a la medición de la pobreza y la exclusión social de forma bastante extendida, también en el contexto de los países industrializados. La pobreza, tal y como se define por ejemplo en la UE, se entiende como la falta de recursos materiales, culturales y sociales que impiden a las personas disfrutar de un modo de vida aceptable en el país en el que viven. Esta definición, como señalan Atkinson y Marlier (2010), incluye la consecución de un resultado insatisfactorio (la exclusión de un modo de vida digno) debido a la carencia de los medios necesarios (la falta de recursos). Las personas con un bajo nivel de renta son las que se consideran pobres de acuerdo con la pobreza financiera, un indicador indirecto de exclusión social, mientras que los índices de privación, indicadores directos, evalúan la carencia efectiva en áreas importantes del bienestar y ofrecen una visión complementaria del problema. Estos indicadores no cubren todas las dimensiones de la pobreza y exclusión social, sino solamente algunos aspectos fundamentales del bienestar material. En la UE Eurostat, siguiendo las directrices de Guio (2009), se ha incorporado este planteamiento en el cálculo del indicador de riesgo de pobreza o exclusión, (o indicadores AROPE, *at risk of poverty and exclusión*). Esta tasa se refiere a la situación de las familias que están en una de las siguientes situaciones: están en riesgo de pobreza, presentan privación material severa o viven en un hogar con baja intensidad laboral. La primera tasa se calcula sobre una línea del 60% de la renta mediana. En el segundo caso se estima la incapacidad para cubrir algunos gastos y en su cálculo se consideran nueve indicadores de privación material relacionados con no poder hacer frente a gastos inesperados, pagar facturas o cargas como la hipoteca, tener una alimentación adecuada, disponer de electrodomésticos o mantener la vivienda a una temperatura que garantice la habitabilidad. Así, se mide el porcentaje de hogares con privación en estas áreas y se calcula un índice que mide la incidencia, el porcentaje de hogares con carencias (en concreto se considera que una familia presenta una escasez de recursos que sería indicativa de pobreza y exclusión si tienen carencias en al menos tres áreas) así como un indicador de intensidad que pondera de cuántos de ellos no se puede disponer como media. La intensidad del trabajo es el cociente entre el número de meses que las personas en edad de trabajar de las familias (excluyendo estudiantes hasta 24 años) lo han hecho efectivamente y se divide entre los meses de trabajo potencial; se considera baja intensidad si este indicador está por debajo de 0.20.

La pobreza energética, objeto de gran interés en los países anglosajones, particularmente en el Reino Unido,¹⁵² es un concepto relacionado con la privación

¹⁵² De hecho tanto en EEUU como en el RU hay programas específicos de subsidios destinados a combatir la pobreza energética, considerada un grave problema, en especial en ciertas áreas. A raíz de la última crisis económica, que ha supuesto un serio deterioro en las condiciones financieras de muchas familias, se ha comenzado a hablar también de pobreza energética en otros países fuera del

en cuanto a las condiciones de vida en el hogar y que refleja muy bien la idea de que la pobreza es una situación de falta de bienestar en la que se combinan la escasez de recursos con un bajo nivel de vida. Así, siguiendo el enfoque de las capacidades explicado anteriormente, la pobreza energética se podría definir como una escasez en ciertos bienes que induce a la consecución de unas determinadas características materiales (insuficiencia en el nivel de habitabilidad de las viviendas) que influirán en que las capacidades de los individuos que la sufren para funcionar (para trabajar, estudiar) se vean limitadas. El entorno social o físico en el que uno viva, así como sus características personales (su edad o su estado de salud), serán determinantes, junto a las características anteriores para que se alcancen los logros que cada uno se plantee en la vida que, sin duda, se verán muy seriamente limitados al tener carencias en los bienes necesarios. Que las intervenciones públicas tengan en cuenta las diferencias en el entorno o en las características personales de los individuos precisamente se justifica por sus efectos en traducir el consumo de los bienes (o sus carencias) en unas determinadas capacidades (o en la ausencia de las mismas).

La precisión del concepto de pobreza energética no es tan sencilla como podría parecer en un principio. Siguiendo la definición oficial del gobierno británico se considera que una familia sufre pobreza energética si no puede permitirse mantener su vivienda a una temperatura adecuada y se establece como nivel de referencia un gasto requerido superior al 10% de la renta familiar que se fijó por aproximarse al gasto mediano de los hogares.¹⁵³ Este indicador, que consideraremos el primer Índice de Pobreza Energética (IPE₁) tiene un problema evidente ya que, como señalan Romero et al. (2014), puede indicar que están en esta situación familias que realmente no estén sufriendo una situación de privación pero tengan un consumo muy elevado de energía por otras razones. Una alternativa para evitar considerar esos casos puede ser excluir del cómputo a aquellas familias que, aún superando el nivel de referencia, tengan una renta superior en cierto porcentaje razonable al umbral de pobreza. Ésta es la idea que inspiró el índice de la razón entre renta baja y alto consumo (IPE₂) que considera en esta situación a las familias que, consumiendo más del 10% de su renta en bienes energéticos, una vez pagadas estas facturas tengan un nivel de renta inferior al 60% de la mediana del ingreso. Asimismo, este indicador podría resultar inadecuado en países con diferente situación climatológica, sin duda el porcentaje dependerá de los extremos de frío y

ámbito anglosajón. En partes posteriores de este capítulo revisaremos estas políticas en el contexto de las aplicaciones de los instrumentos de política medioambiental.

¹⁵³ El concepto incluye tanto la situación en que la familia efectivamente destina dicho porcentaje a bienes energéticos básicos para la habitabilidad del hogar, como electricidad o combustibles para la climatizar la vivienda, como aquella en que la familia necesitaría destinar esas cantidades para asegurarse unos niveles adecuados de temperatura, definida ésta como 21° para el salón y 18° para el resto de dependencias.

calor en los países (su entorno físico en el diagrama de Muellbauer) y debería ser más bajo en aquellas zonas en que las temperaturas son suaves durante gran parte del año y mayores, por ejemplo, en aquellas más frías. Otra opción, también explicada en Romero et al. (2014), consiste en establecer el umbral de pobreza energética en el nivel que se determine calculando el 60% de la renta mediana una vez descontados los costes de energía. Este indicador (IPE_3), a diferencia de IPE_1 , IPE_2 , no considera a las familias con alto gasto pero alta renta y, al contrario que IPE_1 y IPE_2 , permite identificar a aquellas familias que se ven perjudicadas específicamente por el coste de la energía aunque no suponga un 10% de su renta. El problema que tiene es que prácticamente identifica en una situación de pobreza energética a todas las familias pobres, con independencia de su perfil de consumo, y que se trata de un indicador relativo que en realidad mide desigualdad y que podría crecer simplemente por cambios en la mediana sin que suponga que en realidad la situación de pobreza energética se haya agravado. Los índices basados en estándares de renta mínima (IPE_4), relacionan la renta del hogar una vez pagados los gastos energéticos con la renta mínima que permite alcanzar las capacidades para una integración plena en la sociedad. Este indicador supera a los anteriores en tanto que permite identificar tanto a los hogares en situación de pobreza para los que los gastos en energía suponen un importante nivel como a aquellos otros que, sin tener una renta especialmente baja, son precisamente esos gastos los que hacen que estén en situación de precariedad.

Gracias a los indicadores de privación podemos tener una idea aproximada de la incidencia de la pobreza energética en la actualidad.

Sefton (2002) señala que las causas principales de este problema son el bajo nivel de renta, la baja eficiencia energética en el hogar así como la evolución al alza del precio de los bienes energéticos y su efecto sobre los precios al consumo. La forma en que estos factores se combinen determina que la familia sufra de una situación de pobreza energética y que normalmente estará relacionada con una situación previa de pobreza, aunque podría haber situaciones en las que ambas categorías no tengan correspondencia.¹⁵⁴ Identificar la fuente de la situación de pobreza energética es importante para habilitar soluciones ya que en algunos casos será necesario incrementar las rentas, si la razón principal es su escasez, mientras que en otros será más operativo intentar incrementar la eficiencia energética, si la

¹⁵⁴ Por ejemplo, en el ámbito rural muchos pensionistas que vivan solos en casas con poca eficiencia energética es probable que se encuentren en esta situación, aunque su renta fuera superior al umbral de pobreza relativa.

causa principal es la pobre calidad de la vivienda o la dependencia de fuentes de energía poco eficientes.¹⁵⁵

Las accisas energéticas y otros impuestos medioambientales pueden tener un efecto importante en esta dimensión de la pobreza, incluso aunque se diseñaran para que fueran progresivos, siempre que las familias más pobres vean deteriorada su capacidad económica y no se habiliten otros modos de compensación que sean suficientes.¹⁵⁶

En la medición de la pobreza energética, igual que en el caso de la financiera, la dimensión de la incidencia no es plenamente representativa del problema, por lo que en la evaluación de los efectos de un programa de asistencia o de un impuesto medioambiental (o su combinación), sería también necesario considerar las otras dimensiones del problema, particularmente su intensidad. Sefton (2002), por ejemplo, mide la efectividad de diferentes programas de ayuda a las familias que sufren pobreza energética con indicadores de este tipo.

Una idea que podría aplicarse a la representación de la pobreza energética es la construcción de una variación de la curva TIP que proponemos. Si consideramos que la pobreza energética supone que las familias deben destinar más del 10% de sus ingresos a cubrir las facturas de los bienes necesarios para mantener sus hogares en buenas condiciones de habitabilidad, se podría fijar una línea de pobreza en relación a este umbral relativo para cada familia y calcular brechas de pobreza energética para construir así la curva TIP correspondiente.

La medición de la pobreza de forma adicional al análisis sobre los efectos del bienestar es especialmente interesante en el contexto de la introducción de impuestos medioambientales o reformas verdes en los sistemas fiscales, ofreciendo una perspectiva adicional de su incidencia que en ciertos casos puede resultar muy informativa. Es evidente que, al menos en el corto plazo y desde un punto de vista estático, un tributo medioambiental reduce la renta o el gasto netos si se aplica sobre bienes de baja elasticidad-precio y, además, puede resultar regresivo si los bienes sujetos tienen una elasticidad-renta baja. El efecto de la reducción de la renta media sobre la pobreza, si el tributo es proporcional o progresivo, sería un descenso en la pobreza financiera medida de forma relativa, aunque podría aumentar la privación

¹⁵⁵ En diversos estudios se estudia la influencia de la pobreza energética sobre el incremento en la mortalidad principalmente en invierno. Por ejemplo en Wilkinson et al. (2001) se estima que más de 40.000 muertes prematuras son imputables a estas carencias cada año en el Reino Unido y en Tirado et al. (2014) se calcula que esta cifra es 7.000 en España.

¹⁵⁶ Como veremos más adelante, en diferentes estudios que evalúan los efectos de los tributos medioambientales en el sector energético se identifican perdedores en los primeros deciles de la población incluso cuando se implementan medidas compensatorias.

de ciertos bienes necesarios en el hogar, como los energéticos, y agravar la situación de pobreza energética, incluso en esos supuestos. Además, la forma de reciclaje, que podría compensar la posible regresividad de la parte medioambiental de la reforma y sus efectos sobre la desigualdad, podría tener un efecto muy limitado en la compensación de la pobreza financiera o energética si la política compensatoria consiste en una reducción de las cotizaciones sociales o del IRPF que no beneficiaría especialmente a la población de renta más baja, habitualmente apartados del mercado laboral. Solamente una política compensatoria específicamente dirigida a dichos colectivos podría reducir la pobreza en el supuesto de que el impuesto medioambiental sea regresivo o si, siendo progresivo o proporcional, erosiona de tal modo la capacidad financiera de las familias que éstas tengan que dedicar un porcentaje superior a la adquisición de los bienes gravados, al margen de su posición relativa. Si además la incidencia de un tributo es mayor en función de alguna característica y afecta más a ciertos grupos de la población el análisis secuencial y la consideración de las dimensiones horizontal y vertical de la desigualdad y la pobreza pueden resultar de gran interés. Estas circunstancias subrayan la necesidad de medir la pobreza además de la desigualdad. El análisis de la dominancia aplicado a la pobreza y la medición de la pobreza de forma complementaria como privación de ciertos bienes resultan en este sentido muy interesantes.

4.1.10.8 Efectividad medioambiental de las reformas fiscales verdes

El objetivo principal de las políticas, la reducción de los costes medioambientales inferidos por alguna actividad relacionada con el consumo o la producción de ciertos bienes, se puede evaluar de forma simulada si se cuenta con la información necesaria, una vez analizadas todas las consecuencias de las medidas, para determinar el volumen de reducción de la presión medioambiental global conseguido con la aplicación de la medida. Por ejemplo, en el caso de las políticas que pretenden conseguir una reducción en la contaminación atmosférica, los nuevos niveles de emisiones se calculan fácilmente conociendo los cambios en la demanda y las intensidades energéticas. Alternativamente, en modelos más sencillos donde sólo se evalúa el efecto en los mercados de los bienes directamente afectados por la medida los efectos medioambientales se deducen con una información más limitada, por ignorar los cambios que los efectos concatenados han supuesto en otros sectores de la economía, y que incidirán asimismo en el volumen de emisiones final.

El beneficio medioambiental valorado monetariamente se calcula como el tipo del impuesto multiplicado por la reducción de las emisiones, ya que la tarifa se especifica en lo posible, como hemos visto en la primera fase, en relación con el daño causado. El modelo input-output, que será el mismo que en la primera fase si

se asume traslación directa de los efectos a los consumidores, se aplica para estimar la cuantía de la reducción en las emisiones que han favorecido los nuevos patrones de consumo que surgen en respuesta a las variaciones en los precios. Es necesario expresar los cambios en el gasto a precios constantes para incorporar los cambios en la demanda real de producción en cada sector y deducir así el nivel de emisiones final, de acuerdo con las expresiones de las relaciones que revisamos en la primera fase.

En los estudios que tienen como objetivo analizar los efectos económicos y sociales de alcanzar un nivel específico y prefijado en las emisiones, como Cornwell y Creedy (1996) o Wier et al. (2006), se señala que resulta imposible, por la complejidad del proceso de análisis, conocer de antemano cuál será la tarifa del impuesto que lograría ese nivel prefijado de emisiones, por lo que es necesario realizar un proceso iterativo, a partir de un tipo impositivo que se fije inicialmente, y que se va adaptando secuencialmente hasta lograr el ajuste deseado en los niveles de contaminación.

El supuesto de traslación total, que permite usar la misma matriz input-output en la fase de determinación de los cambios en los precios por la intervención fiscal y en la de simulación de los efectos medioambientales de la medida, implica que no se produce ningún tipo de sustitución en la producción y que todos los efectos se deducen por cambios en la demanda, por lo que, insistimos de nuevo, en función de la divergencia en los efectos reales los resultados de los estudios deben interpretarse con cautela.

Creemos que puede ser interesante subrayar una última idea en relación con la estimación del beneficio. Cuando se analizan los costes que pueden tener las políticas medioambientales por ejemplo los excesos de gravamen que puede ocasionar un aumento en ciertos tributos, no se suele mencionar que, asimismo, la aplicación de esas figuras fiscales consigue beneficios que también deberían ser considerados al medir los cambios en el bienestar que las medidas tienen. Precisamente en el esquema de neutralidad impositiva que revisaremos en el capítulo cuarto del trabajo reflexionaremos sobre las posibilidades de incorporar estos cambios positivos en el bienestar que estos instrumentos también procuran al corregir las externalidades.

4.1.11 Integración de modelos micro y macroeconómicos aplicados al análisis de la incidencia de los impuestos indirectos

En la revisión de las fases de los estudios que valoran la incidencia de los impuestos medioambientales hemos visto que la metodología aplicada es diversa,

desde los enfoques más sencillos, basados en estimaciones directas en función de los porcentajes que en cada grupo de renta o gasto se destinan a cada categoría de bienes para tener una idea sobre los efectos iniciales y a corto plazo de las políticas, hasta modelos más complejos de equilibrio general.

En la revisión de las fases de los estudios que hemos realizado en los epígrafes anteriores hemos visto, por ejemplo, como se plantea la medición de los efectos directos a través de la evaluación de las pautas de consumo con modelos de microsimulación, que utilizan extensas bases de microdatos procedentes de encuestas de presupuestos familiares, que se combinan con tablas *input-output* para calcular el efecto indirecto de los impuestos, ya que así es posible estimar las intensidades energéticas en cada sector industrial necesarias para valorar los cambios que se infieren en los precios de los bienes en otros sectores de la economía. Así, se suele incorporar la modelización de curvas de demanda para evaluar de forma más precisa los cambios inferidos en el consumo de los diferentes productos y así tener en cuenta la respuesta conductual para proceder, a continuación, a calcular los efectos distributivos derivados de los cambios en los precios entre los diferentes grupos de la población. Algunos estudios utilizan simuladores existentes de imposición indirecta, que incorporan en algunos casos varias opciones metodológicas para comprobar la robustez de los resultados, mientras que en otras investigaciones los modelos se programan *ad hoc*. Asimismo con estas técnicas de microsimulación se pueden realizar estimaciones sobre los ingresos fiscales recaudados de forma que sea posible estimar los diferentes efectos derivados de las opciones de reciclaje de los ingresos, aunque también es frecuente que en enfoques más sencillos no se consideren estas alternativas, por lo que, en estos supuestos, es preciso señalar las limitaciones de la interpretación de los resultados.

Recientemente se han propuesto nuevas vías metodológicas para mejorar los resultados de los estudios y reducir los posibles sesgos que se puedan introducir al realizar ciertas simplificaciones. Entre estas propuestas destaca la integración de modelos micro y macroeconómicos en el análisis.

El conocido intercambio entre eficiencia y equidad implica que en muchas intervenciones públicas con efectos distributivos ambos objetivos compiten entre sí, en el sentido de que en ciertas ocasiones, por ejemplo como hemos visto en las políticas medioambientales analizadas en estas páginas, hay que sacrificar en alguna medida la consecución de resultados más eficientes por razones éticas. Los modelos a los que nos referimos en este momento están también basados de algún modo en una disyuntiva entre estos objetivos, aunque en este caso en un sentido muy diferente, desde un punto de vista metodológico esta vez. El problema radica en que los modelos que son más adecuados para analizar los efectos sobre la eficiencia son los de equilibrio general, ya que calculan los efectos de las políticas considerando la

economía en su conjunto, de forma que son más precisos en la estimación de los efectos finales en cuanto a los objetivos medioambientales si bien, al tener una naturaleza agregada, sólo informan limitadamente sobre las potenciales consecuencias distributivas inducidas por las medidas al considerar un número pequeño de agentes representativos. Los modelos microeconómicos de equilibrio parcial son apropiados para considerar los efectos sobre la población y distinguir los posibles desequilibrios en su reparto en función de características sociales o económicas y los efectos de las medidas sobre la desigualdad o la pobreza, pero carecen de la visión de conjunto de los modelos macroeconómicos, por lo que no se estiman los efectos de los cambios a nivel macroeconómico en la distribución. Si nos interesa conocer la dimensión social de la política medioambiental ignorar los efectos distributivos sería poco apropiado pero, en otro sentido, no considerar la repercusión global de las medidas resultaría, asimismo, limitado ya que ignorar los cambios en el conjunto de los mercados de bienes o de factores afecta a las consecuencias distributivas de las medidas. Por ejemplo Fullerton y Heutel (2010) señalan que al analizar los efectos de las políticas que gravan la producción o el consumo de bienes contaminantes, al ser las empresas más contaminantes también las más intensivas en capital, ignorar los cambios en la remuneración factorial implicaría exagerar los efectos regresivos de las políticas ya que las rentas de capital, que serían más perjudicadas que las salariales, se concentran en los últimos deciles de la población. Asimismo en Oladosu et al. (2007) la regresividad que se estima en la aplicación de las políticas contra el cambio climático en una región en EEUU se compensa con los efectos progresivos en el ámbito macroeconómico, por inferir cambios estructurales en la economía con consecuencias redistributivas.

Para superar estas limitaciones en algunos estudios se utilizan matrices de contabilidad social (*Social Accounting Matrix* o SAM) que representan las transacciones entre los agentes económicos y los factores de producción combinando datos de tablas input-output y otros de tipo macroeconómico como cuentas de renta nacional, estadísticas comerciales o cuentas públicas. En estas matrices las columnas representan pagos y las filas ingresos, como en las tablas input-output, y los interceptos son las transacciones que se desarrollan en las diferentes áreas; estas matrices se modifican para reflejar los aspectos distributivos. Esta aproximación mejora las estimaciones, por incorporar efectos macroeconómicos en modelos microeconómicos, pero sigue siendo un enfoque de equilibrio parcial y estático, ya que no refleja los cambios conductuales inferidos en los diferentes sectores o en las instituciones.¹⁵⁷ La alternativa inversa, la incorporación de elementos micro en sistemas globales, incorporando múltiples agentes en los modelos de equilibrio general, también se ha desarrollado, pero el

¹⁵⁷ Las matrices SAM también se han utilizado para calibrar los modelos de equilibrio general, por ejemplo en Rausch et al. (2011), Oladosu et al. (2007) Araar et al. (2011) o Dissou et al. (2014)

análisis resulta extremadamente complejo y no es posible recoger toda la variabilidad en cuanto a las características de los hogares y sus efectos sobre los resultados como en los modelos de equilibrio parcial vistos anteriormente.

Las carencias de los enfoques anteriores, y de otros de carácter recursivo entre los dos escenarios macro y micro, son apuntadas en Labandeira, Labeaga y Rodríguez (2009), que plantean en su estudio un enfoque integrador, uniendo modelos de equilibrio general con técnicas de microsimulación, en el análisis de una reforma fiscal verde en la economía española. En este trabajo los autores utilizan un modelo secuencial de equilibrio general computable para deducir los cambios en los precios relativos y en los niveles de producción de los diferentes sectores de la economía que integran posteriormente en el modelo microeconómico en el que se basa el análisis distributivo. Así, los cambios en los precios y la producción se calculan en el modelo de equilibrio general, y se toman como regresores en la estimación del sistema de demanda de las familias, que se especifica con un QUAIDS. Una metodología similar es aplicada en Bach et al. (2002), Metcalf (2008), Rausch (2011), Araar et al. (2011), Vandyck (2013) y Dissou et al. (2014). Sin duda este tipo de enfoques son realmente interesantes y, probablemente, la investigación futura en este ámbito contribuya a desarrollar y mejorar los resultados obtenidos.¹⁵⁸

4.1.12 Revisión de las principales conclusiones de los estudios sobre la incidencia distributiva de los impuestos medioambientales: una valoración de los resultados

La dirección y la intensidad de los efectos distributivos de los impuestos medioambientales dependen de diferentes factores que pueden compensarse o reforzarse entre ellos. En primer lugar, los incrementos en los precios que se derivan de su introducción pueden afectar de distinta forma a las familias en función de su nivel económico, o de otra característica observable, especialmente si la capacidad de reacción ante estos cambios no es homogénea en el conjunto de la población. En un contexto de equilibrio general las variaciones en los precios pueden alterar la remuneración factorial, infiriendo a su vez cambios distributivos desde el punto de vista personal. Desde la perspectiva territorial, en el ámbito espacial en que la medida se introduzca, los resultados pueden ser diferentes, pudiendo de nuevo afectar a las otras esferas distributivas. Sin considerar el reciclaje de los ingresos tributarios ni los beneficios medioambientales de las medidas, los impuestos medioambientales tendrán consecuencias negativas desde el punto de vista del

¹⁵⁸ En Labandeira, Rodríguez y Labeaga (2009) se explican los distintos procedimientos que se han seguido para integrar los dos enfoques.

bienestar social, al tratarse de una medida recaudatoria, y con gran probabilidad sobre la privación material. Los resultados pueden ser progresivos, proporcionales o regresivos, en función de los patrones de consumo y, por consiguiente, con diferentes efectos sobre la desigualdad, la pobreza relativa o la equidad en sentido horizontal. La incorporación de los efectos derivados del destino de los fondos recaudados y de la valoración de las mejoras medioambientales y sus consecuencias distributivas pueden matizar o invertir los cambios asociados únicamente a la aplicación de los impuestos.

Un análisis profundo sobre las posibles implicaciones regresivas de los tributos medioambientales y sus efectos sobre el bienestar, la desigualdad o la pobreza, en especial de los impuestos que gravan la energía, resulta necesario para estimar si es conveniente y factible arbitrar medidas compensatorias o si, por el contrario, se deslegitima la aplicación de estos instrumentos fiscales, de forma general o en ciertos casos en particular, por razones de justicia distributiva.

El interés principal de la mayoría de los estudios sobre los efectos de la política medioambiental sigue centrándose en el análisis de la eficiencia económica o medioambiental de las medidas si bien, en los últimos años, el enfoque de la investigación se ha ampliado para incluir la dimensión social de este tipo de intervenciones, principalmente de los instrumentos económicos tributarios. Existen algunos trabajos recientes que revisan de forma exhaustiva las aportaciones realizadas en este contexto, tanto teóricas como aplicadas, entre los que destacamos como referencia fundamental el coordinado por Serret et al. (2006) para la OCDE,¹⁵⁹ firmado por algunos de los principales expertos en economía medioambiental (especialmente interesante en este contexto el estudio bibliográfico realizado en el capítulo de Kristrom), la excelente colección de artículos de Fullerton (2008) o el reciente trabajo de revisión de Heindl y Löschel (2015).

En esta parte de la tesis vamos a intentar resumir y sistematizar las principales conclusiones de los estudios que se han realizado en los últimos años sobre los efectos distributivos de la tributación ecológica. No explicaremos en profundidad las decisiones metodológicas que se han adoptado en el desarrollo de las investigaciones, más allá de las valoraciones que sean necesarias para sistematizar la bibliografía que utilizaremos, ya que hemos tratado extensamente sobre estas cuestiones en partes anteriores de este capítulo. En concreto, y en lo que se refiere al estudio de los efectos distributivos de los ejercicios planteados, los enfoques más sencillos calculan simplemente los cambios inferidos en los gastos netos, o en las cuotas pagadas, por grupos de renta u otra característica, mientras que en otros artículos se calculan medidas más sofisticadas de cambio en el bienestar como las

¹⁵⁹ En la OCDE se han hecho diversos estudios sobre estos temas

explicadas anteriormente. Todos los estudios que vamos a revisar informan de los efectos sobre la desigualdad con indicadores de progresividad o con índices específicos de desigualdad, aunque en escasos supuestos se utilizan las técnicas de dominancia. Son, asimismo, una minoría los estudios que tratan específicamente de la pobreza.

El objetivo que nos planteamos en este momento es ofrecer una visión de conjunto sobre las implicaciones sociales de los tributos medioambientales y subrayar los resultados sobre los que existe una mayor evidencia y están más consensuados, para obtener una perspectiva completa sobre las consecuencias distributivas de introducir impuestos medioambientales y, en su caso, de implementar reformas fiscales verdes o habilitar otras políticas complementarias. Como hemos señalado anteriormente las consecuencias distributivas de las medidas de política medioambiental no se limitan a los instrumentos fiscales, pero son estos efectos los que, con diferencia, más se han estudiado, por lo que nuestra revisión en este punto es mucho más extensa. Es necesario este nivel de profundidad por razones cuantitativas pero también porque los resultados en esta área se pueden extrapolar fácilmente a las implicaciones de otras herramientas.

Por la extensión de la revisión que vamos a realizar a continuación hemos dividido esta parte del capítulo en varios epígrafes. En primer lugar nos referiremos a los resultados generales sobre la naturaleza de los efectos de la fiscalidad medioambiental en las dos áreas principales de aplicación de impuestos medioambientales: sobre el consumo de bienes energéticos y, a continuación, sobre el uso de los recursos. Nos plantearemos, seguidamente, si las principales conclusiones de los estudios cambian en función del estadio de desarrollo económico de los países. En el cuarto apartado reflexionaremos, con el apoyo de la bibliografía existente, sobre la posible influencia de las decisiones metodológicas en los resultados. Posteriormente profundizaremos en una de esas decisiones, en concreto la incorporación del comportamiento en el análisis, para revisar si se han estimado diferencias importantes en la respuesta conductual en función del nivel económico o la capacidad de gasto, lo que podría acentuar o matizar los efectos distributivos. Ampliaremos estas reflexiones para preguntarnos a continuación qué apuntan los estudios en cuanto a la diferenciación de los grupos de la población atendiendo a otras características sociales o demográficas de interés. Revisaremos, asimismo, los principales resultados distributivos estimados atendiendo a otras dimensiones como la factorial y la sectorial. Finalmente analizaremos cómo cambian los efectos en función de las opciones de reciclaje de los ingresos tributarios.

4.1.12.1 Aplicación de instrumentos fiscales en los sectores energético y del transporte en los países industrializados

En principio y de forma general podemos señalar que los estudios apuntan a que este tipo de instrumentos fiscales, en ausencia de medidas compensatorias, puede tener efectos regresivos, al menos en un sentido débil o moderado y en el contexto de los países industrializados, donde se han llevado a cabo la mayor parte de las investigaciones en este ámbito y, especialmente, en los impuestos que recaen directamente sobre el uso doméstico de la energía o en los que se devengan en la fase de producción, siempre que las empresas puedan repercutir el impuesto.

La aplicación de impuestos ecológicos, en sentido estricto, sobre bienes energéticos se ha planteado efectivamente en algunos países, como veremos más adelante en la revisión de estas experiencias, lo que ha posibilitado que en los últimos años se hayan analizado los efectos distributivos de impuestos reales, como Wier et al. (2005) en Dinamarca o Tiezzi (2005) en Italia, aunque en la mayor parte de los trabajos se han realizado simulaciones de los efectos de posibles incorporaciones de este tipo de medidas fiscales diseñadas para alcanzar un potencial objetivo, con mayor o menor base real. En este sentido se han planteado, por ejemplo, los efectos de una hipotética introducción de impuestos para alcanzar los objetivos del Protocolo de Kioto en Godal y Holtsmark (2001) en Noruega, Brannlund y Nordström (2004) en Suecia, Creedy y Sleeman (2006) en Nueva Zelanda,¹⁶⁰ Kerkhof et al. (2008) en Holanda o Labandeira et al. (2008) en España. En otros trabajos se estudian los efectos distributivos de impuestos medioambientales, que se aplican efectivamente, desde una perspectiva más amplia como el reciente de Flues y Thomas (2015) en el que se analizan los efectos distributivos de todos los impuestos que recaen sobre bienes energéticos en un grupo de países de la OCDE.

En una primera aproximación a las principales conclusiones de los estudios, vamos a seguir un criterio cronológico, considerando únicamente el efecto del impuesto, sin atender a la posible compensación del reciclaje o de la distribución de las mejoras medioambientales, aspectos que incorporaremos en partes posteriores de este capítulo.

Los primeros estudios que se realizaron a finales de la década de los ochenta y en los noventa ya señalaron que era muy posible que en la aplicación de estos tributos surgieran indeseables efectos distributivos, al menos en los impuestos sobre el carbono, lo que sin duda incentivó la expansión posterior de la investigación en

¹⁶⁰ En un estudio anterior, Cornwell y Creedy (1996), se analizan de forma similar los efectos de alcanzar los objetivos de Toronto sobre emisiones en Australia.

este campo, principalmente en los países anglosajones.¹⁶¹ Por ejemplo, en Common (1985) se apunta la mayor afección de los impuestos que encarecen la energía en las familias con menor capacidad económica y en Poterba (1989), uno de los estudios seminales en esta materia sobre los efectos de accisas energéticas en EEUU, se obtienen resultados regresivos que se estiman, asimismo, para la gasolina en Poterba (1991). En la medición de los cambios inferidos por un impuesto sobre el carbono en varios países europeos Smith (1992), en un estudio complementario a uno anterior de Pearson y Smith (1991), estima que el efecto es débilmente regresivo en la mayor parte de ellos y fuertemente regresivo en Reino Unido e Irlanda: el efecto relativo para una familia del primer quintil es tres veces mayor que para una del último quintil y el doble que para la familia media, por lo que la incidencia regresiva es evidente, incluso aunque se grave también la gasolina, cuyos efectos regresivos no son tan evidentes, como veremos más adelante. Symons et al. (1994) apuntan conclusiones similares en el Reino Unido. Decoster (1995) también señala la posibilidad de que los impuestos sobre la energía sean fuertemente regresivos en Bélgica y subraya además la influencia de las decisiones metodológicas en los resultados, aspectos que trataremos en profundidad más adelante.

En un estudio en la misma línea de los anteriores sobre los efectos distributivos de las accisas energéticas en varios estados europeos, pero siguiendo un enfoque metodológico más dinámico al incorporar la reacción conductual de los consumidores, Barker et al. (1998) llegan a similares resultados y concluyen que los efectos serían regresivos en general, aunque no en todos los casos con igual intensidad ya que obtienen resultados de intensidad débil en la mayor parte de los países considerados, algo más acentuados de nuevo en el Reino Unido e Irlanda. En Symons et al. (2002), se confirman los resultados regresivos para Alemania, Francia y España, si bien las conclusiones son contradictorias en este caso para Italia y el Reino Unido. También se apuntan resultados regresivos o débilmente regresivos, sin considerar las opciones de reciclaje, en estudios desarrollados en otros países sobre impuestos que incrementan los precios de la energía como Hamilton y Cameron (1994) en Canadá, Cornwell y Creedy (1996) en Australia, Aasnes et al. (1996) en Noruega, Metcalf (1999) y Sipes y Mendelsohn (2001) en EEUU, Bach et al. (2002) en Alemania, Jacobsen et al. (2003) en Dinamarca, West y Williams (2004) en EEUU, Brannlund y Nordstrom (2004) en Suecia, Wier et al. (2005) en Dinamarca,

¹⁶¹No es casual que gran parte de los estudios se hayan realizado en el Reino Unido donde al interés general por los problemas distributivos, en un país tradicionalmente más desigual que los de su entorno, se une la preocupación por el hecho de que las familias más pobres no tienen recursos para conseguir que sus hogares reúnan las condiciones básicas de habitabilidad, especialmente en lo que se refiere a las necesidades de calefacción en una zona climática de inviernos muy fríos. Hasta tal punto llega el interés por estas cuestiones que es allí donde comienza a estudiarse la pobreza energética, denominación asimismo británica en origen, cuya reducción es un objetivo expreso de la política social para el que se habilitan programas especiales de gasto.

Bork (2006) en Alemania, Creedy y Sleeman (2006) en Nueva Zelanda, Dresner y Ekins (2006) en el Reino Unido, Bruha y Scasny (2007) en la República Checa, Bandyopadhyay et al. (2007) en EEUU, Labandeira et al. (2008) en España, Verde y Tol (2009) y Callan et al. (2009) en Irlanda, Feng et al. (2010) en el Reino Unido, Rausch et al. (2011) y Williams et al. (2014) en EEUU y Pashardes et al. (2014) en Chipre. En Flues y Thomas (2015) se apuntan en general resultados débilmente regresivos en los impuestos que gravan los combustibles para calefacción y regresivos en los que recaen sobre la electricidad en veintiún países de la OCDE.¹⁶²

De este modo, en el contexto de los países considerados en los estudios anteriores, la tributación medioambiental tiene muy probablemente una incidencia regresiva si afecta a los precios que pagan las familias al consumir bienes energéticos en los hogares. Esta apreciación general debe matizarse, ya que en algunos casos se subraya asimismo que los resultados regresivos se moderan, o incluso se anulan, si se considera también dentro del paquete impositivo analizado el efecto de los impuestos sobre la gasolina y otros combustibles para el transporte, que podrían resultar ser individualmente neutrales o incluso progresivos. Una explicación muy evidente de este hecho sería que el uso del transporte privado en las familias más pobres es escaso, ya que no suelen disponer de automóvil propio, aunque existen otros factores que deberían considerarse antes de establecer conclusiones definitivas. Por ejemplo, si los grupos de población con menor capacidad no pueden permitirse comprar vehículos más eficientes o vivir en el centro de las ciudades, un impuesto que acabe repercutiendo en el precio de la gasolina también les puede afectar muy negativamente si no tienen fácil acceso a medios alternativos de transporte.

Los factores anteriores pueden variar significativamente en función de la idiosincrasia de cada país y de aspectos tales como su planificación urbanística, la extensión del transporte público o el nivel previo de impuestos energéticos, por lo que los resultados distributivos finales de la tributación medioambiental en el ámbito energético considerado en su conjunto pueden resultar diferentes incluso en países con similar desarrollo económico. En aquellos donde esté más generalizado el uso del transporte privado, especialmente si los patrones de consumo refuerzan el efecto, aumenta la probabilidad de que se produzcan resultados regresivos. Así se explicaría que los efectos estimados de la tributación sobre la gasolina en EEUU, por ejemplo en Sipes y Mendelsohn (2001) o West y Williams (2004), sean regresivos y acentúen los derivados de la aplicación de otros tributos energéticos y en Europa, sin embargo, algunos estudios hayan apuntado en un sentido diferente.

¹⁶² El resultado es más regresivo en el caso de la electricidad que en el de los carburantes para calefacción porque en este último caso, aunque las familias más pobres tienden a vivir en hogares peor aislados pero que también son más pequeños y más fáciles de calentar por tener menos superficie, sin embargo, en estas familias los electrodomésticos suelen ser antiguos y con baja eficiencia energética.

En concreto, en el Reino Unido, Ekins et al. (2004) señalan que se perfila claramente un resultado regresivo en el caso de la tributación de la energía en los hogares pero progresivo en los impuestos que gravan la gasolina; incluso en algunos países, como estiman por ejemplo Barker et al. (1998) para la UE, se inclina la balanza hacia un resultado global progresivo al integrar las dos áreas. En el mismo sentido, Leipprand (2007) señala que si se considera la tributación sobre todos los bienes energéticos los efectos se compensan en algunos países como Alemania y España y, sin embargo, confirma la regresividad en conjunto en otros países como el Reino Unido y República Checa. Tiezzy (2005) y Martini (2009) en Italia y Sterner (2012) en varios países europeos también detectan un resultado neutral o progresivo si se consideran aisladamente los impuestos que gravan el consumo de carburante para el transporte, con la excepción de Serbia, probablemente debido a que la propiedad de vehículos está aún concentrada en las familias con mayor capacidad en este país. En el estudio de Bork (2006) en Alemania, uno de los más completos en cuanto a las posibilidades consideradas, se exponen de forma muy ilustrativa estas diferencias: la carga fiscal es claramente regresiva en el conjunto de la población en el caso de tributos que gravan la electricidad, el gas natural o los combustibles para calefacción pero en el caso de la gasolina es progresivo en la primera fase de la distribución si bien, a partir de un cierto nivel de renta, al igual que en el resto de supuestos, se vuelve regresivo también. Un resultado similar en cuanto al cambio del carácter distributivo a lo largo de la distribución se obtiene también en West (2004) respecto de EEUU: los efectos regresivos de un impuesto sobre la gasolina dependen del quintil en que se consideren los efectos y, como las familias más pobres no se pueden permitir obtener el carnet de conducir o tener coche y, además, reaccionan más ante las subidas en el precio, el impuesto sobre la gasolina es sólo regresivo en la parte alta de la distribución. Otra variación interesante de este efecto es subrayada, por ejemplo, en Dresner y Ekins (2004) en el Reino Unido donde la fiscalidad sobre la gasolina es progresiva si se considera a toda la población, pero muy regresiva si se miden los cambios en el bienestar solamente para los propietarios de vehículos de motor y perjudica sensiblemente, en el sentido que acabamos de apuntar, a los automovilistas más pobres y, particularmente, a aquellos alejados de núcleos importantes de población. Santos et al. (2005) asimismo apuntan hacia una fuerte regresividad en el caso de considerar sólo a las familias propietarias, y especialmente perjudicadas las clases medias. El estudio de Flues y Thomas (2015) apunta, asimismo, hacia resultados proporcionales o progresivos en el grupo de los países de la OCDE considerados (los europeos y Chile) con ciertos matices: sólo en algunos países, como Chile, Hungría y Turquía el resultado es progresivo en toda la distribución, en otros casos los resultados son proporcionales si no se consideran los extremos, como en España, Italia o Austria, y en Alemania o el Reino Unido los impuestos recaen de forma acusada en las clases medias. Asimismo se apunta otro interesante resultado ya que en los últimos deciles

se produce una reducción clara en el gravamen soportado en términos relativos a su capacidad económica y se apuntan los siguientes factores explicativos: en esa fase de la distribución se produce un mayor consumo de transportes alternativos, como los trenes de alta velocidad, el avión, coches de empresa y, en general (aunque depende del patrón urbanístico de los países), de transporte público por el más fácil acceso en las zonas urbanas más céntricas y caras.

En otros estudios en el contexto europeo, sin embargo, si se ha detectado una cierta regresividad en los tributos sobre la gasolina considerados individualmente, que contribuiría por la tanto a reforzar el efecto regresivo de las políticas, como en EEUU, por ejemplo en Bruha y Scasny (2007) en la República Checa, Berri (2005) y Bureau (2011) en Francia o Vandyck (2013) en Bélgica.

Así, el efecto global de la tributación energética dependerá de si la tributación sobre la gasolina es regresiva, en cuyo caso se sumaría al efecto más claro de la tributación del consumo de energía en los hogares, o progresiva, en cuyo caso podría matizar, compensar o invertir el efecto distributivo. El resultado conjunto de todos estos impuestos no es evidente en algunos países. Por ejemplo, en España en Smith (1992) y en Labandeira et al. (1999) se ha señalado que no se detectan implicaciones regresivas por el fuerte contrapeso que infieren los tributos que afectan al consumo de gasolina y, sin embargo, en Symmons et al. (2002) detectan un efecto global débilmente regresivo, resultado que también se subraya en Labandeira et al. (2008). En otros lugares tampoco se confirman los resultados regresivos generales como, por ejemplo, Freund (1997) en Polonia, Oladosu et al. (2007) en una región de los EEUU o Leipprand (2007) en Suecia. La explicación en estos supuestos que divergen de la tendencia general en el contexto de los países industrializados puede deberse a las condiciones específicas de cada uno en cada momento y, particularmente, a las preferencias que pueden estar también condicionadas por el nivel cultural, las costumbres o el nivel de vida, influencias que pueden resultar determinantes. En Polonia, como en algunos países mediterráneos, podemos asumir que los patrones de consumo fueran diferentes cuando se realizaron los primeros estudios, y las familias con mayor capacidad económica consumieran en mucha mayor proporción algunos de los bienes gravados, particularmente gasolina, por considerarse al automóvil un bien de status cuyo consumo, de tipo posicional, no estuviera aún suficientemente generalizado, por lo que la incidencia impositiva sería más intensa en los últimos quintiles. Esta observación podría confirmarse en el caso de España ya que los mismos autores del estudio de Labandeira et al. (1999) estiman, como hemos apuntado anteriormente, un resultado diferente en Labandeira et al. (2008), quizás por los posibles cambios sociales y económicos, en las preferencias o en los hábitos de consumo que pudieran haberse producido entre ambos periodos, que hicieran inclinarse la balanza hacia una mayor regresividad. En el caso de Suecia es probable que la mayor

homogeneidad de la población, las mayores posibilidades de sustitución por la generalización del uso de transporte privado y la baja tasa de propiedad de vehículos (en comparación con otros países de similares características) y el diseño más sofisticado de los tributos en un país con alto nivel de concienciación medioambiental expliquen mejor este resultado, aunque tampoco en este caso las conclusiones pueden ser muy precisas ya que otros estudios, como Brannlund y Nordström (2004), si apuntan hacia una débil regresividad en este país.

Se han analizado asimismo los efectos distributivos de otros impuestos con objetivos medioambientales relacionados con la propiedad o con el uso del transporte privado diferentes de los que gravan el consumo de carburante. En Fullerton y West (2003) y West (2004) se señala que la naturaleza de los impuestos sobre la compra o el registro de los medios de transporte dependen de las características gravadas y del área afectada por el tributo y así, por ejemplo, si el impuesto se devenga en función del tamaño del vehículo es progresivo en California, pero regresivo en el conjunto del país, por el carácter no homogéneo de la demanda entre los que tienen más renta, y es regresivo también en el caso de imposición en función de los años del vehículo (y por consiguiente en función de las emisiones, al ser los coches más antiguos más contaminantes). Asimismo, en West (2004) se señala que los impuestos que gravan la potencia o la antigüedad del vehículo son significativamente más regresivos que los gravámenes sobre la gasolina o sobre la distancia recorrida, por la mayor respuesta de los primeros quintiles ante las subidas de los precios.

En el estudio de Giblin et al. (2009) se analiza el impuesto de matriculación de vehículos irlandés vinculado a las emisiones, pero no se realiza específicamente ningún análisis distributivo, aunque se señala que la decisión de compra del coche se ve mucho más afectada por este tributo que por las accisas energéticas, lo que puede indicar que, por la mayor preferencia hacia la compra de coches nuevos en los últimos deciles, el impuesto no tendría consecuencias importantes en los estadios iniciales de la distribución.¹⁶³ Resultados progresivos derivados de un impuesto similar en Dinamarca se deducen también en Jacobsen (2003). En Dresner y Ekins (2004) se analizan los efectos de distintas alternativas, incluidas las anteriores, para frenar las emisiones en el sector del transporte en el Reino Unido, incluido el aéreo. En este último estudio se apunta a que, en general, los impuestos en este sector son progresivos, debido a la baja tasa de propietarios de coche o de usuarios de avión en

¹⁶³ Este estudio se centra en el nuevo tratamiento fiscal de un impuesto medioambiental realmente introducido en Irlanda sobre la matriculación de vehículos, cuyos efectos previsibles no serían regresivos, al menos en los primeros quintiles, si asumimos que el nivel de renta es determinante en la decisión sobre la compra de un coche nuevo, y normalmente los conductores con menor capacidad de gasto acuden en mayor medida al mercado de segunda mano.

los primeros deciles, si bien es cierto que se perjudicaría seriamente a algunas familias de los primeros quintiles.

Existen dos opciones para incentivar de forma directa el cambio de vehículo: los subsidios a la compra de automóviles nuevos y la deducción en otros impuestos. En principio, obviamente, sólo los contribuyentes de verían afectados por la segunda opción, por lo que se podría beneficiar a un porcentaje mayor de la población en la primera, sin embargo la compra de vehículos nuevos es prácticamente nula en los primeros deciles de la distribución. En West (2004) se estima que los subsidios directos a la compra de nuevos automóviles son regresivos mientras que los programas destinados a la retirada de vehículos antiguos son progresivos si se diseñan adecuadamente ya que su tasa propiedad es mayor entre los conductores con menos recursos. Este resultado derivado de estimaciones con datos de EEUU es probable que también se mantenga en otros países.

Respecto a otros impuestos sobre el uso de los vehículos, Dresner y Ekins (2004) apuntan a una leve progresividad de los impuestos a la congestión viaria efectivamente aplicados en Londres y apuntan a que el resultado final dependerá de cómo se reciclen los ingresos. Asimismo, para no perjudicar a las familias con menos capacidad de gasto proponen que los impuestos a la congestión viaria se compensen con la eliminación de los impuestos de circulación, menos eficientes. En Bureau y Glachant (2008) se consideran diferentes alternativas de peajes urbanos en París y, en general, los resultados son regresivos, aunque depende del diseño. Conclusiones similares son apuntadas también por Eliasson et al. (2009) en Estocolmo. Santos y Rojey (2006), en un estudio aplicado a políticas de precio en el uso de las vías de transporte en varias ciudades inglesas, concluyen que el efecto es ambiguo y depende del lugar. Así, podemos señalar que los efectos de los impuestos que gravan la propiedad o la compra de medios de transporte dependen de las características gravadas y aquellos sobre el uso de medios de transporte diferentes a las accisas energéticas, como los que gravan la congestión viaria tienen resultados ambiguos y, en todo caso, corregibles con un diseño adecuado o mediante compensación con otros tributos.

Resulta interesante, asimismo, considerar que tanto la definición como la extensión de la base imponible que se grave en el impuesto pueden afectar considerablemente al sentido y la magnitud de los resultados. Como hemos señalado anteriormente, aunque la mayor parte de los estudios anteriores se han centrado en el análisis de los efectos distributivos de los impuestos que gravan el carbono o las emisiones de dióxido de carbono, en algunos estudios se amplía el objeto de análisis para considerar gravámenes sobre las emisiones de otros gases con consecuencias medioambientalmente nocivas, como óxidos de azufre y nitrógeno, partículas en suspensión o componentes volátiles orgánicos. Por ejemplo, en Metcalf (1999) se

analizan todos los supuestos anteriores y en Godal y Holtmark (2001), Kerhof et al. (2008) y Feng et al. (2010) se evalúan los efectos de impuestos sobre las emisiones de todos los gases de efecto invernadero a los que se refiere el protocolo de Kioto. En los trabajos anteriormente mencionados de Kerhof et al. (2008) y de Godal y Holtmark (2001) se apunta una interesante variación en las conclusiones que inicialmente estiman implicaciones regresivas en la aplicación de tributos ecológicos. Según estos estudios el efecto es menor en el caso de impuestos más generales que graven asimismo otros contaminantes atmosféricos, por ejemplo los seis responsables del efecto invernadero, que en el supuesto de intervenciones correctoras que afecten sólo al dióxido de carbono ya que la carga del impuesto se traslada parcialmente desde los productos más intensivos en energía hacia el sector alimentario. Como explican en su artículo Kerhof et al. (2008), aunque las familias con menos recursos también dedican un porcentaje superior de su gasto o su renta al consumo de alimentos, la diferencia es menor que en el caso de bienes como el gas o la electricidad, por lo que el efecto regresivo es más suave. Feng et al. (2010) también concluyen que los resultados son más intensos en el supuesto de gravar solamente el CO₂, por el particular patrón de consumo de la población en los primeros deciles. Además señalan que los resultados son más coste-efectivos en el caso de impuestos sobre múltiples gases ya que el gravamen requerido para alcanzar el mismo objetivo medioambiental sería menor y, por tanto, también el incremento en el precio (excepto en los bienes agrarios por las altas emisiones de componentes volátiles orgánicos metánicos).¹⁶⁴

En este epígrafe hemos revisado los resultados distributivos de los estudios en cuanto a la posible regresividad de sus resultados: un impuesto será regresivo si el porcentaje devengado respecto de la renta o el gasto total decrece con la capacidad económica del contribuyente. Hemos visto que la tributación energética es probablemente regresiva cuando se aplica a bienes de consumo doméstico, como las fuentes caloríficas en los hogares o la electricidad, si no tenemos en cuenta ni el destino de los fondos recaudados ni los beneficios medioambientales de las medidas, y los resultados dependen del país y el momento considerados en los impuestos que gravan los carburantes para el transporte y, además, de las características gravadas en otros impuestos sobre la propiedad y el uso de vehículo. Las subvenciones a la compra de automóviles nuevos parecen tener efectos regresivos mientras que las destinadas a la retirada de coches antiguos son progresivas.

¹⁶⁴ Lo que ha llevado a algunos países, como Nueva Zelanda, a plantearse como objetivo el cambio en la composición de su sector primario.

4.1.12.2 *Aplicación de instrumentos fiscales en los sectores energético y del transporte en los países emergentes*

En uno de los primeros informes extensos sobre la dimensión social de la tributación ecológica de la OCDE (1995)¹⁶⁵ y que estima también una incidencia regresiva media en la aplicación de estos tributos, ya se subraya asimismo un resultado interesante muy relacionado con los comentarios anteriores: esta conclusión no puede extenderse a países en otros estadios en su desarrollo económico. Los efectos distributivos se han estudiado principalmente en los países industrializados, donde más se han implementado o, al menos, considerado la aplicación de este tipo de impuestos y donde el consumo de los bienes cuya producción es intensiva en energía está generalizado, aunque se realice en diferentes proporciones en función del nivel económico en términos relativos. Sin embargo, en países en niveles de desarrollo económico bajo o medio, o en los países emergentes, por sus características idiosincráticas y su propia estructura productiva, que afecta también a los patrones de consumo, los resultados difieren. En general, podemos señalar que el consumo de carburantes para el transporte es muy reducido en las familias con pocos recursos, ya que la propiedad y el uso de automóviles están concentrados en los estratos más altos de la distribución, de forma mucho más acusada que en los países industrializados. Asimismo el consumo de bienes energéticos para la aclimatación de los hogares es poco frecuente en aquellos países situados en zonas calurosas y el aire acondicionado es considerado un bien de lujo de escasa implantación.

Storchman (2005) realiza una interesante reflexión que es relevante en el contexto de los países menos desarrollados económicamente pero que también nos permite comprender mejor las diferencias entre países industrializados. Este autor señala que existe un umbral de renta que determina la decisión de adquirir un automóvil y demuestra que en los países ricos una distribución muy desigual excluye de la compra de vehículos a la población en los primeros deciles mientras que en las regiones más pobres la desigualdad posibilita que al menos algunos individuos sean propietarios. Esto explicaría la progresividad de los impuestos que gravan la gasolina cuando el uso del automóvil se concentra al final de la distribución, ya sea porque el poder adquisitivo medio del país es bajo o por un elevado nivel de desigualdad en los países ricos. Por ejemplo, como hemos señalado anteriormente, en el Reino Unido si se considera a toda la población un impuesto sobre la gasolina resulta progresivo, mientras que si se excluye a los no propietarios

¹⁶⁵ Seguidos por otros, especialmente OCDE 2006

es regresivo, lo que podría indicar que el mayor grado de desigualdad en este país (en comparación con otros de similar desarrollo económico) explicaría que el uso del transporte privado no es uniforme en toda la población. En el caso de los EEUU el resultado mayoritariamente progresivo podría explicarse por la mayor influencia de la planificación urbanística y de la extensión limitada del transporte público, que haría que el consumo de vehículos estuviera más generalizado incluso entre la población con menos recursos, principalmente en el mercado de automóviles de segunda mano.

Otra interesante variación de este efecto es detectada en Costa Rica por Blackman et al. (2010) ya que el impuesto sobre la gasolina es progresivo y, sin embargo, el de diesel es regresivo, probablemente por la diferencia del patrón de consumo rural y urbano y su relación con la distribución de la renta. En el mismo contexto Brenner et al. (2007) analizan los efectos distributivos de la imposición sobre el carbono en China y estiman que serían progresivos, principalmente por las diferencias en los patrones de consumo entre la población urbana, con mayor nivel de renta, de uso del automóvil y en general de productos energéticos, y la rural y, en el mismo sentido, Sun y Kazuhiro (2011) especifican que los resultados serían regresivos en las ciudades pero progresivos en el ámbito rural. En Liang y Wei (2012) se estima, sin embargo, que los resultados serían regresivos, y lo calculan a partir de un modelo de equilibrio general, a diferencia del estudio anterior, aunque sin especificar diferencias entre las familias. En los países industrializados, por el contrario, se detecta que la carga de este tipo de gravámenes recaería de forma desproporcionada en la población rural, al menos en el caso de los impuestos sobre la gasolina o el gasoil.¹⁶⁶

En Yusuf (2008), un estudio aplicado a Indonesia, se avanza aún más en este contexto al concluir que hay otros factores diferenciales, además de la relación de los patrones de consumo respecto a la renta o al gasto, ya que en los países en los que el sector informal de la economía se concentra en los mercados de los bienes intensivos en factor trabajo los impuestos medioambientales pueden de hecho mejorar la distribución factorial. Esta conclusión resulta especialmente interesante desde el punto de vista de la aplicación de políticas medioambientales en estos países.

En resumen, podríamos señalar, basándonos en la escasa evidencia empírica existente, que en el contexto de países en estadios inferiores en su desarrollo y en los países emergentes parece la tributación sobre el consumo energético podría ser progresiva con mayor probabilidad, de forma más clara en el caso de la gasolina y en

¹⁶⁶Volveremos a reflexionar sobre estos efectos más adelante, cuando tratemos sobre las diferencias en la incidencia impositiva en función del lugar de residencia.

general en los impuestos en el sector del transporte. En estos países, además, habría que tener en cuenta que el bajo consumo de bienes energéticos en capas amplias de la población se debe tanto a la falta de recursos como a su baja disponibilidad en algunas zonas, particularmente fuera del ámbito urbano. La generalización del uso y de la extensión del suministro influirán en el sentido de que, con gran probabilidad, los patrones de consumo cambien en pocos años, especialmente en los países emergentes. La extensión de la economía sumergida también debería tenerse en cuenta en la valoración de los resultados distributivos.

4.1.12.3 Aplicación de instrumentos fiscales en otros sectores

En los estudios de Herrington (2003), Ekins y Dresner (2004), Leipprand (2007) Ruijs et al. (2008) o Bithas (2008), entre otros, se estudian también las consecuencias de tasas sobre el consumo de recursos hidráulicos y, en los dos últimos, sobre la recogida de residuos, supuesto también analizado en Metcalf (1999) de forma conjunta en un paquete que incluye también un impuesto sobre el carbono, una accisa sobre los combustibles del transporte y una serie de impuestos sobre emisiones de diferentes contaminantes del aire.

En el estudio de Ekins y Dresner (2004) en el Reino Unido se pone de manifiesto que, al igual que en el consumo de bienes energéticos, el uso de agua y de servicios de desecho de residuos es desproporcionado para las familias más pobres, en relación a su capacidad de gasto, luego también en estas áreas de la política medioambiental se pueden producir resultados regresivos si se aplica una tasa equivalente a toda la población o no se arbitran medidas compensatorias.

En el supuesto de los gravámenes sobre el consumo de agua los estudios anteriores ponen de manifiesto la superior eficiencia de las tasas basadas en la monitorización del uso del agua sobre los impuestos de capitación u otros métodos basados en criterios de estimación objetiva, como en función del tipo de vivienda. Como señala Herrington (2003), pasar de un sistema no monitorizado a otro en que se cargue una tasa en función del uso efectivo del agua depende, en primer lugar, de la cuantía de la tasa de cuantía única previa, aunque es de esperar que, como el consumo de agua es mayor en el caso de familias más ricas, aunque probablemente no crecerá en igual proporción como veremos más adelante, el sistema monitorizado sea más progresivo, incluso con una tasa proporcional, como de hecho estiman Ekins y Dresner (2004) en la simulación de diferentes diseños en el Reino Unido. Asimismo, como apunta Herrington (2003), cambiar un sistema ya monitorizado proporcional a otro en el que se establezcan tarifas crecientes por consumo puede tener el efecto negativo de que familias pequeñas más ricas acaben

pagando un porcentaje menor que familias más pobres y numerosas. El efecto final dependerá de si en general las familias más grandes tienen también mayor capacidad de gasto, pero en cualquier caso el cambio podría hacerse más progresivo con un diseño adecuado. En Metcalf (1999), en EEUU, y en Bithas (2008), en varias ciudades europeas, se señala también que el uso de bloques de precios ascendentes en función del uso puede resultar muy perjudicial para las familias numerosas más pobres, aunque se insiste en que no se debe renunciar a establecer sistemas de precios eficientes por lo que medidas compensatorias de los efectos distributivos deberían establecerse en otras áreas. En el largo plazo, además, cualquier política que rebaje el precio por debajo del coste, por ejemplo si se reduce sustancialmente el precio en los bloques más bajos, puede perjudicar a todos los hogares en general, especialmente a los más pobres o con más necesidades, por incrementar la escasez e incentivar aumentos de precios posteriormente. En Ruijs et al. (2008) sin embargo se señala que una política de bloques ascendentes, al igual que un sistema de precio dependiente de la renta, sería progresivo en Brasil, lo que indicaría que las conclusiones que señalamos en cuanto a la tributación energética en los países emergentes podrían extenderse también en este contexto.

En lo que respecta a los residuos, en Ekins y Dresner (2004) se pone de manifiesto la regresividad asociada al sufragio de gran parte de los costes asociados con los impuestos locales, siendo preferible desde el punto de vista de sus efectos distributivos la aplicación de tasas específicas y variables para tener en cuenta las diferencias en la capacidad de pago, que incluso podrían compensarse y resultar así tanto eficientes medioambientalmente como aceptables en términos sociales.

Cuando analicemos los efectos de las medidas complementarias que permite el reciclaje de los ingresos tributarios reflexionaremos sobre los efectos distributivos globales de este tipo de tasas.

4.1.12.4 Efectos de la tributación medioambiental sobre la pobreza

Cuando los resultados de la aplicación de los impuestos medioambientales son regresivos la desigualdad aumenta, pero los efectos sobre la pobreza relativa son inciertos, ya que depende de lo que suceda en las primeras fases de la distribución, donde se concentran aquellas familias que se encuentran por debajo del umbral de la pobreza. Es perfectamente posible que la regresividad aumente, y así la desigualdad globalmente considerada, por los cambios inferidos para las clases medias y no se produzca un aumento en la pobreza relativa, o viceversa. Sin embargo, en cuanto a los efectos absolutos, es evidente que el encarecimiento de bienes necesarios, como la calefacción, la electricidad o, aunque en menor medida, el transporte complica

enormemente la posición financiera de los hogares más pobres, incidiendo sin duda en su nivel de vida.

De nuevo, como venimos insistiendo en estas páginas, dado que los instrumentos de política medioambiental tienen consecuencias distributivas creemos que resulta esencial tener una idea clara sobre cuáles son los colectivos más afectados por las políticas, para prevenir los efectos negativos que puedan generarse en términos de salud y exclusión social y habilitar en consecuencia medidas compensatorias cuando la situación así lo requiera. En este sentido la aplicación de las técnicas de medición de la desigualdad, la pobreza y la exclusión que hemos explicado en partes anteriores de este trabajo deberían, así, completar los estudios sobre la incidencia fiscal de los tributos.

En los estudios que valoran la incidencia de los impuestos medioambientales no suele hacerse referencia a sus efectos específicos sobre la pobreza o sobre la pobreza energética, con la excepción de algunos estudios centrados en el Reino Unido donde, como ya hemos señalado, el estudio de la pobreza energética tiene un recorrido mucho mayor que en otros países. Por ejemplo, en Sefton (2002) se analiza la coste-efectividad de los planes para mejorar la eficiencia energética y sus efectos sobre la pobreza energética. En Ekins y Dresner (2004), Dresner y Ekins (2006), Ekins et al. (2011) o Busch et al. (2011) se estudian los efectos distributivos de la política medioambiental centrándose en la situación de las familias con menores recursos y analizando las posibilidades de asumir consideraciones sociales en las políticas medioambientales. El primero de los estudios mencionados resulta especialmente interesante ya que analiza los efectos distributivos de varios tributos medioambientales: impuestos en el consumo doméstico de energía, tasas sobre el consumo de agua y la recogida de basuras e impuestos sobre los combustibles. Entre las principales conclusiones de este extenso informe destacamos las siguientes: en los tres primeros casos los resultados son regresivos y también en el último cuando se considera sólo a los consumidores; es posible reducir o eliminar la regresividad a través del diseño de las medidas pero en cualquier alternativa siempre queda un número importante de familias en el primer decil que tiene pérdidas netas, por lo que sería necesario habilitar paquetes compensatorios específicos para no incidir en la pobreza; las condiciones varían mucho incluso en el mismo grupo de renta, por lo que habría que estudiar específicamente a que se debe la varianza para identificar áreas de mejora, por ejemplo para mejorar la eficiencia; por último, si el uso de los recursos no es esencial se puede escapar del pago del impuesto simplemente reduciendo su uso, pero en el caso de muchas familias pobres o con necesidades especiales (por enfermedad por ejemplo) podría conducir a privación de bienes necesarios, por lo que la identificación de los hogares vulnerables (que sufran pobreza energética por ejemplo) resulta esencial. Cuando hagamos referencia a los

cambios en los resultados distributivos en función de las alternativas de reciclaje volveremos a referirnos a todos los estudios anteriores.

Aunque no directamente relacionados con los efectos distributivos de la tributación en otra área de investigación relacionada se han analizado los efectos de la pobreza energética desde una perspectiva más social o relacionada con la salud, por ejemplo, en Healy (2004), en Liddle y Morris (2010) y en Thomson y Snel (2013). En todos estos trabajos se señala la prevalencia de situaciones de pobreza energética en muchos países europeos, particularmente en los más pobres en el sur y el este de la UE. En España se han publicado recientemente los trabajos de Tirado et al. (2014) y de Romero et al. (2014) en los que se pone de manifiesto que el incremento de los precios de la energía y el aumento en la desigualdad derivado de la crisis económica han contribuido a elevar el número de hogares en situación de pobreza energética (tanto si se mide con parámetros subjetivos como objetivos y con todos los índices relacionados entre estos últimos) de tal modo que España es uno de los países más vulnerables en este sentido en la UE. En este último estudio, por ejemplo, se mide la pobreza energética de acuerdo con los indicadores explicados en una parte anterior de este trabajo, cuando incorporamos la ampliación de los estudios de incidencia a la pobreza. De acuerdo con los cálculos realizados la pobreza energética en España varía alcanza un 18,2% medida por el IPE₁, 8,7% por el IPE₂, 24,3% por el IPE₃ y 9,9% por el IPE₄. El último indicador, que mide la pobreza energética en relación con el estándar de renta mínima (como explicamos en su momento se consideran en situación de pobreza energética a aquellos cuya renta disponible una vez satisfechos los costes de la vivienda es inferior a ese nivel de referencia, también descontados dichos gastos), que representa la medición más conservadora, indica que casi un 10% de los hogares españoles presenta una privación en ese ámbito que además agrava o implica una situación de escasez de recursos indicativa de pobreza. La pobreza energética decrece sensiblemente según nos movemos a lo largo de la distribución y, excepto en el primer indicador (que recordamos es el oficial en el RU e identifica los hogares que destinan más de un 10% de sus rentas al consumo de energía), es insignificante a partir del tercer decil, por lo que, en una primera aproximación a la caracterización de las familias que pueden sufrir esta situación podemos señalar que se concentra en el primer tercio de la población. De todos estos estudios se puede extraer una conclusión importante: la política medioambiental, en particular los instrumentos económicos, deben anticipar no sólo sus efectos distributivos, sino también las consecuencias que se derivan para las familias que sufren o están en riesgo de sufrir pobreza energética o privación en algún recurso esencial, como el agua por ejemplo, para no tener resultados muy indeseables desde el punto de vista de la equidad. No bastaría, en este sentido, con calcular indicadores generales de regresividad o estimaciones medias de los efectos sobre los diferentes grupos de población ya que, como acabamos de apuntar, la variabilidad en el uso de los recursos entre los mismos grupos de renta implica que

existan perdedores en cada uno de ellos, incluso si habilitan paquetes compensatorios. Esto es particularmente importante entre las familias más vulnerables porque reducir el uso de los recursos en su situación puede implicar privación en bienes necesarios, como la energía o el agua. Identificar, por tanto, a estas familias es esencial tanto para combatir algunas formas de privación como para incorporar medidas de control de la calidad medioambiental sin costes sociales.

En Romero et al. (2014) se lleva a cabo un estudio muy interesante sobre los determinantes de la pobreza energética en España, una primera aproximación para un conocimiento preciso de esta realidad en el sentido que señalábamos anteriormente. Para calcular la probabilidad de hallarse en una situación de pobreza energética aplican un modelo logit, como es habitual en el estudio de los factores de la pobreza en general.¹⁶⁷ Los resultados principales indican que, además de la escasez de ingresos, el perfil de los hogares con mayor probabilidad de sufrir una situación de pobreza energética está relacionado con el número de menores a su cargo y con la inestabilidad laboral del perceptor principal de rentas por lo que aquellas medidas que se dirijan a familias numerosas con bajos ingresos serán las más efectivas. Este estudio es muy interesante para identificar áreas y formas de intervención para paliar la pobreza energética: por ejemplo, los autores anteriores sugieren que las ayudas se realicen a través de una transferencia de tanto alzado, y no con rebaja en el precio para no desincentivar el ahorro, y financiada con los impuestos generales. Asimismo, como también aumenta sustancialmente la probabilidad de encontrarse en situación de pobreza energética habitar en una vivienda de más de 25 años, mejorar las condiciones de habitabilidad de los hogares más antiguos habitados por familias vulnerables sería, en este sentido, la mejor opción tanto desde el punto de vista de la eficiencia medioambiental como de la justicia social. Una definición precisa de los hogares vulnerables resulta, por lo tanto, esencial para dirigir estas políticas y, asimismo, para centrar en ellos medidas de educación energética, que puede ahorrar en estos gastos sustancialmente.

4.1.12.5 Sensibilidad de los resultados ante las decisiones metodológicas

Algunas de las decisiones metodológicas que se han de adoptar necesariamente en el curso de los estudios, por limitaciones asociadas a los datos disponibles o por valoraciones conceptuales que el investigador estime apropiadas, pueden matizar o incluso influir de forma determinante en la amplitud e incluso en la dirección de los resultados. Entre estas decisiones, que hemos revisado en el

¹⁶⁷ Por ejemplo en Ayala et al. (2000) se estudia a través de un modelo de regresión logística cuáles son las características de las familias pobres en España.

apartado sobre las fases de los estudios, podríamos destacar la adopción de enfoques de equilibrio parcial o general, la elección de la variable indicativa del bienestar y la incorporación del comportamiento en los modelos. En este epígrafe analizaremos los dos primeros aspectos.

En primer término, el tipo de enfoque adoptado en la modelización del estudio tiene una influencia importante en el sentido y la amplitud de los efectos distributivos, como hemos sugerido anteriormente en este estudio y ahora ilustraremos con los resultados de los estudios revisados. Los cambios distributivos son inducidos tanto en el caso de los impuestos que los consumidores pagan de forma directa como, indirectamente, a través de los que recaen en el sector industrial y que son trasladados total o parcialmente al consumidor a través de los precios. En las explicaciones sobre las decisiones metodológicas realizadas en partes anteriores de este trabajo ya apuntamos que la mayoría de los estudios son aplicaciones de modelos de equilibrio parcial en los que o solamente se analizan los efectos directos o, en el supuesto de considerar también los indirectos, se asume que las empresas repercuten totalmente el impuesto sobre el precio final, de forma que el análisis se simplifica considerablemente. De este modo, los resultados que se deduzcan siguiendo este enfoque, más incompleto y centrado en el corto plazo, deben ser interpretados teniendo en cuenta estas limitaciones ya que, obviamente, los efectos serán más fuertes cuanto menor sea el plazo considerado pues los cambios significativos en los patrones de consumo tardan un tiempo en producirse. Asimismo, considerar solamente los efectos directos condiciona los resultados: por ejemplo, en el caso de la tributación energética se ha señalado que, si bien éstos son en principio y en general considerados regresivos, al añadir los cambios que se inducen de manera indirecta sobre los otros bienes la regresividad se matiza considerablemente. Por ejemplo, en Creedy y Sleeman (2006) los resultados son ambiguos al considerar ambas categorías y en Hassett et al. (2009) el componente progresivo de los cambios que se producen indirectamente compensa completamente el resultado regresivo del efecto directo.

En un contexto más amplio, a la aparente regresividad subrayada en los estudios de equilibrio parcial, se añaden otras implicaciones en el contexto macroeconómico que también podrían incidir desproporcionadamente sobre ciertos grupos de población. Estos planteamientos se han desarrollado en las investigaciones que han aplicado modelos de equilibrio general para determinar, más allá de los efectos distributivos a corto plazo, las consecuencias de las intervenciones sobre la competitividad, el empleo o el crecimiento. Así, en el caso de no asumir la traslación total de los efectos es necesario estudiar el reparto de la incidencia de los impuestos entre consumidores y factores de producción y, en este último caso, entre trabajo y capital, así como las posibles consecuencias sobre el desempleo en función del sector o sectores afectados, el grado de movilidad factorial o el efecto neto sobre

el nivel de producción agregado. Diversos estudios confirman la influencia de la elección del enfoque en los resultados en este sentido. Por ejemplo, en Rausch et al. (2011), los efectos de la aplicación de instrumentos económicos son proporcionales si se consideran de forma integrada los efectos distributivos derivados de los cambios del lado de las fuentes de renta (individualmente progresivos) y los derivados de los usos de la renta (individualmente regresivos). Por su parte, Fullerton y Heutel (2007) determinan que los incrementos en el tipo impositivo del tributo medioambiental cambian la distribución factorial en un sentido u otro en función del grado de sustitución del trabajo y el capital respecto a la contaminación y de las intensidades factoriales en los sectores afectados. Si éstas son iguales y el capital es mejor sustituto, como parece previsible, entonces aumenta la remuneración a este factor respecto del trabajo, pero este resultado no se mantiene si cambian las condiciones anteriores: si los sectores afectados son más intensivos en capital, como también parece probable, éste factor puede resultar más perjudicado por los cambios. Así, como estima en Rausch et al. (2011) en su estudio sobre un impuesto o sistema de permisos que condujera a un mismo encarecimiento en el uso de carbono en los EEUU, los efectos de la traslación hacia atrás afectan más negativamente a los dueños del capital de forma que los efectos totales son diferentes a los obtenidos cuando se considera una traslación total hacia delante: pasan de ser regresivos en el modelo equivalente al de equilibrio parcial a levemente progresivos en el modelo de equilibrio general. Oladosu et al. (2007) también subraya la influencia del enfoque metodológico utilizado, ya que al aplicar un modelo de equilibrio general identifica que la incidencia es mayor para los grupos de población de rentas medias y altas por su mayor participación en los sectores económicos más afectados por las medidas fiscales en el caso particular de la región estadounidense donde aplica su análisis, lo que en este caso resulta determinante en la deducción de un resultado progresivo. En Labandeira (2005), en España, se presentan asimismo los datos estimados con modelos de equilibrio general y de equilibrio parcial y, de nuevo, la regresividad detectada es mayor en el segundo caso.

En segundo lugar, respecto al efecto de la elección de la variable indicativa, varios estudios han apuntado que el efecto regresivo se matiza o incluso se anula cuando se utilizan variables indicativas de la renta permanente, como el gasto. Por ejemplo, en Poterba (1989) y Poterba (1991) se concluye que los impuestos sobre la gasolina sólo son débilmente regresivos si se estratifican las familias de acuerdo con su gasto, mientras que el efecto es más acusado si se utilizaba la renta anual, Metcalf (1999) llega a idéntica conclusión para el supuesto de un impuesto medioambiental en varios sectores energéticos y en el de desecho de residuos y obtienen resultados similares, más recientemente, Hassett et al. (2009). En el mismo sentido apuntan las conclusiones cuando se comparan ambos enfoques en el estudio sobre impuestos sobre la energía en diferentes países de la OCDE de Flues y Thomas (2015): en general los impuestos sobre la gasolina son proporcionales o progresivos

(especialmente en el medio de la distribución) y los de los combustibles para calefacción solo débilmente regresivos cuando se ordena a las familias con el gasto y, además, la heterogeneidad entre los resultados entre países es más acusada cuando se utiliza la renta. Un resultado interesante de este estudio es que tanto en los impuestos sobre la gasolina como sobre los combustibles para calefacción el porcentaje que representan respecto del gasto es superior al calculado respecto de la renta, excepto en el primer decil de la población, lo que estaría claramente apuntando a que una parte sustancial de las familias en dicho grupo estarían experimentando una situación transitoria de renta baja y a que, asimismo, cambia la composición del primer decil en función de la variable con que se ordene a las familias: las familias con baja renta gastan más de lo que ingresan y, al ser ordenadas por el gasto, algunas podrían pasar a deciles superiores mientras que en el primer decil permanecerían familias con bajo nivel de gasto en general.

En el estudio de Metcalf (1999) se comparan en todos los supuestos los resultados en función de la utilización de variables de gasto y de ingreso. Incluso, con un enfoque muy original, se utiliza de forma alternativa un análisis de cohorte de modo que sólo se consideran los efectos para las familias en el intervalo de edad entre 40 y 50 años para no mezclar hogares que se encuentran en una fase diferente de su ciclo vital, si bien tampoco en este caso se evitan completamente las distorsiones que se pudieran inferir de situaciones temporales de bajos ingresos. Como resultado principal destaca que la batería de impuestos analizados resulta menos regresiva que si se considera el gasto con la diferenciación por cohortes por lo que los resultados están condicionados a si se estudian los efectos de diferentes políticas de incentivos a través de variables indicativas de la renta actual o de la renta permanente, que en cualquier caso se considera una mejor aproximación a la situación económica real de las familias. Sin embargo, en un trabajo posterior en el que también participa Metcalf, Rausch et al. (2011), no se aprecian diferencias significativas entre ambos enfoques.

Una cuestión metodológica relacionada con la variable indicativa de la capacidad económica que se plantea en varios de estos trabajos es la relativa a la influencia sobre las conclusiones de la escala utilizada para deducir la renta equivalente. En Decoster (1995), estudio que analiza los efectos distributivos de un impuesto medioambiental en Bélgica, cuando se ajustan los datos con las escalas de equivalencia el resultado distributivo pasa a ser regresivo, incluso cuando la pérdida derivada del impuesto se plantea en términos absolutos. Wier et al. (2005) también obtienen resultados similares en Dinamarca. Estos cambios se deben, como señalan los autores anteriores, a que en las sociedades en que analizan los efectos distributivos las familias más numerosas tienen también mayor capacidad de gasto, por lo que controlar por el tamaño, analizando los cambios considerando unidades de adultos equivalentes en vez de los pagos por hogar, aumenta la regresividad

detectada. Grainger y Kolstad (2010) apuntan en la misma dirección en EEUU pero, sin embargo, en el estudio de West y Williams (2004), sobre un impuesto sobre la gasolina en este mismo país, los resultados son diferentes, ya que se demuestra que la elección de una escala en particular no es determinante, ya que apenas se producen permutaciones en el ranking de familias cuando se tiene en cuenta la composición de las mismas y no sólo su tamaño; incluso, si no se utiliza ninguna escala, aunque el ranking de familias cambia, los resultados distributivos son similares. Quizás esta divergencia se deba a que en el caso de West y Williams (2004) solo se considera la tributación de la gasolina y esto pudiera afectar también en este sentido.

En cualquier caso, plantear las conclusiones controlando por el número de miembros de las familias, su composición u otras características o el uso de escalas de equivalencia en el análisis de los resultados distributivos está extendido, también en este contexto, para procurar un reparto más lógico de las familias de diferentes tamaños en los diferentes quintiles, por lo que parece que el uso de algún tipo de ajuste, también las técnicas de dominancia secuencial que hemos estudiado anteriormente, resulta necesario para obtener resultados coherentes. Si de ese hecho se deducen cambios distributivos estos se deberán a una decisión que se ha tomado para que los resultados se ajusten mejor a la realidad, por lo que no deberían obviarse, aunque parece también adecuado informar en lo posible de las estimaciones utilizando diferentes enfoques.

En tercer lugar, otra de las decisiones metodológicas que se deben adoptar en el curso de las investigaciones y que puede afectar a los resultados es la integración en el modelo de los cambios en la demanda como consecuencia de las nuevas condiciones del mercado. De forma original, fue el estudio de Pearson y Smith (1991) el que planteó la posibilidad de considerar los cambios en la reacción de los consumidores. Incorporar la dinámica de la demanda en el análisis puede ser determinante en la dirección de los resultados de la incidencia impositiva en función de la intensidad de los cambios: si la población es homogénea en su reacción y si ésta no es muy significativa los resultados que la ignoren no diferirían en exceso de los obtenidos siguiendo un enfoque más completo, especialmente si los efectos se consideran en el corto plazo. Sin embargo, no incorporar la reacción conductual puede sesgar los resultados, tanto en términos medioambientales como distributivos, si los ajustes son profundos y, en particular, si los diferentes grupos de población atendiendo a su capacidad económica, u otras características, tienen diferente sensibilidad ante los cambios. Por este motivo nos ha parecido interesante considerar con cierta profundidad las principales conclusiones de los estudios en ambos aspectos: la estimación de las elasticidades para los diferentes bienes susceptibles de ser gravados con tributos de naturaleza medioambiental y la evidencia empírica sobre cambios en el comportamiento en diferentes fases de la

distribución. Por la extensión de esta revisión la consideramos en un apartado separado dentro de este capítulo.

4.1.12.6 Sensibilidad de los resultados y heterogeneidad de la demanda en función de la renta

La regresividad de los tributos medioambientales depende fundamentalmente, como venimos señalando, de tres factores: en primer lugar de las características de los bienes cuyo precio varía (de forma directa o indirecta) como consecuencia del impuesto y de la relación entre sus patrones de consumo y la capacidad económica de las familias, en segundo lugar de los efectos distributivos que generen los cambios en el mercado de factores y, por último, de otras características diferentes pero correlacionadas con la renta que pudieran asimismo afectar a la demanda de los bienes gravados.

Si nos centramos en el primer aspecto, un impuesto afectaría más en términos relativos, a las familias con menor nivel económico si se gravan bienes cuyo consumo esté generalizado en el conjunto de la población y cuya elasticidad-renta sea menor a la unidad, ya que su gasto relativo en dichos bienes será mayor, como es el caso de algunos productos energéticos o de bienes cuya producción sea intensiva en energía.¹⁶⁸ Este efecto, como hemos analizado en partes anteriores de este trabajo, se acentúa si los bienes gravados son inelásticos respecto a su propio precio y, especialmente, si la demanda es más rígida en los primeros quintiles de la población. De ser así, cualquier impuesto indirecto nominalmente proporcional que se aplique a toda la población, como una accisa energética, resultaría ser realmente regresivo, de forma particularmente acusada en este caso por los patrones de consumo específico de los bienes necesarios, a menos que se provea algún tipo de compensación a las familias con menor poder adquisitivo. Para incorporar el elemento conductual en el análisis, y también para predecir los efectos medioambientales de las políticas, es necesario estimar las elasticidades correspondientes. Esta ampliación en el enfoque del estudio puede resultar fundamental si la sensibilidad ante los cambios en los precios cambia de forma muy acusada entre los diferentes grupos de renta y es muy importante para matizar o reforzar el efecto regresivo: cuanto más rígida sea la demanda menor será la capacidad de reacción y, consecuentemente, más afectará la medida. En esta parte de nuestro trabajo vamos a revisar la evidencia empírica sobre la sensibilidad de la

¹⁶⁸ Si los bienes son inferiores, además, el efecto en términos absolutos también sería mayor para las familias más pobres.

demanda de los bienes que normalmente se gravan en la imposición medioambiental tanto en el conjunto de la población como en las diferentes fases de la distribución.

En el caso de la tributación de los bienes energéticos puede resultar relevante valorar si las emisiones derivadas del consumo varían a lo largo de la distribución, y en qué magnitud, como primera aproximación a la estimación de los patrones de consumo en función de la capacidad económica. Por ejemplo, Shammin y Bullard (2009) calculan las emisiones atribuibles a cada grupo de renta en EEUU y estiman que son cuatro veces superiores en el último quintil respecto del primero y de acuerdo con la siguiente relación: en los bienes destinados a proveer de energía a los hogares las familias con bajo poder adquisitivo efectivamente consumen un porcentaje mayor de su renta en general mientras que en el caso del gasto en combustible para el transporte su consumo se equipara en términos relativos con el del último quintil. Sin embargo, las emisiones derivadas del consumo de otros bienes diferentes a los anteriores son muy inferiores en el primer quintil respecto del último, excepto en la alimentación, lo que implica que la inmensa mayoría de las emisiones en el caso de los hogares con niveles inferiores de renta se deben al consumo de bienes necesarios mientras que en el caso de aquellos en el polo opuesto de la distribución prácticamente la mitad de las emisiones se deben al consumo de bienes no necesarios. En términos relativos se mantienen las condiciones para que los resultados de las políticas que encarezcan los bienes energéticos sean regresivos. Burtraw et al. (2009) también apuntan conclusiones similares: las emisiones debidas al consumo de electricidad y otros bienes energéticos son prácticamente iguales en todos los deciles, lo que implica un mayor porcentaje en el gasto para las familias más pobres, y la verdadera diferencia radica en las derivadas del consumo de gasolina y los bienes que se encarecen de forma indirecta. Chitnis (2015), en el Reino Unido, también detecta una función convexa en la relación entre las emisiones y el nivel de gasto familiar, lo que corroboraría las anteriores conclusiones. La mayoría de los estudios detectan, por lo tanto, que el porcentaje del gasto destinado a bienes necesarios como el uso doméstico de la energía y los alimentos son superiores en los primeros deciles, mientras que en los últimos la mayor parte se concentra en bienes que pueden encarecerse sólo de forma indirecta, con la excepción de la gasolina (dependiendo del país) y de otras formas de transporte (como el transporte aéreo, de forma mayoritaria concentrado en la segunda mitad de la distribución). En conjunto, la mayor parte de los estudios apuntan a que el volumen de emisiones crece con el gasto, pero de forma decreciente, lo que indica que los patrones de consumo, en general, apuntarían a una afección mayor de la tributación medioambiental en este sector en las familias con menor capacidad de gasto. El efecto final de la tributación dependerá del grado en que sea posible reducir el consumo de los bienes gravados o de aquellos que se encarezcan de forma indirecta: si la demanda es más rígida para los bienes que representan un porcentaje mayor del gasto total para las familias que tienen menor

capacidad económica los resultados de un gravamen sobre ellos serán regresivos, de forma más acusada si la intensidad de la respuesta crece con la renta, como es probable que suceda si las posibilidades de sustitución no son uniformes.

La mayoría de los estudios que han estimado específicamente las elasticidades que definen los patrones de consumo en cada grupo de renta se ha centrado en la demanda de bienes energéticos por parte de las familias para cubrir necesidades básicas de habitabilidad dentro de las viviendas o para el transporte, principalmente la gasolina. Vamos, a continuación, a resumir de forma separada las principales conclusiones para cada una de las dos categorías de bienes anteriores.

De forma habitual se calculan los parámetros a partir de datos microeconómicos, como los de las encuestas de presupuestos familiares, aunque no es la única aproximación ya que también es posible realizar las estimaciones a partir de datos agregados de consumidores, aunque obviamente en este caso sólo es posible calcular la elasticidad para el conjunto de la población y no se obtiene información que pudiera servir para extraer conclusiones sobre reacciones conductuales en función de variables observables de las familias. En Brannlund y Nordström (2004), por ejemplo, se utilizan ambos enfoques y se presentan los resultados con datos micro y macroeconómicos y con una combinación de ambos, que varían ligeramente en función del enfoque que se siga: por ejemplo en el modelo macro, basado en el consumo per cápita, la demanda de bienes energéticos es inelástica y menor a la estimada en el modelo micro, ligeramente elástica. En términos generales, como indican por ejemplo Labandeira et al. (2006) con datos de series temporales para España, parece que la reacción de la demanda de estos bienes, particularmente los que se utilizan con fines domésticos, es inelástica ante cambios en el propio precio, sobretodo en el corto plazo, por la menor capacidad de sustitución en la tecnología dentro de las viviendas. Esta observación se confirma asimismo en otros trabajos y, en especial, en aquellos lugares de clima más frío, como el porcentaje sobre el gasto total es muy elevado, se afecta particularmente a las rentas más bajas.

En el estudio de Labandeira et al. (2006) al que acabamos de hacer referencia se detectan elasticidades-precio muy bajas en la demanda residencial de energía, superiores en el caso de la electricidad que en otros bienes energéticos (-0,79 frente a -0,25 para los gases licuados derivados del petróleo y -0,05 para el gas natural). Esta diferencia en las estimaciones probablemente pueda deberse a los múltiples servicios que la electricidad provee mientras que el gas, de demanda muy rígida, sólo se consumía en ciertas zonas urbanas en el periodo considerado en el estudio en el que los precios eran bastante estables, lo que probablemente influirá en ese dato. Estos resultados para la electricidad están, en cualquier caso, en sintonía con las estimaciones de Baker y Blundell (1991) o Meier y Rehdanz (2010) en el Reino

Unido y Rehdanz (2007) en Alemania, aunque detectan respuestas más elásticas que otros como los de Dubin y McFadden (1984) o Nessbaken (2001) en EEUU y Noruega respectivamente. En un estudio posterior también para España, Labandeira et al. (2012), se estiman elasticidades-precio más bajas para la electricidad (-0,25)¹⁶⁹ pero se señala que la diferencia con el estudio anterior se debe a que éste, por las características del modelo, se calculan los efectos más bien en el medio y largo plazo, lo que explicaría la divergencia de los resultados. Estas estimaciones coincidirían con las Romero-Jordan et al. (2014) en el corto plazo (que es de -0,26 frente a -0,37 en el largo plazo). Blazquez et al. (2013) calculan también elasticidades aún más rígidas en el caso español tanto a corto como a largo plazo (-0,07 y -0,19 respectivamente). En Hanneman et al. (2013) se modeliza la demanda residencial de energía para calefacción también en España con un modelo discreto-continuo (para tener en cuenta tanto la decisión dicotómica a largo plazo respecto a la fuente del calor como la continua corto plazo respecto a la cantidad de energía) obteniendo también estimaciones inelásticas en todos los casos: -0,27 para la electricidad, -0,14 para el gas natural y -0,43 para los combustibles líquidos. Burtraw et al. (2009), basándose en los resultados de otros estudios previos, apuntan asimismo una sensibilidad muy baja en la demanda de electricidad, de gas natural y de gasóleo en EEUU (respectivamente -0,32 y -0,20 en los dos últimos). También en Baker y Blundel (1991) y, posteriormente en Berstein y Madlener (2011) se obtienen estimaciones inelásticas para el gas natural. En primer estudio aplicado al RU, por ejemplo, se diferencia por estaciones, siendo la elasticidad mucho menos rígida en verano y primavera que en invierno (-0,41 frente a -0,62). En el segundo se distingue entre los resultados a corto (-0,23) y a largo plazo (-0,51) en países de la OCDE, si bien los resultados difieren entre ellos, especialmente a largo plazo (aunque sólo es elástico el dato de Irlanda). En Krishnamurthy y Kristrom (2013) se estiman asimismo demandas inelásticas (aunque en bastante menor medida que los estudios anteriores) en casi todos los países de la OCDE estudiados.¹⁷⁰

Si bien hay algunas diferencias entre los estudios, principalmente debido a la diferencias en los datos y en el enfoque metodológico en general, en aquellos en que se detecta mayor sensibilidad de la demanda ésta es en todo caso muy ligeramente elástica y en el largo plazo, por ejemplo en los trabajos de Tiezzi (2005) y en el anteriormente mencionado de Brannlund y Nordström (2004) que estiman una elasticidad-precio para el combustible doméstico de -1,06 y de -1,1 para Italia y Suecia respectivamente. De la revisión de la bibliografía podemos concluir que, a

¹⁶⁹ También se calculan las elasticidades para la demanda de empresas y grandes consumidores que son bastante más bajas (en términos absolutos)

¹⁷⁰ Si bien obtiene resultados sólo un poco inferiores o en torno a la unidad en España y Chile e incluso superiores en Australia y Canadá.

grandes rasgos, la demanda residencial de energía es inelástica respecto a su propio precio en la mayor parte de los estudios en el contexto de los países industrializados y tiende a volverse más elástica, aunque manteniéndose normalmente en valores inferiores a la unidad en valor absoluto, en el largo plazo.

En los trabajos anteriores se señala, asimismo, que los bienes energéticos son normales respecto de la renta en general, aunque se estiman elasticidades-renta/gasto bastante bajas, de un 0,01 en Meier y Rehdanz (2010) para el Reino Unido y de 0,28 en Nesbakken (2001) en el caso Noruega. En España, Labandeira et al. (2006) estiman también valores reducidos en esta variable, de 0,42, en el caso de los gases licuados del petróleo, aunque llega casi la unidad para el gas natural, quizás por la incorporación más tardía a esta fuente energética en el caso español comparada con otros países europeos, lo que puede haber influido en la apreciación de este bien. De hecho, en el estudio posterior de Hanneman et al. (2013) que por sus características, como vimos anteriormente, se centra más en el corto plazo en cuanto a la demanda de energía, no sólo se estiman, como vimos antes, elasticidades-precio bastante menores en España, en términos absolutos, sino también en la elasticidad-renta: 0,30 para la electricidad y los gases licuados y 0,22 para el gas natural. Blazquez (2013) y Romero-Jordan (2014) también estiman bajas reacciones (0,23 y 0,26 respectivamente) crecientes en el largo plazo (0,61 y 0,37 en cada caso). La respuesta estimada en la demanda residencial de electricidad ante cambios en la renta es también muy débil en el estudio de la OCDE de Krishnamurthy y Kristrom (2013), variando entre 0,07 y 0,14, y en el de Berstein y Madlener (2011) para el gas natural en el mismo contexto, con elasticidades estimadas de 0,44 en el corto plazo y de 0,94 en el largo plazo. Los resultados de los estudios son aún más coincidentes en el caso de la reacción de la demanda ante cambios en la renta o en el gasto.

Así, al menos en lo que se refiere a una primera aproximación a la elasticidad de la demanda de energía doméstica los resultados confirman que se trata de un bien de demanda rígida, o muy rígida, respecto al propio precio y normal e inelástico, incluso muy inelástico, respecto de la renta, por lo que estos datos apuntarían *a priori* a que la tributación energética sería regresiva, significativamente en el corto plazo.

Estos resultados serían aún más acusados, como ya hemos apuntado, si la demanda es más rígida al principio de la distribución. En este sentido debemos tener en cuenta en primer lugar, como señala Kristrom (2006), que la elasticidad-precio es la suma ponderada (por la participación presupuestaria) de la elasticidad-renta y la elasticidad de sustitución y, así, si la demanda es inelástica se deberá en gran medida a las menores posibilidades de sustituir el consumo del bien que se encarece. Hay varias razones de peso por las que podemos intuir que incorporar los cambios en el patrón de consumo en función de la fase de la distribución en la que evaluemos los

resultados puede hacer que se estime que una mayor regresividad en la aplicación de las políticas que graven el consumo de bienes energéticos en los hogares. Como apuntan Johnstone y Alavalapati (1998) las familias con menor nivel de renta tienen menores oportunidades en general (por ejemplo para votar con los pies), menor acceso a la financiación que les permita sufragar gastos defensivos (como renovar la tecnología doméstica, aislar térmicamente la vivienda o cambiar de coche) y, como normalmente son arrendatarios, suelen vivir en casas y apartamentos menos eficientes energéticamente.¹⁷¹

La evidencia empírica disponible es bastante escasa en lo que se refiere a las diferencias en la respuesta conductual ante cambios en el propio precio en función del nivel de renta o por composición de la familia en el caso de los bienes sobre los que estamos tratando. Cornwell y Creedy (1996) en su estudio sobre tributación medioambiental en Australia confirman, por ejemplo, que en los bienes en los que las familias más pobres destinan un mayor porcentaje del gasto total la demanda es menos elástica que en los hogares más ricos, y por tanto tienen menor capacidad de sustitución, lo que reforzaría la conclusión sobre la regresividad de los impuestos que gravan el consumo de carburantes para uso doméstico. Sin embargo, en Pearson et al. (1991) se señala que en el caso de las familias británicas la respuesta ante los incrementos de los precios de la energía doméstica es más intensa en el primer quintil de la población respecto a la media, por lo que el efecto regresivo estimado sería menor que si no se considerara la reacción de los consumidores ante los cambios en las condiciones del mercado, lo que de nuevo subraya la influencia de las características distintivas de cada país y del momento en que se llevan a cabo las estimaciones. Por ejemplo, también en el Reino Unido, Meier y Rehdanz (2010) han estimado que, en general, las familias más pobres viven en hogares con menor consumo relativo de energía por metro cuadrado de vivienda, aunque probablemente se deba a que en este país las familias con menos recursos viven normalmente en apartamentos pequeños, que por tamaño y estructura son más eficientes, mientras que las familias con mayores niveles de renta residen, de forma mayoritaria y más extendida que en otros países, en casas unifamiliares de varios niveles, si bien es muy probable que, si se considera igual tipo de vivienda, las familias más pobres vivan en lugares hogares menos eficientes energéticamente. En este sentido apuntan las reflexiones de Johnston y Alvapaty (1998): las familias con menores recursos tienen mayores restricciones y, por ejemplo, aunque las intervenciones para el mantenimiento de la temperatura en las viviendas son muy eficaces, el porcentaje de hogares en los primeros rangos de renta con doble ventana o que hayan instalado alguna forma de aislamiento térmico es muy inferior a la media y, asimismo, tienen menor acceso al crédito para financiar tecnologías de

¹⁷¹ Ambos factores, el bajo nivel de renta unido a las pobres características de las viviendas, explican la emergencia de la pobreza energética en los hogares.

combustión, como calderas, más eficientes.¹⁷² En este mismo sentido otros estudios, como el de Brannlund y Nordström (2004) en Suecia, también se detecta que la elasticidad-precio es ligeramente superior en el último quintil respecto al primero y en las familias más numerosas y, asimismo, es mayor en las regiones más cálidas del sur que en las más frías del norte. Así, entre los factores que afectan a la demanda de energía existen otros aspectos que, si están correlacionados con la renta explicarían también una mayor rigidez en la respuesta en los primeros deciles. Kristrom (2013) y Berstein (2011), por ejemplo, apuntan a que la urbanidad y la vivienda vertical son factores que aumentan la intensidad de la respuesta, caeteris paribus, mientras que la edad actuaría en sentido inverso. Así, si la renta en el medio rural es menor que en el urbano, o las familias con mayor nivel de renta prefieren vivir en el centro de las ciudades, el efecto regresivo se reforzaría al considerar las diferencias en la elasticidad. Asimismo, teniendo en cuenta que la tasa de reposición de las pensiones es menor a la unidad, muy inferior en algunos países, podemos asimismo pensar que las familias cuyo principal perceptor de renta es un jubilado tienen mayores problemas para mantener la temperatura de sus viviendas, especialmente aquellos que vivan en el medio rural. En el siguiente epígrafe de este capítulo revisaremos la evidencia empírica de las relaciones anteriores.

En este contexto nos parece particularmente interesante la estimación de los cambios en la elasticidad-gasto a lo largo de la distribución realizada en el trabajo de Labandeira (2006): la electricidad es un bien superior de lujo para los primeros deciles de la población mientras que resulta ser normal para las familias con mayor capacidad económica y, al contrario, la elasticidad-gasto decrece con el nivel de éste en el caso de los gases licuados, hasta que representan ser bienes inferiores para las familias con mayor capacidad de gasto.

Algunos de los estudios anteriores señalan un aspecto del consumo de energía en los hogares que sería necesario tener en cuenta en la evaluación de los efectos distributivos: si bien es cierto que el porcentaje del gasto destinado a su consumo decrece cuando aumenta el nivel de gasto total, e incluso si se considera una menor elasticidad en los primeros deciles, hay una gran variabilidad entre familias iguales, en particular en los primeros estadios de la distribución, lo que indica que otros factores, aparte de la renta, deben también explicar los efectos. Este

¹⁷² Los programas dirigidos a incrementar la eficiencia energética en los hogares de menor nivel de renta en el Reino Unido, que hemos revisado junto a otras políticas anteriormente, han paliado en gran medida estas carencias y en la actualidad, tal y como se recoge en el informe de Advani et al. (2013), las familias en los primeros deciles han progresado extraordinariamente en este sentido. Este hecho no hace sino subrayar la importancia de realizar programas complementarios para incrementar la eficiencia en los hogares con menor capacidad económica. En el mismo sentido apuntan los resultados del análisis de Murray y Mills (2014) en EEUU sobre el programa *low-income home energy assistance program*

hecho, como veremos en partes posteriores de este trabajo, puede no ser considerado suficientemente al evaluar simplemente la regresividad, incluso si se habilitan medidas compensatorias basadas en datos más o menos agregados. La principal consecuencia de esto es que se puede perjudicar muy gravemente a algunas familias muy pobres, cuya demanda sea especialmente rígida y cuyo porcentaje de consumo del bien gravado sea elevado. En cualquier caso contar con más estudios sobre las diferencias en las elasticidades de los bienes en función de las características económicas, sociales y demográficas de las familias ayudaría a tener una idea más clara sobre la magnitud de las diferencias en la reacción ante los cambios en los precios, para que los resultados de los efectos distributivos, medioambientales o sobre el bienestar de las medidas sean más precisos, ya que la evidencia es aún escasa. Podemos suponer que existen diferentes factores que pueden influir en la variabilidad de los resultados, de forma muy similar, por otra parte, a lo que también sucede en estudios económicos de otra naturaleza. Así, en el contexto temporal, el periodo de referencia puede condicionar significativamente las estimaciones, en función de la coyuntura económica existente en el intervalo temporal considerado o el grado de accesibilidad de los bienes gravados y, asimismo, dependiendo de si el enfoque del estudio es a corto o a largo plazo. Desde una perspectiva espacial, las características propias que definen la idiosincrasia del país objeto del análisis, desde su nivel de desarrollo y de capital social a la amplitud de su base fiscal (particularmente en el caso de los bienes energéticos), su climatología u otros factores geográficos, pueden afectar en gran medida a las estimaciones. Existen, asimismo, razones metodológicas, en función de la naturaleza de los datos y las fuentes utilizadas así como el enfoque econométrico seguido en la estimación.

El segundo grupo de estudios que vamos a considerar, sobre la estimación de las características de la demanda de carburante para la locomoción y de los medios de transporte público, es más numeroso, especialmente en el caso de la gasolina. En algunos casos se incorpora también la idiosincrasia de los hogares en la estimación de la demanda, lo que resulta especialmente interesante en el contexto de nuestro trabajo. En primer lugar, debemos señalar que la evidencia empírica, aún siendo más abundante, resulta bastante dispersa. En algunas de las revisiones más completas en este ámbito, como Dahl y Sterner (1991), Espey (1998) o, más recientemente, Goodwin et al. (2004), Storchman (2005) y Dahl (2012) se pone de manifiesto una gran diferencia entre las estimaciones de la elasticidad-precio de la demanda de gasolina en las distintas aproximaciones. En estas revisiones se apunta a que, en general, aunque hay cierta variabilidad entre países, se trata de un bien normal e inelástico respecto a su precio y cuya demanda se hace más elástica en el largo plazo aunque sin llegar a valores muy altos. En todos los estudios que se revisan en estos trabajos los límites inferiores de la elasticidad-precio detectados son muy bajos, incluso próximos a cero, indicando una gran rigidez en el consumo, si bien en algunos casos, como Dahl y Sterner (1991), el límite superior es mayor que la unidad

en valor absoluto, aunque no de forma muy acusada, y son pocos los estudios cuyos resultados están en ese rango de valores.¹⁷³

En cuanto a la sensibilidad ante cambios en la renta existe aún mayor dispersión. Por ejemplo, en Kayser (2000), Sipes y Mendelsohn (2001), Tiezzi (2005) o Martini (2009) se estiman reacciones muy poco elásticas, lo que implicaría resultados regresivos en la aplicación de mayores tributos sobre la gasolina en ausencia de reciclaje, mientras que en Labandeira (2006) la elasticidad-renta es significativamente superior a la unidad. Como conclusión general de todos los estudios analizados Espey (1998) señala que también en el largo plazo los resultados varían y se detecta en general una mayor elasticidad-renta.¹⁷⁴

Las anteriores diferencias podrían explicarse parcialmente, de forma similar al caso del uso de energía en el ámbito doméstico, por la idiosincrasia de los países a los que se refieren los estudios, como ya hemos indicado en la revisión general de los estudios en el primer apartado de este epígrafe. Como señala Goodwin et al. (2004) en EEUU, donde se han llevado a cabo la mayor parte de los estudios anteriores, las elasticidades son generalmente menores y el uso del automóvil en los desplazamientos mucho mayor que en Europa. Entre los factores que Bureau (2011) señala para explicar estas diferencias se encuentran la geografía de las áreas urbanas, la distribución espacial de la renta, los niveles existentes de impuestos sobre los carburantes y la escasez de transporte público, que hacen más dependiente del transporte privado a la población estadounidense en términos generales. Respecto a este último factor, resulta significativo asimismo para explicar algunas divergencias detectadas entre países en el contexto europeo, ya que en aquellos en los que el uso de transporte público está menos extendido la dependencia del transporte privado será mayor. Respecto a las divergencias en la elasticidad-renta en un interesante estudio sobre las diferencias en la demanda en función del nivel de desarrollo del país, en Storchman (2005) se revisa la bibliografía existente y se identifica como tendencia más general que es relativamente menor en los países con niveles bajos de renta, sube mucho en los niveles medios, cuando empieza a popularizarse el uso del automóvil, y disminuye de nuevo en los países de renta alta. Esta conclusión puede explicar la diferencia de los datos estimados para España, procedentes de series temporales amplias y que coinciden con la época de la incorporación masiva de la

¹⁷³ En el estudio de Espey (1998) la elasticidad-precio mediana en el -0,23 mientras que a largo plazo este valor aumenta hasta -0,43, valores en todo caso que indican de forma mayoritaria una estimación de rigidez en la demanda. En este mismo estudio se realiza un meta-análisis con los datos de los estudios en los que se basa y se llega a algunas conclusiones interesantes respecto de las diferencias estimadas: los modelos estáticos tienden a estimar elasticidades mayores en el corto plazo y menores en el largo plazo.

¹⁷⁴ La elasticidad media detectada en los estudios pasa de 0,39 a 0,81.

mujer al mundo laboral y con el incremento del precio de la vivienda que contribuyó al desarrollo periurbano de zonas residenciales de clase media fuera de los núcleos principales de población, en muchos casos sin un incremento paralelo del transporte público, factores que sin duda han incrementado significativamente la demanda de automóviles.

En cualquier caso, de acuerdo con la evidencia empírica disponible, se pueden adelantar algunos resultados generales interesantes. En primer lugar, la reacción ante los cambios en el propio precio y la renta es mayor cuanto más largo es el periodo que se considere, como concluyen los estudios de Dahl y Stener (1991) o Espey (1998). Más recientemente, los estudios de Sipes y meiersohn (2001) y Goodwin et al. (2004) apuntan en la misma dirección.¹⁷⁵ Este resultado, como apunta por ejemplo Santos (2010), no es sorprendente ya que, obviamente, en el corto plazo la única reacción posible es la reducción en el consumo de gasolina mientras que en un horizonte temporal más extenso se pueden inferir otros cambios como la sustitución de automóviles más deteriorados y contaminantes por otros más eficientes o la reducción en la tasa de propiedad. Cuanto mayor sea el carácter inelástico de la gasolina la reducción en los efectos medioambientalmente nocivos asociados a su consumo será poco importante, si bien en el largo plazo podría inferirse un mayor éxito de las medidas en este ámbito, siempre que no se produzca un efecto rebote en el consumo derivado del uso de automóviles más eficientes que abaraten el coste variable de los kilómetros consumidos y compensen el mayor coste del carburante.

La elasticidad de la demanda de gasolina también se ha considerado en función de la capacidad económica de las familias para estimar si efectivamente existen cambios importantes a lo largo de la distribución. Los estudios apuntan, en general, hacia una mayor rigidez en respuesta a las subidas de precio en los últimos quintiles, de forma que ignorar este hecho podría sesgar los resultados hacia una mayor regresividad estimada. Por ejemplo, en West y Williams (2004) se concluye que la demanda en EEUU es claramente inelástica en todos los quintiles, tanto si se calculan los parámetros a partir de la curva marshaliana o la hicksiana, especialmente en este último caso, pero resulta ser mucho más rígida al final de la distribución.¹⁷⁶ El estudio de West y Williams (2004) sin embargo concluye que los impuestos sobre la gasolina son en general regresivos, a menos que se compense con el reciclaje de

¹⁷⁵ En el primero, por ejemplo, la elasticidad aumenta considerablemente en valor absoluto, que pasa de variar entre (-0,4/-0,6) a (-0,5/-0,7) mientras que en el segundo la elasticidad-precio prácticamente se triplica con el tiempo, variando desde el rango (-0,2/-0,3) en el corto plazo al (-0,6/-0,8) en el largo plazo y, asimismo, la elasticidad renta desde el intervalo (0,3/0,5) al (0,4/1) respectivamente.

¹⁷⁶ Concretamente pasa de estar en niveles en torno a -0,8 en el primer quintil a -0,2 en el último.

los ingresos fiscales, a pesar de que por la naturaleza del bien en cuestión, al incorporar la respuesta de la demanda (que se calcula sólo para la gasolina, el ocio y la categoría miscelánea “otros bienes”) se mitiga, pero se mantiene, su carácter regresivo porque la reacción de la población con mayor poder adquisitivo es menor. También se detectan resultados similares, en cuanto a la reducción de la elasticidad-precio con la renta en el Reino Unido, en Santos et al. (2005). En el estudio de Tiezzi (2005), en el que, como apuntábamos antes, la demanda es elástica y el impuesto sería muy eficiente desde el punto de vista medioambiental en cuanto a sus efectos directos, a diferencia de los casos en los que la elasticidad es baja, señala, en el mismo sentido que los estudios anteriores, que la sensibilidad es menor en las clases con mayor capacidad económica y subraya, asimismo, que en el caso de otros bienes diferentes a los gravados el cambio en los precios apenas varía su patrón de consumo, por la baja sensibilidad de su demanda. Resultados similares son obtenidos en Martini (2009), también en Italia. Bureau (2011) apunta en la misma dirección en el caso francés, donde la elasticidad en el último quintil es más baja que en el primero¹⁷⁷ aunque, al igual que en West y Williams (2004), se mantiene el carácter regresivo aunque la elasticidad sea más baja al final de la distribución.¹⁷⁸ En otros estudios, sin embargo, apenas se detectan estos cambios, por ejemplo en Brannlund y Nordström (2004) en Suecia quizás, como hemos señalado, por la idiosincrasia de los países nórdicos en cuanto a sus patrones de consumo y su sensibilidad medioambiental.

Así, en términos generales, los estudios que apuntan hacia la moderación de los efectos regresivos si las medidas fiscales incluyen la tributación sobre el carburante y apuntan como posible explicación que el consumo de gasolina es más inelástico para los más ricos, lo que vendría a apoyar la conclusión de que, al menos en algunos países, los impuestos que gravan la gasolina sean progresivos y en otros se matice su regresividad.

Otra apreciación interesante en la reacción conductual en el mercado de gasolina tiene que ver con el efecto que tiene sobre los resultados de las medidas la elección de la variable indicativa de la capacidad económica, como vimos antes en general, en relación con el ámbito de hogares que se consideren: si se utiliza la renta anual y sólo se incluyen las familias propietarias de vehículos los resultados parecerán más regresivos que si se utiliza el gasto como proxy de la renta permanente y se incluyen todas las familias. Este resultado, ya apuntado por el pionero estudio de Poterba (1991), ha sido refrendado posteriormente por otros

¹⁷⁷ Específicamente, -0,18 en el último quintil comparada con -0,28 del primer quintil

¹⁷⁸ De hecho Bureau (2011) confirma la regresividad ya detectada en un trabajo anterior, de Berri (2005) que también apuntaba hacia la regresividad, pero sin incorporar el cambio conductual.

trabajos interesantes como West (2004) entre otros. Entre los factores que se han señalado para explicar las diferencias, a veces determinantes, derivadas de incluir a todas las familias en el análisis se ha señalado que la mayor tasa de propiedad en los últimos quintiles hace que el impuesto recaiga en éstos en mayor medida, por lo que si se considera toda la población los resultados de los estudios son menos regresivos o incluso progresivos. En este sentido, por ejemplo, Tiezzi (2005) señala que la fiscalidad medioambiental efectivamente aplicada en Italia a través de accisas energéticas, al recaer principalmente sobre la gasolina, tiene efectos progresivos, ya que el porcentaje de propietarios de vehículos entre la población con menores recursos es claramente menor, sin embargo apuntan a que probablemente resultaría regresivo si sólo se considerara la población que efectivamente se desplaza en un medio de transporte privado propio, como señalamos anteriormente, y por ejemplo pone de manifiesto Smith (2000) en el Reino Unido. Sin embargo, en otros estudios anteriores, también en Reino Unido, como Johnson et al. (1990) el impuesto es proporcional si se considera la población propietaria, y se hace progresivo con la consideración del conjunto de los ciudadanos. Estos cambios podrían deberse a que, si bien en las primerísimas fases de la distribución no es frecuente el uso de un automóvil propio, lo es cada vez más en el caso de familias que, no estando muy lejos del umbral de la pobreza, necesitan disponer de transporte privado para sus desplazamientos, especialmente debidos a los cambios en las pautas del consumo residencial de los últimos años, principalmente en las grandes urbes, por lo que los resultados en la actualidad podrían estar más cerca de los de Smith (2000), y quizás particularmente esto sea cierto en España, como ya comentamos anteriormente.

Como vimos en la revisión general de los estudios en el primer apartado de esta parte del capítulo, en los países industrializados en que está menos extendido el transporte público, como los coches de los hogares de las primeras decilas son más antiguos, posiblemente adquiridos en su mayor parte en el mercado de segundo mano, serán menos eficientes energéticamente, por lo que los impuestos que gravan el carburante les afectan en gran medida. Así se explica que, como vimos en la revisión de los estudios, que los impuestos que gravan la compra o el registro de vehículos sean progresivos, ya que las familias más ricas pueden permitirse renovar su parque automovilístico con más frecuencia, mientras que un tributo que dependa del volumen de emisiones de los vehículos o los impuestos de circulación sean potencialmente regresivos, al menos si se considera el grupo de familias propietarias. Así, las conclusiones de los estudios son coherentes con los datos estimados sobre la sensibilidad de la demanda de carburante.

Como ha sido ya señalado en el análisis de las fases de los estudios, una elevada elasticidad-precio en la demanda de un bien implicaría una elevada elasticidad cruzada en relación con sus sustitutivos. La demanda de gasolina y la de transporte público se relacionan, obviamente, de forma muy estrecha, y esta

conexión nos permite explicar algunas de las diferencias que podemos observar en las estimaciones cuando se separa a las familias por sus características, como veremos más adelante.

En resumen, como podríamos esperar atendiendo a los resultados generales sobre la regresividad de los impuestos en el sector del transporte, la intensidad de la respuesta de la demanda de gasolina respecto a cambios en el precio y la renta depende del tipo de país en que se realice el estudio. Al igual que señalamos en el caso del consumo doméstico de energía, la decisión de cambio de vehículo puede hacer que los resultados cambien en el largo plazo y hagan más inelástica la demanda de gasolina para los primeros deciles de población, especialmente si sólo consideramos la población de conductores, por las menores posibilidades de sustitución de automóvil. Los avances en los medios de transporte, en los que se están incorporando de forma acelerada tecnologías mucho más eficientes, probablemente afectará a que la diferencia en el consumo de carburante entre los nuevos y los antiguos vehículos sea mucho más acusada, lo que podría, asimismo, afectar a la respuesta en la demanda de gasolina en ciertos sectores de la población con menor acceso a fuentes de financiación y, quizás en ciertos países, de forma particularmente importante en el ámbito rural.

Si nos referimos a otros bienes susceptibles de ser gravados por impuestos medioambientales, como el consumo del agua y el desecho de residuos, la evidencia empírica apunta también en una misma dirección: la elasticidad-renta del consumo de agua es positiva, pero baja,¹⁷⁹ mientras que parece asimismo que son bienes poco elásticos respecto de su propio precio. En cuanto al desecho de residuos se ha estimado que aunque la generación de basura crece con el nivel de renta, también lo hace mucho más despacio. Estos datos también están en consonancia con los resultados de los estudios revisados anteriormente sobre la potencial regresividad de las tasas en el consumo de estos bienes. En Johnstone (1997), Herrington (2003) y Ekins y Dresner (2004) se revisan estas evidencias, en el contexto de los países en vías de desarrollo en el primer caso y en países de la OCDE y el Reino Unido en los otros ejemplos.

Volviendo a los aspectos generales de la elasticidad de los bienes sujetos a la fiscalidad medioambiental, como vimos en la discusión sobre las cuestiones metodológicas, existe una alternativa a su estimación a partir de observaciones sobre el comportamiento de los consumidores. Algunos investigadores, como Cornwell y Creedy (1995) y (1996) y Creedy y Sleeman (2006), se basan en la estimación del

¹⁷⁹ Obviamente, algunos usos del agua están positivamente relacionados con la renta, como el mantenimiento de piscinas privadas, pero la extensión del consumo de este bien no es tan importante en general como para que aumente sustancialmente la elasticidad-renta.

parámetro de Frisch, la elasticidad de la utilidad marginal de la renta, para estimar las elasticidades precio y cruzadas. Es interesante reflexionar sobre la relación de la elasticidad de la utilidad marginal de la renta con el reparto de la carga fiscal y sus implicaciones para la justicia distributiva. En una breve nota metodológica Neill (2000) expone un resultado muy interesante: cuando los impuestos sufragan la provisión de bienes públicos, y si la utilidad marginal de la renta es positiva pero decreciente, para igualar la carga fiscal de las intervenciones la cuota debe crecer con la renta; si, además, la elasticidad-renta de la utilidad marginal de la renta es menor que menos uno el impuesto debe ser progresivo. Adicionalmente, si el bien público es normal respecto a la renta, de acuerdo con el principio de igual beneficio en el reparto de la carga tributaria, los impuestos que igualan la carga fiscal serían injustos con aquellos individuos con menor nivel de renta, por lo que sería necesaria una progresividad aún mayor que la que se determinaría a través de la igualación de la carga fiscal.

Si trasladamos este resultado a los efectos de los impuestos medioambientales, podemos considerar que los impuestos van a sufragar un bien público como es la calidad medioambiental, al asumir que la utilidad marginal de la renta es decreciente defendemos la hipótesis verosímil de que un € adicional de renta reporta más utilidad cuanto más bajo es el nivel previo de ésta. Respecto a la elasticidad de la utilidad marginal, como vimos anteriormente, parece que, en valor absoluto, es también decreciente con el nivel de renta, como ya planteó Frisch (1959) y, además, en el conjunto de la población se han estimado valores ampliamente superiores a la unidad en valor absoluto. Por ejemplo, en el análisis distributivo sobre los efectos de un impuesto medioambiental en Nueva Zelanda Creedy y Sleeman (2006) utiliza una estimación de -1.9. En este sentido, claramente, si el impuesto no es lo suficientemente progresivo se estaría vulnerando no sólo el principio de la capacidad de pago, con las implicaciones correspondientes en términos de la equidad vertical, sino también el principio del beneficio, si este crece con la renta, que requeriría una progresividad mayor que la igualación de las cargas fiscales entre individuos. En este sentido, por lo tanto, si los impuestos medioambientales son regresivos se acentúan aún más sus consecuencias negativas desde el punto de vista ético. Así, en principio, cualquier impuesto sobre bienes energéticos podría resultar regresivo si el porcentaje destinado a su consumo es, en términos relativos, superior en los primeros percentiles de la población y este resultado se acentuaría si, además, se trata de bienes de demanda inelástica respecto a su propio precio, o más inelástica en las primeras decilas, o en el caso de bienes con elasticidad-renta negativa, mientras que se mitigaría, o incluso se compensaría, en el caso contrario. Las consecuencias para el análisis, como hemos apuntado anteriormente, son significativas ya que la consideración de las distintas elasticidades a lo largo de la distribución puede limitar o agravar los efectos regresivos.

Si consideramos adicionalmente la elasticidad de la demanda de otros bienes cuyo consumo no es objeto de tributación medioambiental, pero que pueden encarecerse de forma indirecta, por ejemplo por el efecto de los impuestos sobre los costes de su distribución, estudios como Butraw et al. (2009) indican que se trata de bienes de demanda elástica, con la excepción de los alimentos, que siguen de forma habitual la conocida Ley de Engel.¹⁸⁰ Si, como parece, el porcentaje del gasto se concentra en este tipo de bienes en los últimos deciles, con excepción también de los alimentos, esa mayor capacidad de reacción puede hacer también que la regresividad estimada de los resultados sea menor si no se considera la reacción conductual en el análisis, reforzando las conclusiones que venimos señalando. Si bien, como también hemos apuntado, todas estas consideraciones pueden variar entre países, es evidente que en las familias de los primeros quintiles, con pocas diferencias en este caso, concentran sus gastos en el uso de bienes energéticos en el hogar y en el consumo de alimentos, por lo que los efectos directos de este tipo de tributación pueden ser especialmente graves.

Respecto al objetivo medioambiental, si la demanda del bien es rígida en el conjunto de la población, al margen del resultado distributivo que se infiera, los resultados medioambientales, al menos en el corto plazo, será discretos pero pueden resultar relevantes si se consideran espacios de tiempo más extensos, especialmente si existen tecnologías más eficientes disponibles. El conocimiento de estas relaciones permite anticipar mejor los efectos del tributo para juzgar su conveniencia, tanto por razones sociales como ecológicas. Además esta información es muy útil para perfeccionar el diseño de las medidas y decidir cuál es el instrumento de reciclaje más adecuado.

4.1.12.7 Sensibilidad de los resultados y heterogeneidad de la demanda en función de otras características

Los tributos medioambientales afectan de forma diferente a las familias en función de su capacidad económica y éste es el principal factor que explica la emergencia de resultados regresivos en la aplicación de estas políticas pero no es el único. Así, existen otras diferencias que podrían influir sobre los resultados finales ya que, como hemos señalado anteriormente, tanto el consumo de bienes energéticos como el uso de recursos medioambientales en general pueden variar sustancialmente entre familias situadas en el mismo rango de renta o gasto, lo que implica que los resultados distributivos de la política deben ser considerados también en otras dimensiones además de la estrictamente económica. Por este

¹⁸⁰ Este resultado también se estima en Labandeira et al. (2006)

motivo en muchos estudios no sólo se analizan los efectos sobre la equidad en sentido vertical, a través del análisis distributivo de las medidas de acuerdo con el nivel económico de los grupos de población, sino que también se investiga si ciertas características de la población pueden hacer que el tributo incida desproporcionadamente sobre algunos colectivos. En este caso se podría comprometer el principio de equidad horizontal por el cual dos familias con igual nivel de utilidad antes del impuesto deberían mantener el equilibrio una vez aplicado éste, a menos que algún otro hecho relevante justifique la diferencia en el tratamiento. Por este motivo, como ya hemos mencionado en diversas ocasiones, se evalúa si los elementos de la fiscalidad medioambiental inciden de forma desigual sobre ciertos grupos de población en función de sus características idiosincráticas.

Asimismo resulta interesante analizar si este efecto puede contribuir a que los resultados de la medida también sean regresivos en el caso de que a aquellos a los que el impuesto afecta con más intensidad, por su pertenencia a un cierto grupo social, tengan menor capacidad económica media que la población considerada en su conjunto. En este sentido resulta relevante controlar por otras características para ver si los cambios distributivos se derivarían de la mayor afección sobre un colectivo concreto, que además tiene menor capacidad económica, más que al hecho de que en general se afecte con mayor intensidad a las familias más pobres. En este caso, por otra parte, resultaría más sencillo identificar a los perjudicados si se considera la aplicación de medidas compensatorias.

En este contexto los aspectos que más se estudian son, en primer lugar, la influencia del lugar de residencia, que se suele diferenciar por su carácter urbano, periurbano o rural (o por regiones con mayor o menor densidad de población) y el efecto de ciertas particularidades de las familias, como su tamaño, su composición o el status del principal perceptor de renta, sobre la dirección o intensidad de los resultados.

En la revisión de los estudios nos centraremos principalmente en los impuestos sobre bienes energéticos en sus usos principales, el doméstico y el transporte, aunque también haremos referencia, cuando exista evidencia empírica al respecto, a otros tributos, como por ejemplo las tasas asociadas al consumo de ciertos recursos o al desecho de residuos. Como veremos a continuación, aunque la heterogeneidad económica de las familias parece ser el factor que mejor explica los resultados distributivos, el resto de determinantes pueden moderar o acentuar los efectos significativamente.

En el primer supuesto, los gravámenes sobre el consumo energético en los hogares, se ha detectado que recaen con más intensidad sobre la población rural en el contexto de los países industrializados. Este hecho se debe a que sus necesidades

energéticas suelen ser también mayores por las características de las viviendas, normalmente más grandes y menos eficientes, más aisladas de los centros de ocio, de trabajo o de servicios y con pocas posibilidades de sustitución entre fuentes caloríficas. Este efecto se suma, como veremos, a la mayor dependencia de medios privados de transporte en zonas no urbanas por el limitado acceso a los públicos, lo que implica que las familias rurales soportan una mayor carga fiscal aún controlando por su nivel de renta.

La evidencia empírica en este caso parece bastante uniforme, por ejemplo, Wier et al. (2005) señalan la desproporcionada carga que recae en las familias rurales más pobres en el caso de un impuesto sobre el carbono en Dinamarca por su mayor consumo energético, *caeteris paribus*, debido a sus mayores necesidades tanto de climatización de los hogares como de transporte privado. Callan et al. (2009) plantea argumentos similares en Irlanda y Brannlund y Nordström (2004), Speck y Jilkova (2009) y Leipprand et al. (2007) también apuntan a una mayor afección de la población más alejada de los grandes centros urbanos en el caso de los impuestos sobre el carbono en Suecia. En Ekins et al. (2011) se deducen asimismo efectos diferenciales para las familias rurales en un estudio a nivel europeo.¹⁸¹

Los estudios que han estimado la elasticidad de la demanda de bienes energéticos han detectado una menor capacidad de respuesta en función del lugar de residencia, lo que explica los resultados anteriores. Podemos ilustrar estas reflexiones con los datos del estudio Labandeira et al. (2006). Cuando se separan submuestras en función de la ubicación de la vivienda, en el caso de la electricidad y aún en mayor medida en el de los gases licuados, aunque se mantiene el carácter inelástico de la demanda respecto a su propio precio en todos los grupos de población, la diferenciación es muy significativa: en los hogares situados en zonas rurales más aisladas es mucho más rígida que en los pueblos o, especialmente, que en los municipios con una densidad de población mayor y, así, varía significativamente de las zonas menos pobladas a los núcleos urbanos,¹⁸² principalmente porque en estas áreas no existe conexión a la red de gas y las posibilidades de sustitución son más reducidas. Además, la electricidad y los gases licuados son bienes normales respecto a la renta en todos los casos, pero cuyo consumo crece más despacio que ésta, aunque el gas natural, de menor implantación

¹⁸¹Los cambios en los patrones de consumo en el ámbito rural entre los países ricos y pobres explicaba, como vimos anteriormente, que los impuestos medioambientales fueran muy progresivos en los países en niveles de desarrollo bajos o medios, por el uso muy escaso de los bienes gravados en el medio rural, más pobre. En el contexto de los países industrializados, sin embargo, aún controlando por renta la afección es mayor en el medio rural, por lo que es el lugar de residencia tiene influencia determinante en los resultados.

¹⁸² Las diferencias son importantes: entre -0,447 y -0,962 para la electricidad y entre -0,154 y -0,630 en el caso de los gases licuados,

en el ámbito rural, resulta ser un bien de lujo cuando los parámetros se calculan en submuestras.¹⁸³ Siendo así, evidentemente, los resultados regresivos se acentúan si además las familias que viven en zonas rurales tienen menor capacidad económica.

Además de esta tendencia general de la tributación sobre la energía con usos domésticos, en los estudios que hemos analizado anteriormente y que se han centrado específicamente en los cambios en el bienestar inferidos por los impuestos sobre la gasolina también se distinguen las consecuencias en función del lugar de residencia. En este caso en particular parece que los efectos son más acusados. Por ejemplo en Bureau (2011) se concluye que los hogares franceses rurales más pobres pierden proporcionalmente mucho más debido a la menor elasticidad de su demanda y estas pérdidas se mantienen incluso si se controla el efecto de la renta y sea cual sea el destino de los fondos recaudados. Dresner y Ekins (2004) también subrayan la mayor vulnerabilidad de los hogares más pobres en el medio rural en el caso de la aplicación de gravámenes fiscales en el sector del transporte privado en el Reino Unido. Estas familias tienen diferentes patrones de consumo de gasolina o gasoil a las urbanas de similar nivel económico, ya que la propiedad de automóviles está más generalizada que en las ciudades y conducen con mayor frecuencia, por lo que los impuestos sobre estos carburantes les afectan mucho más e, incluso, los resultados que pudieran resultar progresivos para la población urbana pasan a ser regresivos si sólo se considera la rural. En este estudio se analizan los efectos distributivos de diferentes opciones de medidas fiscales en este ámbito y se subraya que los impuestos que gravan la propiedad de vehículos de motor, en concreto el impuesto de circulación, afectan más negativamente a las familias más pobres que los impuestos sobre la gasolina (diferencia que se mantiene, aunque en menor medida, en el ámbito rural) y se señala que en el caso de los peajes para evitar la congestión se producen en realidad efectos redistributivos. En España también se alcanzan conclusiones similares, por ejemplo en Labandeira et al.(2008) se apunta que las familias rurales son las más afectadas porque coinciden efectos sinérgicos que empujan en la misma dirección tanto por tener un nivel económico inferior a la media como por las características de sus viviendas y por su mayor dependencia del transporte privado. En Labandeira et al. (2006) se señala, asimismo, que la elasticidad-gasto de la gasolina es mayor en las zonas rurales mientras que no hay cambios significativos en la del transporte público, lo que indicaría el bajo uso de este medio de transporte independientemente del lugar de residencia. Sin duda a ello ha contribuido el rápido desarrollo económico español, que ha ido acompañado de una apreciación de la propiedad de automóviles como símbolo de status, unido al escaso desarrollo, al menos en comparación con otros países de nuestro entorno, de medios de transporte alternativos. Asimismo se apunta que, no obstante, la mayor

¹⁸³ La elasticidad-gasto estimada es elevada, situada en el rango 1,4-2,2.

dependencia del automóvil en el medio rural se compensa en parte porque al ser allí los hogares comparativamente más pobres el uso no se generalizaría tanto como si estuvieran en el nivel medio de la población en general. En algunos países, sin embargo, esta compensación es realmente pequeña, como se señala en Ekins y Dresner (2004) en el Reino Unido, quizás porque las diferencias económicas entre las familias rurales y urbanas no son tan acusadas en este país ya que la presencia de residentes con alto nivel económico en el ámbito rural es más acusada que en otros países. De forma similar, en el estudio de Wier et al (2005), en el que se consideran tanto los efectos directos como indirectos de las medidas fiscales sobre los precios, señalan que, aunque la carga derivada de las subidas de precios de los bienes energéticos afecta más a las familias rurales, este hecho se ve parcialmente compensado porque los cambios indirectos les afectan menos, lo que también sería indicativo de la su menor capacidad económica media.

El efecto de las diferencias en la estructura de la familia sobre el resultado de la incidencia de los tributos también se ha analizado en una gran parte los estudios. Los hogares se han diferenciado principalmente en función de su tamaño, composición, edad media y status laboral del perceptor principal de rentas. En cuanto al primer aspecto, es evidente que cuanto mayor sea el número de miembros en la familia mayor será tanto el consumo en general como el de los bienes directamente gravados por el tributo, por lo que las cantidades devengadas por el impuesto serán también más elevadas, en términos absolutos, tanto de forma directa como indirecta. Por ejemplo, en el estudio de Bork (2006) sobre los efectos de la imposición medioambiental en Alemania se estima que, si bien la carga del impuesto aumenta con la dimensión de la familia, las diferencias son más importantes entre las familias pequeñas, de uno o dos miembros, y las de tres que entre éstas y las más numerosas, lo que apuntaría a la existencia de economías de escala en el consumo de los bienes gravados,¹⁸⁴ como también subrayan Wier et al. (2005). De forma muy similar, en un estudio anterior, Decoster (1995) ya señaló que, después de ajustar los datos con escalas de equivalencia, las personas que viven solas eran las más perjudicadas por un impuesto sobre la gasolina en Bélgica. En el estudio de Bork (2006), además, se obtiene un resultado muy claro sobre la incidencia del impuesto ya que, para todos los tamaños de familias considerados, el porcentaje de la renta disponible que supone la cuota es menor cuanto mayor sea la renta, por lo que los resultados son regresivos en todos los grupos. En este tipo de estudios sería muy adecuado el planteamiento del análisis de dominancia secuencial para extraer conclusiones más robustas e independientes de la elección de la escala de equivalencia.

¹⁸⁴ Este trabajo estudia los efectos de una reforma fiscal verde, como veremos más adelante, si bien los efectos en función del tipo de familia pueden extrapolarse al caso del análisis de la incidencia fiscal del impuesto.

Al igual que respecto al lugar de residencia familiar, resultaría interesante plantear la cuestión sobre si el tamaño familiar está condicionado por el nivel de renta ya que, de ser así, las conclusiones sobre las consecuencias distributivas del impuesto pueden variar. Por ejemplo, en el estudio de Wier al que acabamos de referirnos, aunque los pagos adicionales siguen siendo crecientes a lo largo de la distribución, su rango de variación es significativamente menor cuando se expresan por adulto equivalente o per cápita, indicando la existencia de economías de escala en el consumo, lo que implicaría que en Dinamarca, como las familias más ricas son en términos generales más numerosas y se benefician así de su mayor tamaño, los efectos regresivos son mayores de lo que parecería inicialmente. Esta misma conclusión es apuntada en Callan et al. (2009) en Irlanda, por lo que las familias más pequeñas resultan más afectadas en términos relativos al ser en general más pobres y al beneficiarse menos de las ventajas asociadas al mayor tamaño familiar. En Brannlund y Nordström (2004) se señala, en la misma línea, que aunque las familias más pequeñas y con menos niños tienen mayor elasticidad en el consumo doméstico de energía, lo que les permite ajustar mejor su gasto ante los cambios, las familias con más hijos presentan una demanda más elástica cuando sube el precio del transporte público, sin duda por beneficiarse del uso compartido del vehículo familiar. En este caso, igual que en los anteriores, si se confirma algún tipo de relación entre el tamaño familiar y el nivel de renta, especialmente si afecta negativamente al resultado distributivo, resulta interesante tener este efecto en cuenta o, al menos, considerar que el resultado regresivo podría ser más acusado. En cualquier caso, como veremos más adelante, la relación directa entre el tamaño medio de las familias y su nivel de renta no se podría extrapolar en general, ya que depende de diversos factores socioeconómicos, institucionales y culturales cuya sinergia puede implicar que el resultado sea el opuesto y que las familias más pobres sean más numerosas. En general, sí parece claro que uno de los factores que explica el incremento de las emisiones per cápita en el contexto de los países más ricos es el surgimiento de nuevos tipos de familias, más pequeñas, que han hecho decrecer el tamaño medio, como señalan, por ejemplo, Druckman y Jackson (2008). De este modo parece conveniente investigar la posible relación causal y controlar estas diferencias para obtener una visión más ajustada de los efectos, especialmente en caso de considerar medidas compensatorias.

El diseño de los tributos por el uso de recursos o la generación de residuos resulta especialmente interesante en relación con la dimensión de los hogares. Por ejemplo Bithas (2008) estudia el efecto distributivo de las tasas sobre el agua en varias ciudades europeas y concluye que, cuando el precio se fija por bloques para penalizar el consumo excesivo, se perjudica sensiblemente a las familias más numerosas ya que se limitan o anulan las ventajas derivadas de las economías de escala. Además en este estudio se estima que las familias más numerosas suelen tener menor nivel de renta, a diferencia de los estudios anteriores, y están integradas

habitualmente por niños y personas mayores, de forma que los efectos regresivos no se atenúan en este caso, por lo que el estudio cuestiona seriamente el establecimiento de tarifas por bloques de consumo por razones éticas. Similares resultados se señalan por Ekins y Dresner (2004) en el caso de tasas variables sobre la generación de residuos, que afectarían en mayor medida a los hogares de mayor tamaño en el Reino Unido. Por tanto, para proteger a las familias más pobres habría que habilitar compensaciones dirigidas específicamente a las más numerosas en el caso de estos sistemas.

En algunos estudios se clasifica a las familias en función de su composición, por el número de adultos y de menores o, adicionalmente, por la edad de sus miembros. Por ejemplo, en Creedy y Sleeman (2006) se señala que la pérdida de eficiencia generada por el impuesto,¹⁸⁵ incrementa con el volumen de gasto, de hecho no hay diferencias entre los tipos de familias para niveles bajos de consumo semanal. Sin embargo, si el gasto es elevado, las familias con niños resultan más afectadas en comparación con aquellas de igual tamaño que sólo están integradas por adultos, asimismo en las que sólo hay un adulto en comparación con las que hay varios, y, especialmente, en las que los adultos tienen más de 65 años.

En el estudio de Martini (2009) se realizan interesantes reflexiones sobre la composición de los hogares como variable explicativa de los patrones de consumo: por ejemplo la elasticidad-renta decrece con la edad excepto en el caso de la electricidad, quizás reflejando que en los hogares con miembros jóvenes o adultos se hace mayor uso de bienes tecnológicos que en aquellas familias con más personas en edades avanzadas. Asimismo, se señala que la carga del impuesto afecta en mayor medida a las familias italianas con más miembros en edades medias y menos a las que, siendo de igual tamaño, son más jóvenes en promedio, principalmente por el efecto del tributo sobre la gasolina. Este resultado se confirma en otros países, como indica West (2004) en EEUU, por la mayor tasa de propiedad de vehículos en las familias con más adultos de media edad y más niños, ya que dependen más del coche por cuestiones laborales o para llevar a los menores a sus actividades escolares o extraescolares en un país con una estructura residencial más dispersa.

En el caso de uso energético doméstico, éste dependerá del tipo de fuente y de las características de las viviendas, cuya demanda está relacionada con el tamaño y composición de la familia y su nivel económico, pero también con aspectos culturales del país en cuestión que también pueden afectar en gran medida a los resultados sobre la incidencia. Por ejemplo, en el estudio de Meier y Rehdanz (2010) en el Reino Unido al que ya hemos hecho referencia anteriormente, para el mismo

¹⁸⁵ Se mide por el exceso de gravamen calculado en este caso como la diferencia entre la variación equivalente y el incremento del impuesto.

tamaño familiar se señala que los propietarios suelen vivir en viviendas adosadas, pareadas o unifamiliares y los arrendatarios en pisos más pequeños y normalmente más eficientes energéticamente, por lo que, en principio, los tributos que gravan la energía con usos domésticos no tendrían necesariamente que resultar muy regresivos. Asimismo, el gasto crece con el tamaño de la vivienda, el número de miembros y la edad media, por lo que la pobreza energética afectaría principalmente a hogares de personas mayores o familias con niños que viven en casas antiguas y sin calefacción central.

En el supuesto de clasificar los hogares de acuerdo con el status laboral del receptor principal de rentas en la familia se puede estimar, asimismo, si esta característica es importante para explicar el patrón de consumo y, por lo tanto, si el tributo afecta en mayor medida a algún grupo específico y si, de ser así, se puede vincular ese rasgo idiosincrático con el nivel de renta, de forma bastante probable en este caso, de forma que se agrave o mitigue el posible efecto regresivo. Por ejemplo, tal y como apuntan Ekins et al. (2011), los autónomos pueden resultar más afectados por los impuestos por el efecto que un encarecimiento en los bienes energéticos puede suponer para la estructura de costes de la empresa y sus beneficios, especialmente en el caso de no que puedan repercutir completamente el impuesto en los precios de los bienes que comercian. Por su parte, en el estudio de Decoster (1995) se obtiene un resultado muy revelador: el grupo del quintil de familias más perjudicadas por el impuesto sobre la energía en Bélgica está integrado mayoritariamente por familias con bajo nivel de gasto y cuya fuente de ingresos proviene mayoritariamente de las rentas de una persona inactiva y con muy escasa presencia de familias cuyos receptores principales sean trabajadores de “cuello blanco”, personas con nivel de estudios superiores o dueños de automóviles. En este mismo sentido resulta especialmente interesante el estudio de Leipprand (2007), en el que se distingue entre familias cuya principal fuente de ingresos proviene de miembros inactivos, trabajadores manuales y no manuales, jubilados y desempleados y se estudia, además, el efecto para diferentes bienes energéticos. Así, en el caso del consumo de los bienes energéticos de uso doméstico, los retirados e inactivos son los más afectados, reflejando, sin duda, su mayor permanencia en el hogar, mientras que los tributos sobre combustibles para el transporte tienen un efecto más acusado para activos y desempleados, que tienen mayor tasa de propiedad y uso de vehículos que para jubilados e inactivos. Al considerar en conjunto todos los efectos, la mayor carga se concentra en el grupo de inactivos, trabajadores manuales y desempleados, por lo que parece probable que se acentúen los efectos regresivos. En el mismo sentido, como señalan Labandeira et al. (2008), los hogares sustentados por un pensionista gastan sustancialmente menos en servicios de transporte, obviamente en combustible, pero también en transporte público, por llevar sus miembros una vida más sedentaria y beneficiarse de subsidios en algunos medios de transporte colectivo como el tren.

De nuevo, como parece evidente, la mayor concentración de los inactivos y de los pensionistas en los deciles medios o bajos influye en que estos grupos se vean más afectados también por ser de media más pobres pero, asimismo, sus particulares pautas de consumo pueden incidir en los resultados (por ejemplo haciéndolos más vulnerables ante subidas de precios en los combustibles o menos en el caso de la gasolina)¹⁸⁶. Además no existe una evidencia muy clara de que tengan una elasticidad muy diferente, como por ejemplo señalan Bruha et al. (2004) corrigiendo un estudio previo en el que si se detectaban diferencias sustanciales. En este sentido, de nuevo, el estudio de Bork (2006) es revelador: después de los funcionarios, los colectivos que experimentan una mayor carga fiscal en términos relativos a su renta son los inactivos y los pensionistas para la mayoría de los grupos de renta bajo determinadas formas de reciclaje, aspecto que trataremos en un epígrafe siguiente con mayor profundidad. Es interesante señalar que el identificar a los colectivos más vulnerables, y dirigir a ellos las ayudas de forma específica puede tener algunos resultados contradictorios. Por ejemplo, como hemos señalado en partes anteriores del trabajo, en el Reino Unido se ha discutido mucho sobre el programa de ayudas en el pago de consumos energéticos para las personas más mayores, pues se beneficiaba también a aquellos con mayor capacidad económica.

EL efecto de los tributos u otras medidas equivalentes no se ha estudiado en profundidad, con algunas excepciones, en función de otras características como las diferencias raciales que, especialmente en ciertos países como EEUU, suelen ser objeto de análisis separado en casi todos los ámbitos. En Rausch et al.(2011) se plantean de forma colateral si estas diferencias son significativas, y lo son en principio aunque se diluye el efecto cuando se controlan la renta u otras variables por lo que, como señalan estos autores, en principio parece que aunque ciertos grupos se vean desproporcionadamente perjudicados no se produce este efecto por diferencias inherentes a su pertenencia a un grupo racial sino que es un reflejo de las diferencias en la capacidad económica.

Para aclarar mejor las posibles sinergias entre los factores idiosincráticos y la dependencia energética o de recursos sería interesante contar con estudios que utilicen el análisis de regresión multivariante para identificar correlaciones significativas y, en su caso, efectos causales. Como señalan Busch et al. (2010) la escasez de estudios en este sentido impide llegar a conclusiones generales, más allá de las que los ejercicios de simulación indicados anteriormente indican en aquellos contextos analizados.

¹⁸⁶ El envejecimiento en el ámbito rural en países como España puede hacer que este colectivo resulte especialmente perjudicado por la imposición del consumo doméstico de energía.

4.1.12.8 Implicaciones de la tributación ecológica sobre las dimensiones distributivas factorial, sectorial y espacial y su efecto sobre la equidad

Otras vías indirectas por las que se pueden propagar los resultados regresivos de los impuestos medioambientales son los cambios que el impuesto pueda provocar en la distribución factorial, sectorial o territorial y que, de algún modo, se relacionen con la distribución personal si en los factores, sectores o territorios que soportan con más intensidad la carga fiscal se concentran los colectivos con menor capacidad económica.

De los tres ámbitos anteriores, el posible efecto de la distribución factorial es el que resulta más evidente. Así, no sólo las familias que destinan un porcentaje mayor de su renta en la adquisición de los bienes gravados son las más perjudicadas sino también aquellas cuya fuente principal de renta proviene de los factores que se abaratan relativamente respecto del resto de factores por el tributo medioambiental, de forma que habría que considerar tanto los efectos provocados por los usos de la renta, como los derivados de las fuentes de las que ésta procede. La mayor parte de los estudios que analizan los efectos distributivos de la política medioambiental se han centrado en el primer aspecto, que puede estudiarse tanto con modelos de equilibrio parcial, como cuando sólo se valoran los efectos de primer orden sobre las familias, como de equilibrio general. Sin embargo, la política medioambiental puede incidir significativamente sobre las demanda de capital y de trabajo por parte de las empresas influyendo de este modo en su remuneración y estos efectos pueden también resultar importantes y, como hemos señalado, sólo pueden estudiarse en modelos de equilibrio general. Cuando hicimos referencia anteriormente al efecto de la decisión metodológica sobre seguir un enfoque de equilibrio parcial o general ya señalamos que, por ejemplo, al ser las industrias que más contaminan las más intensivas en capital los dueños de éste podrían verse afectados en mayor medida por las políticas. Asimismo, como también señalamos en su momento, Fullerton y Heutel (2007) estudian la incidencia de un impuesto medioambiental sobre los precios de los factores, uno de los cuales es de tipo medioambiental y llegan a la conclusión de que lo que suceda con los precios relativos depende del grado en que sea posible sustituir el trabajo y el capital por el factor medioambiental y de las intensidades factoriales en los sectores productivos. Así, por ejemplo, si el capital es mejor sustitutivo, una vez implementada la política que encarece el uso del factor medioambiental (que pone un precio a las emisiones) el trabajo se abarata respecto al capital y, si ninguno es mejor sustitutivo, puede suceder lo mismo, incluso si el sector más contaminante es más intensivo en capital, si la demanda del bien producido de forma más contaminante es más rígida en relación con las posibilidades de sustituir entre factores por los productores del mismo. Desde el punto de vista distributivo los efectos de esos cambios en la remuneración de los

factores pueden afectar en diferente medida a diferentes grupos de la población, no sólo en función de su renta, sino también de otro tipo de características, por ejemplo si el efecto es más acusado en ciertas regiones. Estos resultados son interesantes no sólo desde el punto de vista distributivo, sino también en cuanto a la eficiencia medioambiental de la medida, ya que dependerá tanto de la facilidad para sustituir el factor medioambiental como de los cambios inducidos en la relación capital-trabajo y la forma en que esta relación pueda afectar también a la generación de contaminación.

En Dissou et al. (2014) se desarrolla un ejercicio similar al anterior en cuanto a la consideración de ambas trayectorias de efectos en el que se aplica un modelo de equilibrio general estático combinado con uno de microsimulación en el estudio de diferentes niveles de impuestos en Canadá y se confirman las apreciaciones de Fullerton y Heutel (2007): el incremento en el precio de los bienes tiene un resultado regresivo que se compensa, con resultados en conjunto inciertos, con la progresividad inducida por el efecto de los cambios en la remuneración de los factores de producción si el bien limpio y el contaminante son sustitutivos, éste último es intensivo en capital y si las empresas que los producen usan una tecnología homogénea. De aquí se infiere que el efecto distributivo depende del contexto y que conclusiones sobre la regresividad de los impuestos sobre el carbono deben estudiarse desde una perspectiva amplia. Claramente, una mayor evidencia de estos efectos sería muy interesante para llegar a conclusiones más robustas pero hay un hecho que creemos se debe destacar en este sentido: incluso si efectivamente al final el cambio en la remuneración de los factores de producción acaba consiguiendo que el resultado conjunto de los efectos sea progresivo, los efectos a corto plazo siguen manteniendo su carácter regresivo, lo que puede afectar a su aceptación social y a su viabilidad. Además, los cambios que se infieran en el mercado de trabajo, si finalmente se produce esa redistribución factorial y no se realizan otros ajustes que acaben repercutiendo mayores pérdidas en el factor trabajo, no beneficiaran a aquellos colectivos que estén fuera del mercado de trabajo, algunos de los cuales, como hemos visto, se estima que sean los más perjudicados por las medidas.

En Godal y Holtmark (2001) y en Felder y Schleiniger (2002) se estudian los cambios que puede inducir la tributación medioambiental sobre la distribución sectorial. En el primero se señala que los efectos de un impuesto uniforme en todos los sectores sobre las emisiones de todos los gases responsables del efecto invernadero en Noruega tendría como consecuencia que los sectores previamente eximidos de las medidas son, lógicamente, los más afectados, especialmente el sector industrial que en general reduce sus beneficios considerablemente e incluso ciertos subsectores, como el metal, incurren en pérdidas. El resultado final de establecer gravámenes sobre emisiones depende en todo caso en los gases que sean finalmente incorporados en el paquete, por ejemplo si se incorporan los gases que se emiten

principalmente en el sector primario o se grava exclusivamente el CO₂, y de los costes marginales de reducción en cada caso. Es frecuente en muchos países que, a pesar de introducir instrumentos fiscales con objetivos medioambientales, se habiliten exenciones en ciertas industrias precisamente para prevenir los costes asociados si los tributos les afectan intensamente, por lo que muchas veces son razones más políticas que económicas o medioambientales las que respaldan los diseños de los instrumentos de política medioambiental. En Felder y Schleiniger (2002) se estudia la redistribución sectorial que provocaría un impuesto sobre el CO₂ en Suiza y se propone la forma más eficiente de evitar ese movimiento intersectorial es a través de un impuesto uniforme con recortes diferenciados por sectores en el coste del trabajo frente a las prácticas de exenciones normalmente implementadas para facilitar la aceptación de las políticas. Por lo tanto, las decisiones sobre qué tipo de emisiones son finalmente gravadas influirán en la distribución sectorial de las cargas del tributo y, consecuentemente, afectarán a los agentes económicos que participen en los procesos productivos en cada sector, que pueden así ser desigualmente afectados por las políticas medioambientales.

Por último, los estudios redistributivos desde el punto de vista espacial o territorial son muy escasos. Por ejemplo Whalley y Wigle (1991) analizan los efectos de un tributo global sobre emisiones en diferentes regiones del mundo y concluyen que el resultado dependerá del diseño del impuesto y del uso posterior de los ingresos generados, por lo tanto no tiene que ser necesariamente regresivo. En Padilla y Roca (2006) se realiza un estudio distributivo territorial en la UE y señalan que, aunque si se habilita un sistema de transferencias entre países se corrige en general el efecto negativo inicial para los países más pobres, en algunos de ellos no se compensan suficientemente los costes y el resultado final les perjudica igualmente. En Rausch et al. (2011) se detecta asimismo una gran desigualdad en la distribución territorial de la introducción de impuestos sobre el carbono, o un sistema equivalente de permisos, entre los estados de EEUU: los estados interiores, más dependientes del carbón, son los más perjudicados incluso en los estados del oeste se generan ganancias de bienestar si se habilitan reformas fiscales verdes. Más recientemente Williams et al. (2014) señalan que las diferencias en los resultados de la incidencia de los tributos debidos a diferencias geográficas son mucho menores que los cambios distributivos por grupos de renta y apuntan que los estados más perjudicados serían aquellos con climas más extremos con menor nivel de urbanización y donde los precios de la electricidad sean más sensibles a los cambios por su particular *mix* energético. Una conclusión interesante de este estudio, que nos permite enlazar con la siguiente parte del capítulo, es la absoluta dependencia de los resultados distributivos de la opción de reciclaje de los ingresos que se aplique, como veremos a continuación en otros estudios.

4.1.12.9 *Incidencia de las opciones de reciclaje y de la priorización de objetivos en los resultados distributivos*

La aplicación de tributos medioambientales, como acabamos de ver, puede tener consecuencias regresivas y generar más desigualdad si, por las características de los bienes gravados, se afecta en mayor medida a las familias más pobres en general o, en segundo lugar, si el esfuerzo fiscal adicional recae de forma desproporcionada sobre algún grupo social y en este colectivo el nivel de renta media fuera menor que si se considera al conjunto de la población. Esta diferenciación en el tratamiento puede deberse a que los efectos directos o indirectos de los cambios en las condiciones de los mercados incidan principalmente en ciertos tipos de familias, a que las respuestas ante cambios en los precios sean diferentes en función de ciertas características idiosincráticas o a las variaciones en los efectos finales de las medidas vinculados a la forma en que se utilicen los ingresos del impuesto medioambiental. En este sentido se diferencian fundamentalmente los instrumentos económicos de los enfoques normativos, ya que en los primeros, al crearse una nueva fuente de ingresos públicos, se puede revertir a la sociedad lo que es, en el fondo, una renta de escasez.¹⁸⁷ Sobre este último supuesto, al que hemos hecho referencia en otras partes de este trabajo, vamos a tratar a continuación centrándonos en los estudios que han analizado sus consecuencias distributivas.

La introducción de instrumentos de fiscalidad medioambiental en el sistema fiscal puede suponer una importante recaudación adicional, especialmente si las medidas se aplican en el sector de los productos energéticos.¹⁸⁸ No es de extrañar, por este motivo, que se recurra a este tipo de tributación en momentos en los que el sector público requiere incrementar sus ingresos. Por ejemplo, en algunas ocasiones se han utilizado elementos propios de la fiscalidad medioambiental con intereses muy diferentes, principalmente con fines recaudatorios para financiar algún bien preferente, como la sanidad en el caso del discutido céntimo sanitario que grava el consumo de gasolina y que se ha aplicado en algunas comunidades autónomas en España. En estos supuestos los intereses medioambientales no se consideran de forma prioritaria y el tipo del impuesto se calcula con objetivos fundamentalmente presupuestarios. Además, la afección de los fondos a la financiación de un servicio que en cualquier caso se provee de forma universal también hace que se difumine el

¹⁸⁷ Las rentas de escasez se generan, como ya hemos visto anteriormente, al limitar la producción en bienes inelásticos respecto al precio, lo que implica un aumento en los ingresos de los productores si no se *capturan*, como en el caso de los impuestos.

¹⁸⁸ Los impuestos sobre la energía pueden suponer ingresos que alcanzan cantidades que representan varios puntos del PIB de un país. En este sentido, en Johnstone y Alavapati (1998) se resumen algunas de las estimaciones de recaudación de los primeros estudios realizados sobre los efectos de reformas fiscales ecológicas.

efecto global de la política, por lo que creemos que este tipo de medidas no deben ser consideradas como parte de los paquetes de políticas medioambientales que consideramos aquí, aunque tengan efectos medioambientales y distributivos. Con mayor motivo, tampoco consideramos el supuesto aquellas figuras tributarias, a las que nos referimos en la delimitación del concepto de impuestos medioambientales, que no tienen efectos ecológicos por no implicar cambios en la conducta de los agentes económicos.

Centrándonos en el análisis de las opciones de reciclaje de los tributos medioambientales y los efectos globales de las intervenciones, el destino de los nuevos ingresos públicos puede especificarse o, por el contrario, no quedar vinculado expresamente a la financiación de ninguna medida complementaria y contribuir así a equilibrar las cuentas públicas. En este último caso los resultados atribuibles a la política se limitan a los directamente derivados de la incidencia del impuesto al difuminarse el efecto de la aplicación de los nuevos fondos,¹⁸⁹ aunque incluso en este supuesto podemos considerar un reciclaje automático derivado de los cambios inferidos por los impuestos sobre los precios si se considera adicionalmente la indiciación que se realiza en ciertas prestaciones, como las pensiones, para compensar las pérdidas de poder adquisitivo por la inflación. Como señalan Johnstone y Alavapati (1998), su efecto distributivo dependerá de la situación de los receptores de los ingresos que se ajusten que, aunque en principio podríamos pensar que son familias con un nivel de renta inferior a la media, viene también condicionado por las ponderaciones que se consideren en el índice de precios (que pueden diferir significativamente de la que se derivarían si se consideraran las pautas de las familias más pobres) y de la heterogeneidad entre las familias de los primeros quintiles, muchas de las cuales no son receptoras de ayudas o prestaciones que se ajusten.

En cualquier caso es habitual que en la aplicación de este tipo de tributos, tanto en las propuestas que se han realizado en un plano teórico como en las iniciativas que realmente se han ejecutado, se especifique el fin último de la recaudación tributaria, probablemente, entre otras cosas, para facilitar su implementación. Los nuevos fondos derivados de los impuestos se pueden destinar a reforzar o a compensar algún efecto de la intervención, por ejemplo su eficiencia medioambiental o económica, o a compensar a los colectivos más perjudicados. La aplicación final de los ingresos es determinante para que el resultado global sea progresivo o regresivo, de forma que en el análisis de la incidencia de las medidas se deben considerar todos los elementos de la intervención.

¹⁸⁹ Aunque obviamente los efectos de las potenciales reducciones en el déficit público u otros tendrán efectos distributivos, aunque no se puede considerar la causalidad de forma sencilla.

Para exponer los efectos de este tipo de políticas vamos a clasificar las opciones de reciclaje en función del objetivo que justifica la introducción de las medidas complementarias: económico, medioambiental o social. De este modo, las principales opciones son , en primer lugar, la reducción de otros tributos distorsionadores, como los que gravan el trabajo, los beneficios o el consumo, en el contexto de las reformas fiscales ecológicas (que serán neutrales desde el punto de vista recaudatorio si no suponen un incremento en la presión fiscal) o la concesión de deducciones o exenciones para ciertas industrias afectadas para evitar que la aplicación del impuesto tenga consecuencias negativas sobre el empleo, la competitividad o el crecimiento económico. Asimismo, en segundo lugar, se puede optar por reforzar el efecto medioambiental, por ejemplo a través de subsidios que fomenten la inversión en tecnologías más limpias o con la financiación de cualquier otra política con objetivos estrictamente medioambientales. Por último, existe la posibilidad de mitigar los efectos o compensar a los sectores o a los grupos de población a los que la medida pudiera haber afectado más negativamente incorporando exenciones en el diseño del impuesto o a través de transferencias o subsidios finalistas, para reducir las posibles inequidades en sentido vertical, si el impuesto tiene incidencia regresiva, u horizontal si la carga recae desproporcionadamente sobre ciertos tipos de familia, o ambas. Es importante valorar la importancia de este último supuesto también desde la perspectiva distributiva ya que dentro del mismo grupo de renta los patrones de consumo de los bienes gravados pueden variar significativamente en función de otras características de forma que, incluso si en la medida se contempla la compensación a los colectivos más desfavorecidos económicamente, algunas familias dentro de éstos pudieran seguir soportando un incremento en su carga fiscal demasiado elevado y sería necesario, si se quieren evitar consecuencias distributivas inadecuadas, habilitar medidas específicas adicionales.

En el diseño de las opciones de reciclaje hay que tener en cuenta que la consecución de un objetivo puede realizarse a expensas de otro, por lo que es muy importante prever todas las posibles implicaciones para ponderar adecuadamente la idoneidad las políticas. Así, por ejemplo, en la primera de las opciones de reciclaje el objetivo de la aplicación de los fondos tributarios es, como hemos indicado, la mitigación de los posibles efectos adversos desde el punto de vista económico, por ejemplo sobre la oferta de trabajo o la competitividad. Como ya hemos señalado al estudiar la eficiencia de las reformas fiscales verdes, cuyos efectos distributivos revisaremos a continuación, el dividendo económico se consigue, en principio, sin afectar al objetivo medioambiental planteado en primera instancia. Sin embargo, en algunos casos, la preocupación por la merma en la competitividad que puede provocar la introducción de estos impuestos ha provocado que la incidencia medioambiental de la medida se vea alterada, por ejemplo cuando se financian exenciones fiscales o devolución de impuestos en algunos sectores, que pueden ser

incluso más contaminantes en términos relativos, lo que afectaría a la aplicación del principio de que “el que contamina paga”, reduciría los incentivos para la adopción de nuevas tecnologías y comprometería considerablemente la efectividad medioambiental de la medida al evitar que se igualen los costes marginales de reducción entre los diferentes sectores.¹⁹⁰ Por el contrario, al estudiar el efecto del doble dividendo de la tributación medioambiental en partes previas de este capítulo señalamos que la reducción de impuestos distorsionadores, en el contexto de reformas fiscales verdes neutrales desde el punto de vista fiscal, conducía a la solución globalmente más eficiente, ya que se conseguían avances tanto en el plano medioambiental como en el económico, por ejemplo por la creación de empleo en el caso de reducir el coste del trabajo o la generación de incentivos cuando se suaviza la tributación sobre la renta. En el segundo paquete de medidas complementarias, por su parte, se refuerza el carácter medioambiental de la política, pero pueden mantenerse o agravarse otros efectos negativos en el plano económico o social. La última de las alternativas de reciclaje que planteamos es la más efectiva para mejorar los resultados distributivos, pero puede limitar la efectividad medioambiental de las políticas y reduce la posibilidad de que se produzca el efecto del doble dividendo ya que, como señala Felder (2002), no se reduce el exceso de carga fiscal globalmente considerado, como en las reformas fiscales verdes. De nuevo parece claro el intercambio entre eficiencia y equidad ya que la compensación de los efectos distributivos tiene como consecuencia previsible la rebaja en la eficiencia de la política, tanto en el plano económico como medioambiental, por lo que entender las implicaciones de las intervenciones y prever sus consecuencias resulta fundamental, tanto para clarificar el debate como para señalar posibles mejoras en el diseño de las políticas. En partes siguientes de este capítulo reflexionaremos sobre las posibilidades de diseñar políticas medioambientales de forma óptima y, a continuación, en el contexto de la revisión que estamos realizando, vamos a intentar exponer los principales resultados de los estudios, sin entrar en consideraciones metodológicas ya planteadas en epígrafes anteriores.

A partir de los primeros años noventa, cuando estas medidas empezaron a considerarse en un plano teórico y a aplicarse en algunos países europeos, aumentó el interés por conocer el resultado final de todos estos efectos cruzados y contrastar las alternativas en el diseño de las políticas para que se pudieran implementar de forma sencilla y para facilitar su aceptación. Algunos de los trabajos que se han llevado a cabo en este contexto se han centrado en el análisis de la factibilidad política de las intervenciones y en sus efectos en los diferentes sectores económicos obviando las consecuencias sociales, como por ejemplo Felder (2002), que investiga el efecto de todos los tipos de reciclaje en Suiza desde esta perspectiva. Sin embargo,

¹⁹⁰ Estas medidas son, sin embargo, bastante frecuentes, de hecho se han aplicado o se aplican en varios países europeos, como Alemania, Holanda, Reino Unido o Noruega (OCDE, 2002)

en otros casos, incluso en los primeros estudios realizados sobre la materia, como en Poterba (1991), Barker y Johnston (1993) o Symons et al. (1994), se ha subrayado la importancia de considerar la vertiente social de las medidas complementarias. Este tipo de aproximación es muy exhaustiva en algunos trabajos, por ejemplo en Ekins y Dresner (2004) en el Reino Unido, Metcalf (2007) en EEUU o Araar et al. (2011) en Canadá, en los que interés prioritario es la investigación de los efectos de diversos impuestos y tasas medioambientales en los estadios iniciales de la distribución y de las alternativas para compensar específicamente a las familias más pobres. Al final de este apartado revisaremos con mayor detalle algunas de las conclusiones de estos estudios.

Un análisis completo de todos los efectos resulta, si cabe, más significativo en el caso de las políticas fiscales con reciclaje de los ingresos ya que los cambios inferidos sobre el resultado final en la aplicación de este tipo de medidas solapadas pueden resultar determinantes en la dirección de sus consecuencias distributivas, lo que sin duda condiciona su valoración social y su viabilidad. En este sentido, por ejemplo, se puede revertir la carga fiscal para algún grupo o incluso para todos los contribuyentes de forma que acaben tributando en conjunto menos que antes de aplicar la medida, con resultados que en cualquier caso pudieran seguir siendo regresivos si los grupos con mayor nivel de renta son más beneficiados o, en caso de mantenerse el aumento en la carga fiscal, se module el efecto distributivo final en un sentido u otro. En otras palabras, los resultados pueden ser regresivos si los grupos con menos recursos pierden más (o ganan menos) que aquellos con mayor capacidad económica, y los efectos sobre la desigualdad seguirán la misma tendencia. En las páginas siguientes vamos a revisar los efectos distributivos de cada una de las opciones de reciclaje.

Reciclaje para procurar un doble dividendo económico

Los resultados de una reforma fiscal ecológica con reciclaje en forma de reducción de las cargas fiscales sobre el trabajo, en el impuesto sobre la renta o en las cotizaciones a la Seguridad Social, de impuestos indirectos como el IVA o de impuestos sobre los beneficios de las empresas puede moderar las pérdidas de bienestar causadas por el tributo medioambiental, como se estima en el estudio de Blobel et al. (2011) o Rausch et al. (2011), o compensarlas sobradamente hasta el punto de aumentar la renta disponible, resultados que se alcanzan, por ejemplo, en los trabajos de Labandeira et al. (2009) o Ekins et al. (2011).

El grado en que se compensen los efectos específicos del impuesto medioambiental dependerá, en cualquier caso, de la naturaleza del tributo que se rebaja. Las deducciones en los impuestos directos sobre las empresas, al menos en

lo que a sus efectos de primer orden se refieren, son los que, lógicamente, menos compensaran los resultados regresivos. Así lo estima, por ejemplo, Metcalf (1999), que pone de manifiesto el intercambio entre eficiencia y equidad en la implementación de estos paquetes de reformas, ya que esta opción refuerza el carácter regresivo del impuesto medioambiental considerado en su estudio. En Rausch et al. (2011) el reciclaje en proporción a las rentas de capital es la opción más regresiva, incluso en el último decil se anulan por completo las pérdidas generadas por la tributación, compensación que no se da en ningún otro grupo.

En cuanto a los tributos que recaen sobre las personas físicas, los impuestos directos (del mismo modo que los gastos de carácter discrecional) suelen ser progresivos mientras que los impuestos indirectos con tipos proporcionales son, en principio, realmente regresivos a menos que se habiliten tipos reducidos en los bienes necesarios, por lo que reciclar los ingresos de un tributo medioambiental en forma de accisa para reducir los primeros podría acentuar la regresividad o reducir la progresividad una vez considerado todo el paquete de instrumentos de la política, aunque obviamente todo depende del diseño específico de la compensación y del diseño de los impuestos preexistentes. Por ejemplo, West y Williams (2004), cuando analizan la incidencia de un impuesto sobre la gasolina, concluyen que, aunque se mantienen pérdidas en el bienestar en todos los quintiles, tanto éstas como el resultado regresivo de la aplicación del tributo se reducen considerablemente con la compensación en el impuesto sobre la renta de los ingresos del trabajo (que son normalmente los únicos de que disponen las familias con menores recursos)¹⁹¹. Una alternativa para hacer más progresivo un impuesto medioambiental con reciclaje por reducción de impuestos directos sería diseñar la compensación de forma progresiva, como plantean, por ejemplo, Metcalf (1999) y Metcalf y Weisbach (2009) en EEUU. En el primer estudio, por ejemplo, la regresividad del impuesto medioambiental se modera sustancialmente con un paquete de reducción de impuestos directos progresiva, entre los que se incluye una deducción fija en el impuesto de la renta y un recorte proporcional en el mismo, pero los primeros deciles siguen soportando un incremento neto en los impuestos devengados. Los resultados cambian un tanto, y la propuesta global se hace progresiva con pérdidas netas únicamente en el primer decil y en el último quintil, si la capacidad económica se mide con una variable de renta permanente. El hecho de que el primer decil tenga pérdidas netas se debe, sin duda, a que muchas familias en esta fase de la distribución no trabajan y/o no pagan impuestos directos. En el caso de considerar únicamente un impuesto sobre la gasolina y manteniendo los cambios en los impuestos directos, los resultados, muy débilmente regresivos, suponen pérdidas más acusadas en los deciles medios, con

¹⁹¹ Estos resultados son robustos, ya que se mantienen ante cambios en la variable que mide el cambio en el bienestar, si se usan o no elasticidades, o si éstas se consideran constantes o no en la distribución.

ganancias netas al principio de la distribución, lo que refuerza las conclusiones que ya hemos apuntado en otras partes de este trabajo. En Metcalf (1999) también se considera algunas variaciones que aumentan la progresividad de la política, especialmente cuando se utiliza la renta permanente, como vincular la rebaja en las cotizaciones al tamaño familiar o aumentar la deducción paralela en la cuota del impuesto sobre la renta.

Bach et al. (2002) analizan una reforma fiscal muy completa en Alemania en la que el impuesto ecológico sobre el consumo de productos energéticos sirve para financiar una rebaja en las contribuciones a la seguridad social. Los resultados de esta reforma indican un incremento global de la carga fiscal en la mayoría de los hogares, con resultados débilmente regresivos por incidir más en las rentas más bajas, sin embargo, al completar la medida con una posterior rebaja del impuesto de la renta y el aumento de algunas prestaciones sociales casi todas las familias mejoran respecto a la situación inicial excepto los hogares que dependen de prestaciones económicas, que son los menos beneficiados en las primeras fases de la reforma. Posteriormente Bork (2006) obtiene resultados muy similares en un estudio sobre la implementación real de la reforma fiscal anterior.¹⁹² En este caso se señala que, aunque para la mayor parte de las familias los cambios en el bienestar son pequeños, existen efectos regresivos por incrementarse proporcionalmente más las cargas de las familias con menos renta debido a que la moderación en las cotizaciones beneficia principalmente a las clases medias y altas ya que las familias más pobres, con bajos o nulos ingresos laborales, no se ven compensadas en la cuantía necesaria. La reforma fiscal alemana coincidió con otros cambios tributarios, como la reducción del impuesto sobre la renta y el incremento de las prestaciones sociales para las familias con menores a su cargo. Aunque estos cambios no fueron diseñados para compensar la regresividad de la reforma ecológica se estudian también sus efectos de forma conjunta. Los cambios inciden en la misma dirección, ya que en este caso todas las familias a partir de cierto nivel de renta tienen aumentos de bienestar tras la reforma,¹⁹³ lo que acentúa el resultado regresivo. Este efecto se debe a que los parados y pensionistas y, en general, los mayores de 65 años, no se benefician de las medidas compensatorias.

¹⁹² En los estudios de Bach et al. (2002) y de Bork (2006) se estudian los efectos de la reforma fiscal implementada en Alemania que supone un incremento de todos los impuestos energéticos, de forma gradual a partir de 1999 hasta 2003 y un nuevo impuesto sobre la electricidad. La reforma permite financiar una reducción en las cotizaciones de casi un punto porcentual.

¹⁹³ Es significativo que las familias que se benefician por la reforma son las que se encuentran entre 20.000 euros al año, considerando el impuesto, y a partir de 15.000 si se suma el efecto de las nuevas prestaciones familiares, de forma además creciente cuanto mayor es su renta hasta el nivel de 50.000 euros.

El estudio de Bork (2006) sólo considera efectos de primer orden y no incorpora los cambios en el comportamiento de los consumidores ante las nuevas circunstancias, lo que podría suponer una sobreestimación de la regresividad. Sin embargo el análisis de Bach et al. (2002) apunta a conclusiones muy similares a partir de técnicas de microsimulación que se completan con un modelo de equilibrio general. En este último estudio, que revisa de nuevo la reforma fiscal en Alemania, los efectos regresivos de los componentes principales de la política prácticamente se neutralizan por el ajuste automático al alza que se realiza en las pensiones para compensar por la reducción en las cotizaciones. Asimismo, en Bruha y Scasny (2004) en la República Checa, en el que se incluye el análisis de la demanda en la simulación, también se señala que existe un intercambio entre eficiencia y equidad en el reciclaje con reducción de los impuestos que gravan el trabajo porque las familias con menores niveles de renta no son compensadas en la proporción necesaria. En el estudio de Callan et al. (2009) en Irlanda, para revertir la regresividad de un impuesto sobre el carbono con reciclaje mediante reducción de los impuestos directos, se deriva una parte del reciclaje hacia el aumento en diversos capítulos de las prestaciones sociales (como pensiones, subsidios de desempleo, prestaciones por enfermedad y ayudas a las familias monoparentales), pero en tanto no se realiza una ayuda específicamente enfocada a las decilas más bajas, en este caso el aumento de las ayudas por hijo a los receptores de ayuda social, no se consigue que el efecto neto sea positivo para la primera decila.

Asimismo, en los estudios sobre reformas fiscales ecológicas en diferentes países europeos de Barker et al. (1998) o Ekins et al. (2011) también se obtienen resultados muy débilmente regresivos en el caso de aplicar los ingresos a la rebaja en las cotizaciones sociales. En Ekins et al. (2011), por ejemplo, se simula un reciclaje combinado de los ingresos en forma de reducción del impuesto sobre la renta y de las cotizaciones sociales de las empresas y se analizan cuatro escenarios, que difieren en el nivel del precio internacional del petróleo (alto o bajo) y del objetivo medioambiental planteado (más o menos ambicioso). El principal resultado es que se obtienen ganancias, medidas por el nivel de renta, en todos los quintiles y en todos los grupos de población, si bien en tres escenarios son los quintiles intermedios los que menos beneficios obtienen de las medidas y, excepto en un supuesto, el grupo más beneficiado es el último quintil.

En otros casos los efectos son diferentes: por ejemplo en un análisis metodológicamente muy completo de una reforma fiscal verde con este tipo de reciclaje a través de reducción de las cotizaciones en España, Labandeira et al. (2005), se señala que los resultados distributivos son muy poco significativos, con tendencia en todo caso a la progresividad (y un fuerte doble dividendo con reducciones en las emisiones).

El trabajo de Bork (2006) al que hemos hecho referencia anteriormente resulta además muy interesante porque estudia los efectos distributivos atendiendo a las diferentes características de las familias, lo que permite conocer también si existe algún grupo de familias que soporte una mayor carga fiscal y si este hecho puede también cambiar los efectos distributivos cuando los ingresos se reciclan en forma de reducción de las cotizaciones sociales. Así, aunque en el caso de aplicación aislada de impuestos medioambientales todos tienen resultados regresivos, excepto en la gasolina, en el que son regresivos a partir de cierto nivel de renta (que vendría a confirmar que si se considera sólo a los propietarios de vehículos sería regresivo). cuando se añade el reciclaje a través de cotizaciones los resultados son regresivos en todos los supuestos, pero los colectivos más perjudicados son, considerando el tipo de familia, las más grandes, por status laboral los desempleados y pensionistas, por edad, entre los más pobres son los más jóvenes (reflejando el efecto de los desempleados) y a partir de un nivel de renta medio-bajo los mayores de 65 años (por el efecto en los pensionistas) y por área residencial los que viven en zonas no urbanas. Cuando la reforma se complementa con rebajas en el impuesto de la renta y especialmente cuando se suma el incremento de las prestaciones por hijos, sólo resultan perdedores netos de la medida las familias más pobres.¹⁹⁴ Cuando se analizan los resultados anteriores por grupos socio-demográficos, los resultados se confirman pues los que más pierden son los pensionistas y mayores de 65 años en general y los desempleados. En una línea similar apunta también el trabajo de Ekins et al. (2011): por tratarse la compensación de reducción en los impuestos directos, el grupo de los desempleados y los inactivos son los que menos se benefician de la reforma, así como las familias que viven en zonas rurales, ya que en todos escenarios de reciclaje las familias urbanas son más beneficiadas siendo menor la diferencia si los ingresos tributarios se destinan a las subvención para inversión en tecnologías más eficientes desde el punto de vista medioambiental, de las que se beneficiarían de forma más equilibrada todas las familias, incluidas las rurales. Estas diferencias son más acusadas en países con otra estructura productiva, como China, ya que, como señala Sun (2011), un impuesto sobre el carbono es regresivo en las áreas urbanas y progresivo en las zonas rurales. Como venimos reiterando en estas páginas, si las características de las familias, como su lugar de residencia, están relacionadas con su capacidad económica, los efectos que, por razones lógicas derivadas de la ubicación de su vivienda, pudieran afectar a este colectivo resultarían ser, asimismo, regresivos. De forma similar, el reciclaje en forma de aumento de prestaciones económicas familiares, como las ayudas con hijos, analizadas en Bach et al. (2002) y Bork (2006) como hemos visto, tampoco compensa los aumentos en la carga fiscal de los pensionistas. Las opciones de reciclaje tienen, por lo tanto, un efecto claro en la

¹⁹⁴ Es ilustrativo señalar que se trata de aquellas con una renta disponible inferior a 15.000 euros al año, lo que implica sin duda un aumento en la pobreza relativa.

equidad entendida en sentido horizontal y, así, habría justificación para habilitar medidas complementarias, por ejemplo para el colectivo de los jubilados o ciertos tipos de familias.

En cualquier caso, y especialmente si la reforma tiene efectos regresivos, no está muy clara la creación de empleo que pudiera incentivar una reducción de las contribuciones ya que en algunos estudios, revisados en Kristrom (2006), se señala que la relación no es muy fuerte porque en general los impuestos sobre el trabajo acaban siendo repercutidos en parte sobre los trabajadores.¹⁹⁵ Además, sustituir un tributo de base imponible extensa, como las cotizaciones, por otro de base estrecha, como la accisa medioambiental, supone que la rebaja que se pueda habilitar será muy limitada y, si se concentra la medida compensatoria en ciertos sectores, por ejemplo en los más intensivos en mano de obra como los servicios, se pueden ocasionar desajustes en el mercado de trabajo, por promover la traslación de trabajadores desde unos sectores a otros y desequilibrar las cargas fiscales entre ellos. De esta forma, la elección sobre el instrumento de reciclaje también afecta a la distribución entre grupos sociales, y la opción de reducir el impuesto sobre la renta o las cotizaciones claramente beneficia a los trabajadores frente a los desempleados o los jubilados.

La tendencia hacia una moderada o débil regresividad que apuntan una mayoría de los estudios anteriores en el caso del reciclaje con reducción de cotizaciones se debería moderar si los ingresos se destinan a rebajar otros impuestos indirectos como el IVA. En principio, sin considerar otros efectos dinámicos, por su naturaleza realmente regresiva, la rebaja de estos tributos debería conducir a resultados más progresivos que los cambios en los tributos de carácter directo, normalmente diseñados de forma proporcional o progresiva y a los que, además, no están sujetos, o lo están muy discretamente, ciertos colectivos vulnerables como ponen de manifiesto, por ejemplo, Ekins et al. (2011). En este sentido un trabajo de Labandeira et al. (2009) que analiza los efectos de una reforma fiscal ecológica con reciclaje mediante una reducción en el IVA general en España, integrando un modelo de equilibrio general computable con los modelos de microsimulación, los resultados son moderadamente progresivos.¹⁹⁶

¹⁹⁵ Esta misma duda nos la plantearemos más adelante, cuando consideremos alternativas que incrementen la optimalidad de la tributación medioambiental, como los complementos salariales.

¹⁹⁶Una idea que se ha debatido en la UE y de forma particular en algunos países como Francia, es que la reducción que se pueda inducir en el IVA únicamente se aplique a ciertos bienes, aunque en este caso algunos problemas de índole práctica aparecen también, ya que no es sencillo decidir qué bienes pueden cualificar para esta reducción impositiva, y el carácter progresivo o regresivo de la medida dependería evidentemente de la relación entre los patrones de consumo de los productos con IVA reducido y la capacidad económica. Además la uniformización de los tipos del IVA es preferible desde el punto de vista de la neutralidad del impuesto y, como señalan diversos autores,

El reciclaje puede facilitar la adopción de medidas que reduzcan los efectos negativos del tributo, rebajando otras tasas o a través de subvenciones, que también inciden en los efectos distributivos. Por ejemplo Brannlud y Nordström (2004), en Suecia, comparan los resultados de la reducción en el IVA general y en el precio del transporte público y apuntan a que esta segunda opción beneficiaría en mayor medida a las familias que viven en regiones más pobladas, con mayor acceso a medios de transporte, por lo que si en las zonas con menor densidad de población el nivel de renta fuera menor, además de promover cambios redistributivos en el ámbito espacial, el resultado conjunto de la aplicación de la reforma fiscal sería aún más regresivo. En cualquier caso el efecto de la reducción en el precio del transporte público dependerá del gasto relativo en ese tipo de transporte en función de la renta, patrón que puede ser, y probablemente es, diferente del de Suecia en muchos países en los que el uso del transporte público esté más relacionado con la renta que con el lugar de residencia, por lo que las conclusiones serían diferentes.

Si ampliamos el enfoque de los estudios, las opciones de reciclaje pueden tener también un efecto importante en otras esferas de la economía, como la inflación o el crecimiento. Como señala Zhang (2004) la reducción en el IVA controla la subida de precios que genera la medida, y no así la reducción de los impuestos directos, y los efectos asociados al crecimiento y al empleo son también mejores en el caso de reciclaje vía reducción del IVA. Si los ingresos se destinan a sufragar otros gastos o transferencias la medida será también inflacionaria, mientras que si se destinan a recortar el déficit público podría haber un efecto negativo sobre el crecimiento.

Reciclaje con refuerzo del objetivo medioambiental

El segundo grupo de opciones para reciclar los ingresos de los nuevos impuestos es la alternativa que incide de forma más positiva en la eficiencia medioambiental de la medida ya que se trata de financiar otras políticas con objetivos medioambientales. Obviamente con este tipo de intervención se mantendrían las consecuencias de la medida en el plano económico, ya que se renunciaría a la consecución del doble dividendo. En general, en este caso será complicado asignar un resultado distributivo en uno u otro sentido, por tratarse de nuevo de determinar la distribución del beneficio medioambiental asociado, en este

como Kaplow (2011), es preferible incidir en la progresividad a través de los impuestos directos que por la diferenciación en el IVA. Volveremos a reflexionar sobre estos aspectos en partes posteriores de este trabajo.

caso por doble vía, si bien en algunos casos, si las medidas medioambientales complementarias consisten en subvencionar la adopción de ciertas tecnologías para favorecer su implantación puede resultar más sencillo al menos apuntar hacia la dirección en que previsiblemente se moverán los resultados distributivos. Por ejemplo, si se financia la inversión en tecnologías más limpias a las empresas, o se subvenciona a las familias su coste, el carácter medioambiental de la medida también es acentuado. En el primer caso este tipo de medidas puede ocasionar que no se igualen los costes marginales de reducción de emisiones, suponiendo un mayor coste en la consecución de un determinado objetivo medioambiental. Si se habilita un programa de subvenciones a las familias, si los efectos de esta partida de gasto público se distribuyen por igual entre ellas, independientemente de su nivel de renta, los resultados regresivos de los impuestos se moderarían o compensarían, aún con mayor intensidad si se focalizaran en los colectivos con menor poder adquisitivo. Una iniciativa que podría funcionar en este sentido sería, como proponen Ekins y Dresner (2004), subsidiar de forma diferenciada medidas que posibiliten la reducción de la intensidad en el consumo de los bienes gravados, como la aplicación de medidas defensivas, por ejemplo mediante ayudas para aislar térmicamente las viviendas, o de consumos sustitutivos que permitan a las familias más pobres usar menos energía o usarla más eficientemente. Si asumimos que los hogares en los que viven los que disfrutan de mayor capacidad económica tienen mayor calidad de construcción, incluso si la subvención fuera universal se beneficiarían principalmente las familias con menos recursos. En cualquier caso, y como hemos señalado en otras ocasiones, cualquier medida que suponga ingresos extras o ahorro en costes para las familias puede ocasionar un efecto rebote en el consumo de bienes energéticos, o de otros bienes, que limite el efecto medioambiental de la medida, como señalan Chitnis et al. (2015). En este artículo se señala que el rebote es pequeño en las medidas que incrementan el uso eficiente de la energía en el hogar y mayor para las que incrementan la eficiencia en el uso del automóvil y, especialmente, las que reducen el desecho de alimentos, principalmente debido al incremento de emisiones de forma indirecta y, en especial, en las familias con menos recursos.

En el caso en el que el reciclaje se focaliza en la consecución de un segundo dividendo medioambiental los resultados distributivos pueden ser, asimismo, muy diferentes en función del diseño de la política. Por ejemplo, como señalan Busch et al. (2011), los programas *bajo prueba de recursos* del Reino Unido para aislamiento de las viviendas benefician únicamente a las familias más pobres mientras que los subsidios al transporte público, como también indican Brannlund y Lundgren (2004) en Suecia, benefician a las familias urbanas más pobres.

De nuevo en este caso podemos subrayar una idea central de nuestro trabajo: los objetivos medioambientales que se puedan alcanzar con las políticas

medioambiental se puede ver limitados seriamente si los niveles previos de desigualdad y pobreza son tan elevados que impiden la realización de las políticas más eficaces por sus efectos distributivos a corto plazo.

En este segundo grupo de opciones de reciclaje, como en el resto de alternativas pero quizás con más interés por el tipo de intervención, tiene sentido preguntarse por el reparto del beneficio medioambiental de la política que, como hemos visto en partes anteriores de este trabajo, también tiene un efecto fundamental sobre el bienestar social y la equidad de las medidas, y podría compensar o acentuar los resultados regresivos del tributo, si los hubiere, en función de si los beneficios medioambientales son mayores para los más pobres o para los más ricos. Así, en el caso de que el beneficio de las políticas recaiga principalmente en las familias más acomodadas, si además el tributo medioambiental es regresivo, se vulnerarían tanto el principio del beneficio como el de la capacidad de pago en el sistema tributario, lo que comprometería totalmente la equidad fiscal de la medida, por lo que en este caso resulta particularmente relevante investigar la distribución de los beneficios. Asimismo, es posible que en algunos supuestos suceda lo contrario y, si los efectos positivos de la medida benefician en mayor proporción a los más pobres, se estaría sobrevalorando el efecto regresivo del tributo. Por ejemplo, en Bureau (2011) se estima que la reducción en la congestión que incentiva un impuesto sobre la gasolina reduce considerablemente la regresividad inicialmente estimada. Es evidente que es muy difícil en muchos supuestos precisar los beneficios asociados a la puesta en marcha de políticas medioambientales, sobre todo en el caso de problemas medioambientales de carácter global y que se desarrollen en largos horizontes temporales y afecten de forma generalizada a un gran volumen de población, como el cambio climático.

Reciclaje con objetivos prioritariamente redistributivos

La tercera de las opciones de reciclaje supone que, si se ha probado la regresividad del impuesto medioambiental analizado de forma independiente, se adopten medidas que equilibren la situación de los más perjudicados por la política que coincidirían con las familias con menor capacidad económica, quizás con mayor intensidad en algún colectivo concreto. En este tipo de aplicación de los fondos recaudados el objetivo prioritario es la consecución de un dividendo social, tal y como venimos refiriéndonos a la incorporación de objetivos asociados a la equidad en las medidas que complementen a los medioambientales, por lo que no se deben confundir estos instrumentos con los estudiados anteriormente. Por ejemplo, como veremos, se puede compensar a los colectivos afectados mediante la aplicación de deducciones impositivas, como en la primera de las opciones de reciclaje que hemos

explicado, sin embargo en aquel caso reequilibrar los resultados del impuesto medioambiental tenía como fin último la reducción de las distorsiones económicas, rebajando otros tributos que, especialmente en el caso de aquellos de naturaleza directa, no corregían los efectos regresivos. Las intervenciones que estudiamos en este momento tienen como objetivo prioritario la reducción del coste de la medida para los colectivos que soportan inicialmente un mayor incremento en su carga fiscal relativa.

Antes de proseguir con la revisión de los estudios que han investigado las posibilidades en este ámbito debemos distinguir previamente entre las medidas de mitigación y las de compensación para tener una visión más clara de las posibles alternativas para la corrección de los resultados. En el primer caso la reducción de los efectos sobre los grupos de población considerados se incorpora en el propio diseño del tributo, por ejemplo habilitando exenciones o deducciones en la cuota, mientras que en el segundo tipo de políticas se suaviza el efecto reequilibrando la renta de la familia a través de la limitación de otras cargas o la provisión de transferencias.

Las medidas de mitigación más habituales, muy generalizadas en ciertos países en la tributación por el uso del agua o de la electricidad, se incorporan en la tarifa de los impuestos mediante el establecimiento de un mínimo exento (o de una tarifa por bloques creciente con el uso) o de una estructura tarifaria diferenciada en función de la renta del usuario, con una tasa baja o nula para los hogares con menor capacidad económica.

Desde el punto de vista distributivo las dos opciones anteriores no son equivalentes ya que en el primer caso, como apunta Herrington (2003), existe el riesgo de beneficiar a los hogares más pequeños de tal modo que, aunque en general el consumo absoluto crece con el nivel de renta, algunas familias pequeñas de alto poder adquisitivo acaben pagando la tarifa más baja mientras que el consumo de otras más pobres y más numerosas esté sujeto a un tipo superior. Una variación que se puede aplicar en ciertos casos, como señalan Ekins et al. (2011) sería que los tipos aumenten más que proporcionalmente con el uso en el supuesto de bienes cuyo consumo crezca con el nivel de renta o que utilicen principalmente las familias con mayor status económico (como el transporte aéreo) o se eximan otros que normalmente usen más las familias con menos capacidad económica (como los acumuladores nocturnos).

En la segunda posibilidad la principal dificultad es la determinación de los beneficiarios de la exención, con las limitaciones inherentes a la elección en función de los ingresos declarados en la tributación sobre la renta, que no siempre refleja la capacidad económica real, y por las distorsiones que se puedan provocar (por

ejemplo en el mercado de trabajo) derivadas de la ampliación de las diferencias reales en los tipos marginales en la tarifa. Asimismo muchas de las familias con bajo poder adquisitivo no tienen registro fiscal y, en los países en que prevalece la declaración individual, las complicaciones administrativas pueden ser importantes.¹⁹⁷

La opción de compensación a través de otros instrumentos fiscales es superior a la alternativa anterior desde el punto de vista de la efectividad medioambiental ya que en las opciones de mitigación se limitan en parte los incentivos para el ahorro de los recursos, ya que no existe precio para la externalidad (o es muy bajo) mientras se mantenga en el intervalo de consumo del mínimo exento (o de la tarifa más reducida) o mientras no supere el nivel de renta que exime del pago. En las medidas compensatorias, sin embargo, el usuario sigue siendo sujeto pasivo del tributo a todos los efectos, aunque posteriormente sea indemnizado por otras vías, por lo que en todo caso le interesa disminuir el consumo para reducir la cuota. En este caso parece claro que el debate sobre si se deben incorporar consideraciones distributivas en el diseño de los impuestos o éstas deben incorporarse a través de otros medios y priorizar el diseño del impuesto de la forma más eficiente, se resolvería a favor de la segunda opción.

Existen, asimismo, varias posibilidades para realizar la compensación, con diferentes resultados distributivos, a través de transferencias de cuantía fija o bajo prueba de recursos. En el primer supuesto las devoluciones se calculan en función de la cuota media devengada por el impuesto medioambiental y se pueden ejecutar mediante transferencias monetarias generalizadas o por deducciones en la cuota del impuesto sobre la renta, reembolsables (si se permite que la cuota llegue a ser negativa y por lo tanto el contribuyente tenga derecho a recibir el exceso) o no reembolsable (si la compensación tiene como límite superior la propia cuota líquida). En el caso de las deducciones limitadas disminuye el efecto redistributivo si asumimos que las familias con menores recursos consumen un porcentaje de su renta superior a la media en el caso de los bienes gravados por el tributo medioambiental mientras que sus obligaciones tributarias en el impuesto sobre la renta serán muy pequeñas o inexistentes. En este sentido en Ekins y Dresner (2004) se demuestra la mayor incidencia redistributiva (beneficiando especialmente a las primeras decilas) de las devoluciones reembolsables a todas las familias cualificadas

¹⁹⁷ Como ya señalamos en la revisión de los impuestos sobre el agua y el desecho de residuos, el recorrido de este tipo de opciones es amplio y cualquier reforma resultaría superior *al statu quo* en los países que mantienen tasas sobre el consumo de ciertos recursos, como el agua, no vinculadas a su uso (que no se mide) sino a través de una combinación de impuestos fijos y asociados al valor de la vivienda, con evidentes resultados regresivos, además de claramente ineficiente desde el punto de vista medioambiental.

de la totalidad de los ingresos derivados de un impuesto sobre el carbono, tanto si se recicla a toda la población como si sólo se realiza para los pensionistas en el Reino Unido.¹⁹⁸

Si la compensación se focaliza en las familias que cualifiquen en función de su limitado poder adquisitivo las cuantías de la indemnización se pueden calcular, asimismo, en función de la cuota media del impuesto medioambiental o de acuerdo con los pagos efectivos de las familias en función de su renta de forma que se devuelva íntegramente el impuesto en caso de que se supere un determinado porcentaje de la misma, por ejemplo si se encuentran en una situación de pobreza energética. En este último supuesto se beneficia a las familias con menos renta que tengan problemas para reducir su consumo, por ejemplo por el tipo de vivienda en que residan, pero resulta más difícil de administrar, por la mayor complejidad en el cálculo de las devoluciones, y es también más ineficiente desde el punto de vista medioambiental pues elimina totalmente los incentivos para las familias en ese tramo de renta.

En comparación, por lo tanto, las transferencias de cuantía fija incorporadas en el sistema fiscal resultan más eficientes desde el punto de vista medioambiental y consiguen compensar adecuadamente a las familias, especialmente si las deducciones son reembolsables, sin interferir en los incentivos. Además esta opción es la más eficiente en costes en cuanto a su administración ya que, con la limitación de las familias que quedan fuera del sistema, llegará al mayor número de personas de forma más sencilla al realizarse de forma integrada en el sistema y con la base de datos de la Hacienda Pública. Si la transferencia se realiza por el proveedor del servicio gravado la cobertura sería, previsiblemente, mayor, aunque con limitaciones asociadas al menor control público en la gestión de la medida. Uno de los primeros estudios que analiza este tipo de medidas en el desarrollo de las políticas es el estudio anteriormente citado de Barker et al. (1998), en el que se señala que los efectos regresivos derivados de la aplicación aislada de impuestos medioambientales en once países europeos se compensan con el reciclaje en forma de transferencias de tanto alzado y la reforma es, en conjunto, progresiva. Esta es la opción que resulta más efectiva para compensar los efectos distributivos según diversos estudios, entre otros, por ejemplo Labandeira et al. (1998), West y Williams (2004), Oladosu et al. (2007), Brenner et al. (2005), Yusuf (2007) o Stone et al. (2009). En West y Williams (2004) y Bureau (2011) los efectos significativamente regresivos de un impuesto sobre la gasolina se compensan más que proporcionalmente si se habilita su devolución y tanto si se realiza de forma individual e igual para todos como si se ajusta en función del tamaño familiar.

¹⁹⁸A pesar de que en esos casos se reduce el subsidio al consumo invernal de electricidad de los pensionistas.

El reciclaje focalizado en la compensación a los más pobres puede realizarse también rebajando otros impuestos, particularmente los indirectos, como vimos anteriormente, o los directos si la reducción no es generalizada (de lo contrario se trataría de una reforma fiscal como las tratadas en el primer tipo de políticas). En el estudio de West y Williams (2004) que acabamos de mencionar se compara ésta opción con el reciclaje mediante la compensación con transferencias de tanto alzado y la regresividad del impuesto medioambiental se mitiga si se reduce la fiscalidad sobre las rentas del trabajo mientras que, como apuntábamos anteriormente, se compensa de forma total si se traduce en la financiación de un programa de prestaciones económicas igual para todos los ciudadanos.¹⁹⁹ Callan et al. (2009) insisten en los efectos redistributivos asociados al reciclaje en Irlanda, encontrando que, a través de un diseño adecuado de los instrumentos de los sistemas fiscales y de prestaciones sociales se pueden revertir los efectos regresivos, aunque en este caso se centran en transferencias bajo prueba de recursos ya que resulta necesario focalizar las medidas compensatorias en las primeras decilas ya que parte del reciclaje se realiza reduciendo el impuesto sobre la renta, que no beneficia a las familias más pobres.

Esta superioridad del reciclaje mediante transferencias de cuantía fija también se puede explicar a través del teorema del votante mediano, el conocido resultado de la teoría de la elección racional sobre el que también hemos reflexionado en capítulos anteriores. De forma sucinta, tal y como explica Larcinese (2007), este teorema postula que si el espacio de la política es unidimensional y las funciones de preferencias de los votantes son unimodales, las preferencias del votante mediano son determinantes en el proceso de toma de decisiones que siga la regla de la mayoría. Según la interpretación de Downs (1957), en sistemas bipartidistas las políticas públicas que resulten del proceso político democrático tienden a reflejar las preferencias del votante mediano de la distribución de electores. Entre las aplicaciones más populares de este teorema se encuentra la explicación sobre las políticas redistributivas: en un impuesto proporcional que se recicle en su totalidad en forma de prestaciones económicas idénticas de cuantía fija, i.e. que sea fiscalmente neutral, el tipo impositivo elegido en una votación mayoritaria será el preferido por el votante mediano.²⁰⁰ Obviamente, en este esquema, aquellos cuya renta se encuentre por debajo de la media preferirán los más altos niveles de tipo impositivo, puesto que siempre recibirán por la transferencia una cantidad mayor a la devengada por los impuestos. Si la distribución es desigual la renta del votante

¹⁹⁹ Este estudio resulta significativo ya que, al incorporar la respuesta conductual y distinguir elasticidades por quintiles, minimiza el riesgo de exagerar la regresividad de los resultados.

²⁰⁰ El espacio es unidimensional e igual al tipo impositivo, cualquier cambio en el tipo, al reflejarse en los cambios en la cuantía de la prestación, hace que la votación sobre el tipo sea equivalente a la votación sobre la transferencia.

mediano es inferior a la media con lo que en los procesos democráticos las preferencias se inclinan hacia la redistribución positiva. Dicho de otro modo, el reciclaje de un impuesto formalmente proporcional, como un impuesto medioambiental no diferenciado, a través de transferencias idénticas de tanto alzado es la forma más inmediata de reflejar las preferencias mayoritarias, siempre que el tipo impositivo esté próximo al que en su caso preferiría el votante mediano.²⁰¹ Aunque la aplicación práctica de estas premisas es compleja, ya que normalmente las elecciones se realizan sobre programas políticos multidimensionales y los partidos políticos tienen a veces sus propios incentivos para alejarse de posturas centristas, existe la posibilidad de simular procesos de votación mediante referenda a través, por ejemplo, de estudios de valoración contingente que permitirían aproximar las preferencias del votante mediano y que se han utilizado en muchos estudios de valoración económica del medio ambiente.²⁰²

El problema con la opción de reciclaje mediante transferencias de cuantía única puede surgir, al igual que en las opciones anteriores de reciclaje, si existe algún colectivo desproporcionadamente perjudicado por la política al que no lleguen, o al menos no de forma suficiente, las medidas compensatorias. Esto puede suceder en políticas con resultados regresivos en el caso de grupos de población que se vean especialmente perjudicados por las medidas, especialmente a los más pobres dentro del colectivo, en cuyo caso este tipo de compensación mediante transferencias iguales para todos no eliminaría las posibles inequidades ni en sentido vertical ni en horizontal. Asimismo, aunque la política no fuera en conjunto regresiva, puede incidir de forma más acentuada sobre algún grupo concreto como pensionistas o desempleados, para cuya compensación se requeriría la adopción de medidas adicionales. Similarmente, como apunta Wier et al. (2005) en una interesante reflexión, si consideramos la renta permanente como indicador de la capacidad económica el instrumento de reciclaje debería beneficiar preferentemente a aquellos

²⁰¹Como señalan Eriksson y Persson (2003) o Kempf y Rossignol (2006) la desigualdad económica, al reducir la renta del votante mediano, inclina las decisiones políticas hacia menores niveles de intervención en la protección medioambiental, lo que no es incompatible con el comentario anterior: cuánta más baja sea la renta del votante mediano con respecto al individuo medio, en un proceso democrático, menos dispuesto estará a soportar mayores impuestos medioambientales, inclinándose hacia el apoyo de políticas más orientadas al crecimiento que a la protección del medio ambiente a menos que, en el caso de los tributos medioambientales, se compensen con un paquete de medidas como una transferencia igual para todos. Obviamente, en la práctica todo es más complicado, y no se votan normalmente políticas de forma aislada (excepto en aquellos países con gran tradición en la votación en referendos) y la agenda política, como vimos en el capítulo anterior, no será unidimensional.

²⁰² Por el ejemplo en los estudios de valoración contingente con formato dicotómico, en los que se pregunta para diferentes precios de partida si se está o no dispuesto a pagar una determinada cantidad por un incremento en la calidad medioambiental, se estima esta disposición a pagar del votante mediano con modelos *logit* calculando el nivel para el que la probabilidad de decir que si es exactamente el 50%.

individuos que no puedan compensar los bajos niveles de renta en ciertos momentos de la vida con ingresos más altos en otros periodos, como en el caso de las familias monoparentales con bajo nivel de formación o cuyo perceptor de renta sea un jubilado, por lo que, según esta perspectiva, sería mejor utilizar opciones de reciclaje que se concentren en ciertos colectivos aunque, como en todas las prestaciones redistributivas mediante prueba de falta de recursos, son considerablemente más complejas en su aplicación. La idoneidad de las políticas de compensación con reciclaje en forma de transferencias, con las salvedades apuntadas, ha favorecido su aplicación en algunos países, como veremos más adelante en la revisión de las políticas medioambientales que se han puesto en práctica en los últimos años.

La opción de reciclaje con redistribución de transferencias de cuantía única, también denominada de tasa-y-dividendo (*fee-and-dividend*) para subrayar la especie de reparto de beneficios que se realiza en el reciclaje, se ha desarrollado de forma más precisa en algunas propuestas en las que el reparto de los ingresos fiscales se realizaría a través de instituciones, creadas por el sector público pero que operarían de forma autónoma y que recibirían los ingresos del impuesto sobre el carbono directamente de las empresas. Esta alternativa es la que tendría resultados más progresivos de acuerdo con diferentes estudios, ya que un individuo que pague menos impuestos en relación con la transferencia que reciba ganará en términos netos con la medida, como suele ser el caso de las familias más necesitadas que, en nivel absoluto, consumen menos.²⁰³ Sin embargo, ni siquiera en este caso se pueden realizar afirmaciones absolutas ya que, como hemos apuntado, podría suceder también que, si en función de alguna característica diferente a la renta algunas familias pobres no pudieran ajustar su consumo, siguieran siendo perjudicadas incluso existiendo la compensación. Por ello resulta tan conveniente realizar un estudio en función del perfil socio-demográfico para identificar dichas características en su caso, como hemos visto en distintos estudios en páginas anteriores, y asimismo su relación con la pobreza, como hemos insistido en diferentes partes de este trabajo. Además, otra idea interesante que surge en comparación de estas medidas de reciclaje, superiores en términos distributivos, es la conveniencia de habilitar políticas que permitan a las familias adaptar su consumo en el tiempo para que el objetivo medioambiental se fortalezca.

²⁰³ Este sistema, que también se llama en inglés *tax-and-dividend* por las similitudes de sus efectos con un sistema de permisos (o *cap-and-trade*) pero corriente abajo (denominado *cap-and-share*) de forma que los permisos se asignan a los ciudadanos en vez de a las empresas, como veremos al analizar los mercados de permisos en un epígrafe posterior. Como señala Buchs et al. (2011), este tipo de sistemas son muy progresivos si se aplican de forma individual en cada país, pero su progresividad globalmente considerada en un hipotético sistema global haría que los más pobres de los países más ricos sí se verían afectados negativamente. Volveremos sobre ello en partes posteriores de este trabajo.

En cualquier caso, no debemos olvidar que, como señalan los estudios que evalúan la creación de un doble dividendo en las reformas fiscales ecológicas, la reducción de un impuesto con efectos distorsionadores es superior, en términos de su eficiencia económica, al reparto de transferencias de tanto alzado, neutrales por definición. De nuevo insistimos en una idea fundamental de nuestro trabajo: cuando menores sean los niveles preexistentes de desigualdad y pobreza más fácil será realizar un reciclaje adaptativo primando los incentivos medioambientales y/o económicos y renunciar a una redistribución más profunda a través de transferencias de tanto alzado que pueden, además, tener efectos rebote sustanciales.

Para terminar con la revisión de estos estudios creemos que merece la pena insistir en la situación al comienzo de la distribución ya que, como hemos señalado en partes anteriores de este trabajo, incluso habilitando compensaciones los estudios han estimado que, aunque de media se pueda compensar a los primeros deciles, un porcentaje importante de familias pobres son perdedores netos una vez aplicadas las medidas, y la forma de reciclaje es muy importante. Nos vamos a basar en un estudio ya revisado de Ekins y Dresner (2004) para intentar sistematizar nuestros comentarios. En este trabajo se consideran los efectos de impuestos sobre el consumo doméstico de energía y de agua, sobre la recogida de residuos y sobre el transporte. Se analizan en conjunto con una serie de medidas de mitigación. Las más efectivas en cada caso para paliar la regresividad de las medidas y las que suponen menores perdedores netos en el primer decil se resumen en el cuadro 4.1. Como conclusiones generales podemos destacar las siguientes: todas las medidas son regresivas sin medidas de compensación o mitigación; todas las opciones de reciclaje consiguen reducir la regresividad y, además, suponen una ganancia neta media en el primer decil pero con grandes diferencias entre ellas; en todos los casos hay perdedores netos en el primer decil pero, de nuevo, con un gran rango de variabilidad entre las alternativas, especialmente importantes en el impuesto sobre el carbono. De todo ello se deduce que sería necesario identificar a las familias vulnerables y habilitar medidas ad hoc, en forma de reducciones en el pago de los impuestos, transferencias directas o ayudas para aumentar la eficiencia en el uso de los recursos. Estas ideas son muy ilustrativas y pueden, asimismo, ser extrapolables al caso de otros países.

Cuadro 4.1. Efectos distributivos de diferentes medidas de mitigación y compensación en las principales categorías de impuestos medioambientales.

	(menor)	REDUCCIÓN DEL EFECTO REGRESIVO	(mayor)
<i>Impuesto sobre el consumo de energía (impuesto s/carbono)</i>	Sólo Pensionistas: Incremento de la transferencia general a los pensionistas para el pago de productos energéticos (1,77 £/semana)		Pensionistas o general:Ajuste en el impuesto, reducción de la transferencia general y aumento de prestaciones bajo prueba de recursos (118 £/semana)
<i>Impuesto sobre el consumo de agua</i>	Monitorización con mínimo fijo sin coste e impuesto por litro creciente en consumo (0,31£/semana)		Monitorización con mínimo sin coste e impuesto por litro ajustados de acuerdo con las franjas de los impuestos locales (2,20 £/semana)
<i>Impuesto sobre el transporte (carburante)</i>	Subsidios al transporte público (5,93 £/semana)		Aumento prestaciones generales bajo prueba de recursos (43,7 £/semana)
<i>Tasa sobre recogida de residuos</i>	Ninguna. Servicio subsidiado mediante impuestos locales		Tasa variable con compensación a familias con bajo poder adquisitivo
	(mayor)	%PERDEDORES PRIMER DECIL	(menor)
<i>Impuesto sobre el consumo de energía (impuesto s/carbono)</i>	Pensionistas: Incremento de la renta mínima garantizada a los pensionistas (aprox. 50%)		Pensionistas o general:Ajuste en el impuesto, reducción de la transferencia general y aumento de prestaciones bajo prueba de recursos (aprox. 20%)
<i>Impuesto sobre el consumo de agua</i>	Monitorización con cuota fija y mínimo sin coste ajustado de acuerdo con las franjas de los impuestos locales (aprox.18%)		Monitorización con tasa por volumen de acuerdo con las franjas de los impuestos locales (aprox.6%)
<i>Impuesto sobre el transporte (carburante)</i>	Subsidios al transporte público (aprox.32%)		Eliminación impuesto circulación (aprox 10%)
<i>Tasa sobre recogida de residuos</i>	No calculado		No calculado

Fuente: Ekins y Dresner (2004)

4.2. SISTEMAS DE CUOTAS Y PERMISOS NEGOCIABLES

Si la publicación del artículo seminal de Ronald Coase en 1960 supuso el reconocimiento de que la solución a los problemas asociados a las externalidades se podría alcanzar sin que mediara la intervención de ninguna institución ajena a las partes, más allá de asegurar el marco legal necesario, siempre que los derechos de propiedad estuvieran bien definidos y fueran enajenables (y normalmente si los implicados eran pocos para posibilitar la negociación sin costes), el trabajo de David Montgomery de 1972 abrió el enfoque en la aplicación del planteamiento de Coase en contextos más amplios al sugerir que un sistema de licencias transferibles también podría lograr resultados *coste-efectivos* como instrumento de política medioambiental.

Los incentivos económicos en los sistemas de permisos o cuotas negociables y los que se derivan de la aplicación de tributos ecológicos son muy similares: el precio en los primeros actúa de forma paralela a los impuestos en términos de la creación de un coste de oportunidad en las actividades contaminantes o, en general, en el uso de recursos naturales. En ambos casos se generan *rentas de escasez* cuyo reparto final determinará el resultado distributivo. En teoría un sistema de permisos de emisión con reparto mediante subasta es equivalente, en cuanto a sus efectos, a un impuesto en el que el tipo impositivo fuera igual al precio que vacía el mercado. En la práctica, por ejemplo, los resultados de un impuesto sobre la energía y de un mercado de permisos de emisión de CO₂ son parecidos ya que la mayor parte de las emisiones de gases de efecto invernadero están asociadas al uso de combustibles fósiles.²⁰⁴ De hecho en algunos estudios se analizan ambos casos de forma indistinta cuando se evalúan en general los efectos de las políticas que ponen un precio al carbono (*carbon pricing*) como en Rausch et al. (2011), en el que se considera el efecto de un impuesto o permiso que suponga la imposición de un precio a cada tonelada de CO₂ emitida.

La política se articula, en el caso de los permisos negociables, a partir de la creación de un mercado que posibilite el intercambio de derechos para contaminar o para explotar un recurso y que son de uso obligatorio para las industrias o sectores que se determine.²⁰⁵ Existen dos posibilidades para diseñar este tipo de mercados: el

²⁰⁴ Sin embargo son complementarios ya que los mercados, como sucede en el caso europeo, no afectan a todos los sectores, por lo que podrían ser necesarios impuestos para regular los sectores difusos.

²⁰⁵ Aunque utilizaremos sin distinción conceptual los términos derecho y permiso, como explican del Rio et al. (2008), en la legislación europea derecho es la autorización para emitir una determinada cantidad y permiso es la autorización para participar en el mercado.

sistema de “tope e intercambio” (de la expresión en inglés *cap&trade*) y el sistema de créditos de reducción. En el primer caso el regulador establece un número máximo de derechos que habilitan para emitir ciertas cantidades de gases (o de vertidos en general) o de cuotas que permiten explotar un recurso (por ejemplo minero o pesquero) durante un periodo de tiempo que se establezca.²⁰⁶ Los permisos son transferibles por lo que se permite su intercambio de modo que si se sobrepasan los niveles inicialmente asignados (o previamente adquiridos) se pueden comprar los excedentes de otros agentes en un mercado regulado, de forma que aquellos que no agoten sus permisos puedan obtener un ingreso adicional derivado de su venta.²⁰⁷ Los derechos son homogéneos, almacenables y enajenables, lo que facilita la liquidez en el mercado secundario y si además del mercado *spot* se desarrollan los de futuros y opciones mejora, asimismo, la asignación del riesgo.²⁰⁸ En el sistema alternativo de créditos se fija previamente un nivel de referencia para cada industria afectada (por ejemplo el nivel de emisiones inicial) y, una vez operativo, se certifica o acredita si la empresa se distancia de dicho nivel, permitiendo que se comercialicen los créditos así obtenidos. La ventaja del sistema de *tope e intercambio* radica en que los costes de administración son menores que los necesarios para habilitar mecanismos de verificación de reducciones, hay más seguridad respecto al objetivo medioambiental y, como señalan Common y Stagl (2005), se evita tener que negociar con las empresas para determinar el nivel de partida.

La estructura de incentivos que se crea implica que los agentes son conscientes de la existencia de un coste en las prácticas dañinas para el medio ambiente: cada unidad de contaminación emitida o cada cuota de explotación utilizada implica renunciar a la venta de ese permiso o tener que comprarlo en el mercado si se han agotado previamente. El volumen inicial de permisos o cuotas determinará la intensidad en la corrección de la externalidad y, junto a otros factores exógenos, el nivel del precio final de intercambio.

Si consideramos en particular el control de las emisiones, de forma similar a los impuestos, el mercado se puede colocar *corriente arriba*, cuando las empresas habilitadas para operar y a las que se asignan los permisos son las productoras o

²⁰⁶ Este tipo de mercados es similar al de las licencias para operar en una frecuencia en el espectro de las telecomunicaciones.

²⁰⁷ Como vimos en la revisión sobre el enfoque normativo, una especie de licencias no transferibles se habilitan de hecho en el caso de las normas que fijan un volumen máximo de emisiones o vertidos por fuente o cuando se fijan niveles máximos permitidos de emisiones en función de la producción.

²⁰⁸ Sobre la eficiencia del mercado a futuros reflexionan, por ejemplo, Joyeux y Milunovich (2010).

importadoras de los combustibles que emiten CO₂, o *corriente abajo* cuando son las empresas emisoras. En este último caso podrían crearse mercados similares *aún más abajo* en los que los consumidores finales fueran los actores principales del intercambio. Al final de esta parte del capítulo nos referiremos a esta última opción. En las páginas que siguen nos centraremos en los sistemas en que las empresas son las que adquieren o venden los derechos y, al final, haremos referencia a estos últimos diseños del mercado.

La diferencia fundamental de los mercados de permisos y los impuestos no radica, *a priori*, en los resultados sino en la naturaleza de la incertidumbre que se deriva en cada instrumento.²⁰⁹ En la implementación de figuras tributarias el regulador interviene fijando el precio de la externalidad, a través del tipo impositivo, pero desconoce cuál será exactamente el efecto final sobre el volumen de las emisiones o en el uso del recurso inferido en ausencia de una estimación perfecta de las curvas de coste y daño y marginal. Así, en general, no es posible conocer *ex ante* cuál va a ser la mejora medioambiental una vez aplicado el tributo. Por el contrario, en los sistemas de cuotas o de permisos de emisión, la cantidad exacta de la reducción es impuesta (y de forma global conocida al margen de su posterior asignación) pero el precio de intercambio es incierto hasta que éste no es realizado, lo que implica que resulta asimismo desconocido el coste final para las empresas puesto que dependerá de la evolución del mercado, aún en el caso de que éstas conozcan exactamente cuál es su función de costes de reducción, incertidumbre que no existe si se trata de pagar un impuesto por volumen emitido o por unidades del recurso utilizadas. Por este motivo los tributos medioambientales se denominan también instrumentos económicos de precio y mientras que los sistemas de permisos lo son de cantidad. La posibilidad de que los permisos reporten ingresos adicionales al sector público depende de si éstos se subastan o se reparten de forma gratuita y sin coste a las empresas, mientras que los ingresos fiscales están garantizados por definición en la aplicación de figuras tributarias.

En las siguientes partes del trabajo vamos a evaluar este segundo tipo de instrumentos económicos de acuerdo con los criterios con los que hemos valorado otras medidas de política medioambiental. En general nos referiremos preferentemente, por motivos de actualidad y por la importancia de los efectos derivados de los problemas de la contaminación del aire, a los sistemas de permisos de emisión negociables (o sistemas PEN en adelante) si bien casi todas las reflexiones que apuntaremos se podrán adaptar al análisis de sistemas de cuotas u otros tipos de mercados de permisos en otros contextos.

²⁰⁹ De hecho, por ejemplo Eurostat considera los ingresos derivados de la venta de permisos como ingresos tributarios.

4.2.1 Eficiencia y efectividad en costes en el comercio de emisiones y sistemas de cuotas

La efectividad en costes de los resultados en los sistemas de permisos negociables es totalmente factible ya que, al margen de las numerosas reglas que deben establecerse para ordenar el intercambio de derechos, se posibilita la puesta en marcha de incentivos de autocontrol por parte de las empresas. De esta forma se consiguen mayores reducciones en los sectores donde resulta menos costoso realizarlas, pues será más lucrativo reducir las unidades emitidas y vender los permisos excedentes, mientras que para aquellos a los que el control de la contaminación resulte más oneroso preferirán disminuir sus emisiones en menor cuantía y adquirir los permisos en el mercado, con el mismo resultado medioambiental y menores costes globales. De esta forma se consigue incentivar la asignación eficiente en la reducción de las emisiones entre las partes afectadas. Es evidente que el carácter negociable de los derechos es fundamental para alcanzar la eficiencia en costes ya que si simplemente se estableciera un sistema de cuotas sólo existiría una posible distribución de las mismas que fuera compatible con el objetivo de *coste-efectividad* para un nivel de calidad medioambiental determinado. Sin embargo, al permitir el intercambio, y al margen de la distribución inicial de los permisos, se consigue satisfacer el *principio de equimarginalidad* ya que las empresas negociarían hasta igualar sus costes marginales de reducción de emisiones.

La decisión sobre el número de permisos que se ponen en circulación determinará la eficiencia de la política ya que sólo existe un número de permisos que permitiría alcanzar un resultado óptimo en sentido *pigouviano* y, como en el caso de otros instrumentos, existen limitaciones de información tanto en los que se refiere a la valoración de los daños como al conocimiento por parte del regulador de las funciones de coste de reducción si bien, como en el caso de los impuestos, una adaptación dinámica del mercado incorporando la nueva información, si son observables el volumen de emisiones y medibles los objetivos que se planteen, posibilita una convergencia hacia los niveles óptimos.

Existen algunas diferencias significativas en los resultados en función de si los permisos se subastan o se asignan de forma gratuita²¹⁰ por la existencia de ingresos en el primer caso que, de forma similar a los de los tributos medioambientales, se pueden reciclar de diversas formas. La puesta en marcha de un mercado de emisiones supone un aumento de costes para las empresas, ya que se limita el volumen de contaminación globalmente permitido y supone un incremento

²¹⁰ Una posibilidad de reparto gratuito, denominada *grandfathering* o padrino, consiste en asignar los derechos a los emisores existentes en el momento de introducir la medida, normalmente de acuerdo con las emisiones realizadas previamente.

en el precio de los bienes, tanto en el sector afectado por la normativa como de forma indirecta en otros relacionados. Estos efectos suponen además, por el lado de las fuentes de la renta, una reducción en el salario real y pueden tener un efecto distorsionador en el mercado de trabajo de forma similar a un impuesto directo. La subasta de los derechos, como hemos señalado, permite contar con una fuente de ingresos adicional que podría facilitar la corrección de estos efectos, mediante la reducción de otros impuestos distorsionadores o, como veremos después, posibilitar compensaciones a colectivos afectados. Asimismo, al igual que apuntamos que los impuestos medioambientales que se reciclaban reduciendo otros tributos distorsionadores eran superiores en términos de su coste-efectividad al reparto en forma de transferencias de suma fija (idénticas para toda la población) compensatorias, también un sistema de permisos subastados tiene ventajas relativas en costes frente al reparto gratuito y con muy diferentes consecuencias distributivas.

Así, si los mercados se diseñan de forma que los permisos se venden hay un claro paralelismo con los tributos medioambientales mientras que en el caso de reparto gratuito se asimilan más a las políticas en las que ciertos sectores reciben un tratamiento más favorable por razones económicas, políticas o estratégicas como, por ejemplo, las exenciones fiscales en el pago de impuestos medioambientales o las subvenciones por motivos relacionados con la competitividad.

Los sistemas de permisos consiguen, como hemos apuntado, que se igualen los costes marginales de reducción de emisiones en todos los sectores, objetivo que no se alcanza en el caso de políticas de aplicación no uniforme y, si se reparten de forma gratuita, no incrementan los costes relativos de la producción, por lo que se han hecho bastante populares en los últimos años a pesar de su aparente, y real por otra parte, complejidad operativa.²¹¹ De hecho, al margen de otras iniciativas de ámbito más reducido, como revisaremos en un epígrafe posterior, en la UE se ha puesto en marcha en 2005 el mercado de permisos negociables con objetivos medioambientales más grande del mundo.

Una cuestión interesante es la relativa a cómo afecta el diseño del mercado al grado de cumplimiento de los objetivos relacionados con la eficiencia al margen de la distribución inicial de permisos que, como hemos señalado, no afecta al resultado final en este sentido siempre que exista la posibilidad de negociar. Dos de las decisiones más importantes son la determinación de las partes afectadas y la ordenación de la distribución en forma gratuita o mediante una subasta. Por ejemplo, el mercado europeo ha funcionado en las dos primeras fases (2005-2007 y

²¹¹ La forma en que los mercados actualmente operativos se han diseñado, con unas primeras fases en las que se aplicaba el reparto gratuito que iba, paulatinamente, dando paso a un sistema de asignación mayoritariamente mediante subasta ha facilitado, sin duda, su aceptación.

2008-2012) como un mercado de tope-e-intercambio, corriente abajo, aplicado a un número reducido de sectores y mediante la asignación gratuita de los permisos. Laing et al. (2013) apuntan que, aunque el funcionamiento en sus primeros estadios ha supuesto algunos avances en cuanto a la reducción de emisiones y resultados discretos, aunque positivos, en la incentivación de la innovación, las numerosas excepciones planteadas para limitar las deslocalizaciones así como algunas rigideces en su diseño estructural, que le impiden acomodar los cambios que se produzcan en las condiciones del mercado, han limitado su efectividad.

Labandeira et al. (2010) realizan simulaciones, en el contexto de un modelo de equilibrio general, para analizar las diferentes opciones de diseño del mercado y contrastar las dos limitaciones apuntadas en el diseño de este mercado respecto a su ámbito de aplicación y sistema de asignación en el caso europeo. En cuanto al efecto de la forma de reparto distinguen un escenario como el existente en las primeras fases, un mercado ampliado a otros sectores y un mercado en el que los permisos se subastan. Desde el punto de vista económico, según el estudio, la mejor opción sería la primera, en términos de reducción inducida en el PIB, aumento de precios y pérdida de bienestar, lo que estaría indicando que el sistema existente en las primeras fases de implementación en la UE estaría bien diseñado ya que, al ampliar a otros sectores, los afectados originalmente en la directiva que efectivamente regula el mercado pasan a ser vendedores, lo que indicaría que sus costes de reducción son más bajos que los de los sectores no sujetos. Los resultados indicarían, por lo tanto, que las pérdidas económicas en el caso de la asignación sin coste son menores en su conjunto, por no afectar a la competitividad ni a la remuneración de los factores (al no incidir en su estructura de costes).²¹²

Sin embargo, si consideramos un horizonte temporal más amplio, esta ventaja aparente de la distribución a precio cero de los derechos puede resultar ineficiente ya que puede suponer, en función de su diseño específico, que se levanten barreras a la entrada a nuevas empresas en el sector. Además, como no cambian los costes marginales de producción, se pierde el incentivo dinámico asociado a los otros sistemas que promueven la investigación y la inversión en nuevas tecnologías menos invasivas, por lo que a largo plazo puede afectar

²¹² Los costes en términos distributivos, en cualquier caso, pudieran resultar bastante más elevados en esta opción, como veremos más adelante.

negativamente a la competitividad si en otros países se han adoptado previamente otros instrumentos económicos.

De este modo, desde el punto de vista dinámico, los sistemas de permisos negociables subastados, al igual que los impuestos, crean los incentivos necesarios para que a las empresas o a los consumidores afectados les siga interesando en todo momento, mientras la política sea operativa, invertir en nuevas tecnologías y procurar por los medios disponibles reducir la intensidad en las prácticas con efectos perjudiciales para el medio ambiente. Obviamente, el incentivo será más fuerte si los agentes son conscientes de la importancia de los objetivos y apoyan, por lo tanto, la puesta en marcha de los programas y cuanto más creíble y eficaz sea su implementación y ejecución.

Asimismo, como hemos señalado anteriormente y trataremos con mayor profundidad en el análisis de otros objetivos, la asignación mediante subasta tiene ventajas en este sentido frente al reparto gratuito, ya que en este último caso no se ejecutan las medidas complementarias que pueden resultar determinantes para la aceptación de estos instrumentos por contribuir a aumentar su eficiencia medioambiental o económica (por ejemplo reduciendo el efecto distorsionador de otros tributos) o por limitar sus costes sociales, lo que aumentaría su valoración pública y favorecería su viabilidad.

En cualquier caso, tanto los impuestos como los sistemas de permisos resultan en teoría superiores en cuanto a su efectividad en costes a los enfoques normativos o de *mandato y control* que, como vimos anteriormente, son más rígidos y por su carácter dicotómico no consiguen que se igualen los costes marginales de reducción. Por ejemplo, en Nielsen (2012) se calculan las ganancias que se obtendrían en términos de producción, sin incrementar la presión medioambiental, en el sector acuícola danés si se estableciera un sistema de cuotas transferibles como alternativa a las regulaciones existentes sobre el uso del nitrógeno. Los resultados, con los márgenes lógicos de error, son sin duda favorables al cambio.

Esta conveniente propiedad de las políticas de incentivos puede limitarse en la práctica en función de los sectores afectados o si se habilitan exenciones. Por ejemplo, en González-Eguino (2011) se analiza de forma comparada, a través de un modelo de equilibrio general simulado para España, la *coste-efectividad* de los instrumentos económicos en comparación con los enfoques normativos y se apunta que si no se incluye un número suficiente de sectores en el mercado de permisos, especialmente en el caso de las empresas más intensivas energéticamente, los costes de reducción aumentan bastante respecto de los teóricamente esperados. El carácter global de las externalidades medioambientales asociadas a las emisiones de efecto invernadero y el hecho de que, una vez emitido el contaminante, tenga las mismas

consecuencias sea quien sea quien lo emita o dónde se haga, abogan por un tratamiento también global del problema, lo que supone que todos los agentes que contaminan deberían estar sujetos a las mismas condiciones. Obviamente, problemas de toda índole, desde los relacionados con la competitividad o con la aceptación de las intervenciones a nivel nacional hasta aquellos que surgen en la aplicación internacional de medidas dificultan esta homogeneidad en la aplicación de las medidas, al menos en el corto y medio plazo.

4.2.2 Costes de administración de los mercados y de adaptación de las empresas a los sistemas de cuotas y permisos transferibles

La creación de un mercado de permisos en una región, país o grupo de países exige mecanismos de control que deben funcionar correctamente para que las condiciones del mercado sean creíbles. Las instituciones u organismos creados *ad hoc* que regulen el sistema deben determinar el número de permisos, registrar su asignación y fijar las condiciones del intercambio, fiscalizar y auditar el volumen de emisiones o de utilización de los recursos y establecer un sistema de sanciones en caso de incumplimiento. Una de las decisiones más importantes, como hemos señalado anteriormente, es la determinación del acceso inicial a los permisos. Además puede ser necesario realizar importantes cambios en la estructura de incentivos, subvenciones o impuestos existente que estuviera afectando previamente a las empresas o sectores que van a intervenir en el comercio de emisiones.

Los costes de cumplimiento para las empresas también pueden ser bastante elevados, tanto en lo que se refiere a los derivados de la incorporación al sistema, por ejemplo el establecimiento de mecanismos internos de contabilidad y control, como otros en que se incurra a partir de ese momento de forma recurrente, derivados del cumplimiento periódico de las obligaciones, o incluso de tipo legal si existen conflictos y, obviamente, en el supuesto de sanciones. Estas cargas se añaden a las directamente derivadas de la incorporación al mercado, por la obligatoriedad de adquirir los permisos en caso de que éstos no se otorguen gratuitamente y, en todo caso, para comprar los que se necesiten después del reparto inicial. Pope (2009), en un interesante trabajo que intenta servir como punto de partida para reflexionar sobre la forma más adecuada de superar las limitaciones de estos sistemas en su aplicación a Australia, señala la dificultad en la estimación de estos costes, que no se ha realizado incluso en países con cierta experiencia en el sector, con la excepción del trabajo de Betz (2008) en Alemania. De estas aportaciones se puede deducir una limitación importante de los sistemas de permisos de emisión ya que, si bien no existe un indicador preciso de los costes de transacción tanto para las administraciones como para los agentes afectados, resulta

evidente que en el caso de los impuestos ecológicos la existencia previa de instituciones fiscales y la familiaridad generalizada en la sociedad con el cumplimiento de las obligaciones tributarias simplifica y abarata su funcionamiento.

4.2.3 Efectos del diseño del mercado: opciones de subasta de los permisos

La generación de ingresos para el sector público si los permisos se subastan también está relacionada con la administración de los mercados y debe tenerse en cuenta en el análisis de los efectos de este tipo de instrumentos. Como ya hemos señalado, en este caso las opciones de reciclaje son determinantes tanto para definir la eficiencia económica de la intervención como para favorecer la aceptación del instrumento y la factibilidad de su implementación.

En la aplicación de impuestos la recaudación fiscal dependerá del tipo y la base impositivos y, como el precio de la externalidad es conocido de antemano, se elimina en parte la incertidumbre sobre el resultado final, que se reduce en gran medida si las curvas de coste de reducción de emisiones se han estimado de forma suficientemente precisa. Sin embargo, en el supuesto del comercio de emisiones, hay multitud de elementos exógenos que pueden afectar al precio de los derechos que venda la institución reguladora, además de la cantidad que se determine. Estos factores pueden ser de tipo económico: por ejemplo, el precio de los permisos de emisión de CO₂ se reduce si baja el coste de otras materias primas como el petróleo (ya que se abarata el gas y bajan los costes de los ciclos combinados), si la climatología permite la producción hidráulica de forma menos costosa o si bajan los precios de otras alternativas a la compra de derechos.²¹³ El precio de los permisos está, asimismo, influido también por otros factores políticos o técnicos, como las reglas de reparto u otros elementos del mercado. Así, la evolución de su coste relativo estará en función de la evolución de otros mercados de productos energéticos sustitutivos y otros factores, hecho que, unido a la incertidumbre sobre las condiciones de funcionamiento del sistema, hace que el mercado resulte muy volátil y sea muy poco factible la anticipación precisa tanto de los costes finales para las empresas como de los ingresos públicos.²¹⁴

²¹³ Por ejemplo, y como veremos más adelante, un mecanismo de flexibilidad del protocolo de Kioto consiste en que las empresas pueden cambiar la compra de derechos por la de certificados de reducción de emisiones (CER) a cambio de sufragar proyectos que cumplan ciertas características de sostenibilidad en ciertos países o un fondo que los financie. Aumentos en el precio de los CER hacen, de inmediato, más atractivos los derechos de emisión.

²¹⁴ Por ejemplo, en uno de los periodos de mayor volatilidad en el mercado europeo, entre abril de 2006 y abril de 2007, el precio de la tonelada de CO₂ se desplomó después de alcanzar los treinta euros a estar en el entorno de un euro.

Esta limitación complica, asimismo, el diseño de la intervención y dificulta la administración del sistema, pues es más difícil determinar el alcance de medidas complementarias que pudieran habilitarse a través del reciclaje para compensar los costes de competitividad para las empresas en general o en algún sector objetivo concreto, para apoyar otras políticas medioambientales o para reducir los efectos distributivos no deseados.

Un diseño eficiente de la subasta de los permisos puede contribuir a corregir algunos de los problemas derivados de la incertidumbre sobre el equilibrio final del mercado, favoreciendo la obtención de mayores ingresos para el sector público.

Existen básicamente dos formas de realizar una subasta: a sobre cerrado o mediante pujas directas. En el primer caso los postores indican documentalmente sus ofertas y el subastador, una vez conocidas, establece una curva de demanda con ellas.

El precio en este caso puede determinarse de dos formas: uniformemente o en función de la puja. En el primer supuesto el precio para todos es el que vacía el mercado de forma que las pujas iguales o superiores a éste consiguen el bien (con un reparto ajustado en aquellas que coinciden exactamente con el precio). En la otra alternativa cada postor paga en función de la oferta realizada. En ambos mecanismos hay incentivos para el comportamiento estratégico ya que se pueden conseguir los permisos a un precio inferior a la verdadera disposición a pagar siempre que la oferta anticipe correctamente el precio de equilibrio final (siempre que sea interesante para el postor) y se pujan una cantidad ligeramente superior. Este comportamiento estratégico es ineficiente, ya que los compradores ocultan sus verdaderas preferencias para obtener ganancias, por lo que la curva de demanda no refleja su verdadera disposición a pagar y el Estado deja de percibir ingresos. Los efectos, como señalan Cramton y Kerr (1999), son diferentes y en caso de que el poder de mercado de alguna de las empresas les permita influir significativamente en el precio es mejor, en términos de eficiencia, que el precio se fije de forma uniforme ya que permite que empresas pequeñas participen también en el mercado ya que están menos expuestas a riesgos estratégicos que en el sistema alternativo ya que para asegurarse entrar en el reparto tienen que pujar al alza, pues tienen poca representatividad y se pueden quedar fuera más fácilmente, por lo que claramente estarán más dispuestas a intervenir si el precio final es el de equilibrio y no el pujado.

En las subastas con pujas declaradas de forma directa, cuando las cantidades se van proponiendo de forma ascendente, éstas se pueden proponer como una versión múltiple de las subastas a sobre cerrado o con un mecanismo similar a un reloj que va secuencialmente subastando los permisos a precios mayores. En este

mecanismo se produce una revelación de información que es útil para que los agentes evalúen la situación y ponderen mejor sus posibilidades. En el primer supuesto también se puede determinar el precio de forma uniforme o en función de la puja, aunque en este caso esta última opción puede resultar más interesante ya que la revelación de preferencias en el proceso disminuye el comportamiento estratégico. En cualquier caso, como señalan Cramton y Kerr (2002) la opción del reloj ascendente es la más operativa, ya que en este caso los compradores declaran la cantidad que están dispuestos a comprar a un precio determinado, si superan la oferta disponible, el precio incrementa, hasta que las ofertas sean menores que el número de permisos. Estos se otorgan a quienes se hayan mantenido hasta el final en la puja al precio inmediatamente inferior al último subastado, y se racionan para los que abandonaron la subasta en el último precio. Si se prohíbe que las cantidades declaradas se superen cuando suba el precio se evita la retención estratégica en la demanda en las primeras fases de la subasta para recabar información, de forma que se evitan tácticas y se gana en transparencia.

4.2.4 Factibilidad política y aceptación pública del comercio regulado de emisiones

En este punto tiene interés que nos planteemos la siguiente cuestión: si los impuestos y los sistemas PEN son, en principio, similares en la consecución de resultados coste-efectivos, pero los últimos parecen más difíciles y costosos de gestionar, ¿por qué el desarrollo de la fiscalidad medioambiental en sentido *pigouviano*, con las excepciones señaladas previamente, es más limitado que el comercio de emisiones en el caso de los grandes problemas medioambientales, como la contaminación atmosférica? La respuesta ha de hacer referencia, lógicamente, a alguno de los otros criterios de elección en la definición de la política medioambiental. La posibilidad de obtener fondos en caso de subastar los permisos posibilita en principio la realización de medidas compensatorias de forma similar a los impuestos y por tanto sus efectos distributivos o de afección sobre la competitividad de las empresas serán bastante similares, por lo que una explicación pudiera estar en el hecho de que los sistemas PEN funcionen mejor en contextos más amplios. Sin duda, una primera ventaja comparativa de los mercados de permisos, en concreto del comercio de emisiones, es que si se ejecutase a nivel global, algo técnicamente viable, permitiría igualar el precio del carbono en el contexto internacional y evitar que las deslocalizaciones de empresas produzcan una fuga de carbono (el denominado *carbon leakage* por el que las deslocalizaciones de

empresas para situarse en países con legislaciones más laxas pudieran incrementar las emisiones globales) aunque probablemente con altos costes de administración.²¹⁵

Además de las consideraciones anteriores, el grado en que sea factible la aplicación de esta política depende de su aceptación social, como ya hemos señalado en el caso de otros instrumentos de intervención en el sector medioambiental. En general, como señalan diversos autores como Goulder et al. (2008) o Cramton et al. (1999), la introducción de nuevos impuestos es difícil de plantear por la impopularidad de los tributos en países con ideología económica de corte más liberal, al menos comparativamente, por lo que los sistemas de permisos, especialmente si el reparto inicial es gratuito, pueden ser más sencillos de implementar en ese contexto.

En cualquier caso, en general en todo tipo de intervenciones, resulta fundamental que los efectos, tanto para las empresas (o mercados relacionados) como de tipo distributivo, sean asumibles, lo que se verá, sin duda, favorecido si la sociedad otorga un nivel suficiente de importancia a este tipo de problemas y, específicamente, si se consideran apropiadas las implicaciones éticas del instrumento concreto.

Algunas de las posiciones contrarias a la aplicación de los sistemas de permisos han cuestionado estos planteamientos porque, al permitir que los que contaminan compren su derecho a hacerlo, pudiera parecer de algún modo que se está habilitando legalmente un comportamiento que no debería ser aceptado y aún menos legitimado institucionalmente. Por ejemplo, el filósofo norteamericano Sandel (2012) critica con argumentos morales la compraventa de permisos de emisión ya que el mensaje que se ofrece puede ser contraproducente, ya que la señal que envían es que se legitiman las actividades contaminantes, en vez de fomentar el sentido de sacrificio compartido que sería necesario para cooperar de forma global en el objetivo de conseguir un mundo más sostenible. En este sentido Sandel prefiere el mensaje implícito en la normativa medioambiental, ya que sanciona los comportamientos contrarios a la regla, o los impuestos ya que, aunque no son sanciones sino figuras tributarias: la idea que transmiten es también que el que contamina paga. Sandel señala que la acción global necesaria implica compartir una nueva ética medioambiental, lo que implica un cambio de actitudes que los mercados de permisos no incentivan como si hacen otras alternativas de política medioambiental.

²¹⁵ La asignación de los permisos por países sería, asimismo, realmente complicada, en tanto que los diferentes criterios benefician o perjudican a distintos actores en el escenario internacional. Por ejemplo, un sistema por el que se redujeran las emisiones de forma proporcional beneficiaría a los países más industrializados mientras que una asignación per cápita produciría, sin duda, una gran transferencia de recursos hacia las regiones más pobladas y en vías de desarrollo.

El científico norteamericano Hansen ha planteado asimismo otra motivación moral para fundamentar el rechazo al comercio de emisiones. En este sentido argumenta que en los sistemas de permisos negociables se elimina la posibilidad de que actos individuales correctos contribuyan a la consecución de objetivos sociales ya que, al estar fijado un número de derechos de emisión fijo en el mercado, el ahorro en un sector simplemente libera permisos para poder ser utilizados en otros, de forma que el *tope* sirve además como límite inferior, con las implicaciones lógicas en términos de eficiencia.

Por último, la posibilidad del reciclaje, que en el caso de los impuestos permitía compensar e, incluso, superar las limitaciones del efecto directo de las intervenciones, no resulta tan sencillo en el supuesto de los permisos de PEN por la incertidumbre sobre la cuantía de los ingresos, como acabamos de señalar en el apartado anterior de este trabajo. Por ejemplo, respecto a los aspectos distributivos, éstos son en principio los mismos que en el enfoque impositivo si los permisos no se reparten gratuitamente y sus ingresos se reciclan de igual manera, pero la limitación que acabamos de apuntar no permite determinar con igual precisión el efecto de las medidas de compensación. Trataremos de estos efectos con mayor profundidad el siguiente apartado de este capítulo.

4.2.5 Efectos distributivos de los sistemas de permisos de emisión

Como hemos señalado en la introducción de esta parte del capítulo los mercados de permisos o cuotas tienen cierto paralelismo con la propuesta de Coase ya que, de forma similar, se fijan una serie de derechos sobre los recursos y se permite, a partir de ese momento, la negociación entre las partes. Así, en ambas perspectivas, el reparto de los derechos no afecta al resultado final en términos de eficiencia siempre que sea posible la negociación sin costes: cualquier reparto inicial de los derechos, con las condiciones adecuadas de funcionamiento del sistema, conduce al resultado eficiente. Ahora bien, igual que en el escenario de Coase, el reparto sí afecta al resultado distributivo y, en el caso de los permisos, tanto entre las empresas como entre éstas y los consumidores. En esta parte del trabajo nos centraremos, fundamentalmente, en los cambios en la distribución desde el punto de vista personal.

Las decisiones públicas son las que determinan quienes son los ganadores y los perdedores del comercio de emisiones, como señalan en el título de su trabajo Dinan et al. (2002), uno de los primeros estudios sobre los resultados distributivos de los sistemas de permisos. En otras palabras, de forma similar a lo que sucede en el caso de otros instrumentos, el diseño de la política es determinante en la

distribución de las cargas y beneficios asociados y, en este supuesto concreto, el elemento fundamental que inclina la balanza en uno u otro sentido es la forma en que se reparten inicialmente los permisos.

El número de estudios que analizan los efectos distributivos de los sistemas de permisos o cuotas es muy inferior al de aquellos que evalúan la incidencia de los impuestos medioambientales. En cualquier caso en los mercados de permisos se siguen los mismos pasos que hemos explicado en profundidad en partes anteriores de este trabajo respecto a los tributos y las decisiones metodológicas son, asimismo, básicamente las mismas. Por ejemplo, en el caso de la comercialización de permisos que habiliten para emitir algún contaminante, al restringir las emisiones se provocará una subida en el precio de diferentes bienes, de forma directa e indirecta, que afectará a los consumidores de los mismos en función de sus patrones de consumo. Asimismo, es muy probable que varíen las condiciones en los mercados de factores. Estos cambios son también originados cuando se coloca un impuesto medioambiental, por lo que el análisis sobre los efectos distributivos de uno u otro instrumento se realiza de forma similar: para estudiar estos efectos, en los modelos de equilibrio parcial se asume que las empresas trasladan completamente sus costes adicionales a los precios que pagan los consumidores mientras que, en los estudios de equilibrio general, los resultados distributivos se evalúan de forma agregada a través de los efectos sobre el bienestar de algunos consumidores representativos, por lo que sólo detectan los cambios distributivos entre grupos y no dentro de los mismos, por lo que no son muy ilustrativos si deseamos tener una idea precisa de la incidencia en el conjunto de la población o de los cambios en la desigualdad.

En cualquier caso, al igual que señalamos en el caso de los impuestos, el supuesto de traslación total puede no resultar demasiado inverosímil en el estudio de los cambios distributivos de los sistemas de permisos si, como estiman Bovenberg y Goulder (2001), fuera cierto que las empresas repercuten en realidad la mayor parte de sus costes adicionales en forma de mayores precios, al menos en el sector energético.

El efecto distributivo en los sistemas de comercio de emisiones y otros mercados de permisos con objetivos medioambientales se transmite por los mismos canales que las figuras tributarias análogas, con la diferencia de que en este caso puede producirse un efecto adicional si los permisos se reparten inicialmente de forma gratuita ya que un derecho de propiedad sobre bienes comunes (que habilita a su titular para contaminar o explotar un recurso) es transferido a las empresas que capturan, de este modo, las rentas de escasez que la restricción de permisos ha originado. El resultado regresivo se acentúa así en este supuesto ya que las empresas reciben un inesperado beneficio (como muy gráficamente se describe en inglés, un *windfall profit*), en forma de ganancias en el excedente del productor. El valor en el

mercado de los permisos que han recibido sin coste supone un aumento en la evaluación económica de sus activos y, como señalan Dinan et al. (2002), la propiedad de acciones de las sociedades se concentra en los últimos quintiles, por lo que las familias con mayor capacidad económica se beneficiarían de un eventual reparto de dividendos o de las ganancias por la valoración al alza de los títulos.²¹⁶ Los autores anteriores calculan específicamente cómo cambiarían los efectos del establecimiento de un mercado de permisos de CO2 en EEUU para conseguir un mismo objetivo de reducción. Los resultados son muy significativos, ya que si los derechos se reparten inicialmente de forma gratuita, y no se habilitan otras medidas complementarias, los efectos son fuertemente regresivos: el primer quintil reduce su bienestar y tiene menor poder adquisitivo respecto de la situación inicial mientras que el último disfruta de ganancias netas. Conclusiones similares a estas también se subrayan en otros trabajos que revisaremos a continuación.

La ausencia de fondos susceptibles de compensar los efectos derivados de la propia dinámica del mercado cuando el reparto de los permisos es gratuito, a diferencia de otros sistemas de incentivos como la subasta de derechos o los tributos medioambientales, hace que no sea posible mejorar los efectos que producen los permisos aplicados de forma independiente, ya que no se obtienen ingresos que posibiliten reforzar la eficiencia económica o medioambiental de la medida ni matizar su regresividad.²¹⁷ Incluso los instrumentos de *mandato y control*, que tampoco generan ingresos públicos, resultan superiores desde el punto de vista distributivo a la concesión inicial de permisos sin contraprestación ya que, al no limitar explícitamente las emisiones sino promover la reducción por otras vías como la adopción de tecnologías, no generan rentas de escasez.²¹⁸

Por el contrario, si las subastas de los permisos están diseñadas eficientemente, pueden crear un flujo importante de ingresos que, al igual que en el caso de los impuestos, pueden ser invertidos en reducir el déficit público, recortar otros impuestos distorsionadores, reforzar el carácter medioambiental de la medida

²¹⁶ Como en conjunto la oferta se reduce, porque se puede contaminar menos, algunas empresas ganan, si venden el excedente de permisos, otras pierden, si tienen que comprar, pero en términos globales la producción se reduce, por lo que incrementan los precios de los bienes de consumo relacionados, de forma directa o indirecta, con los sectores sujetos al mercado, por lo que se generan rentas de escasez.

²¹⁷ Si bien, como señala Parry (2004), los dividendos que se generen por la ganancia derivada de la creación de rentas de escasez para los accionistas si tributarán en el impuesto sobre la renta y supondrá un ingreso adicional para el Estado, que también se puede incorporar en los ejercicios suponiendo que si hay un porcentaje del valor de los permisos que si se recupera vía ingresos tributarios.

²¹⁸ Pueden generar repercusión de costes, pero al menos en sentido dinámico no supondrán incrementos de precios una vez amortizado el coste de la inversión.

o compensar a los colectivos perjudicados por la subida directa o indirecta de los precios. De nuevo, la compensación más adecuada depende de la intensidad del intercambio entre eficiencia y equidad ya que, como en el reciclaje de los tributos medioambientales, la opción de eliminar o reducir el exceso de carga fiscal de otros impuestos contribuye a incrementar la eficiencia de la medida, pero puede resultar inconveniente por los costes sociales que se imponen si incrementa la regresividad considerando la medida en su conjunto o si aumenta la desigualdad debido a la aplicación de estas medidas. Por este motivo, como señalan Goulder et al. (2008), es importante valorar cuando sería necesario renunciar a las ganancias de eficiencia asociadas a la rebaja de otros tributos de base más ancha en beneficio de políticas redistributivas y, en este último caso, cuando sería necesario enfocarla especialmente a ciertos colectivos. Por ejemplo, en Dinan et al. (2002) se señala que la eficiencia aumentaría de hecho si se procediera a una reducción en el impuesto de sociedades mientras que la opción más redistributiva, bajo el diseño de devoluciones iguales per cápita, no contribuiría a reforzar los efectos en esa dirección.

Si nos centramos en los resultados de los modelos analíticos de los efectos distributivos derivados de las diferentes opciones de reciclaje tanto el estudio de Dinan et al. (2002) como los que revisaremos a continuación en un primer bloque, más extenso, simulan los efectos de diferentes diseños en la introducción de un mercado de permisos de emisión en los EEUU por lo que los resultados se pueden considerar de forma global, ya que analizan un conjunto representativo de alternativas en el diseño de la política en el mismo contexto, teniendo en cuenta que en algunos casos se sigue un enfoque de equilibrio parcial mientras que en otros es general y, asimismo, que algunos de los elementos de simulación varían, como los precios imputados a los permisos en función de los objetivos medioambientales, los supuestos de traslación o los sectores considerados.

El estudio de Parry (2004) es uno de los primeros en analizar los efectos distributivos del comercio de emisiones. Se evalúan las alternativas de asignación con reparto gratuito y con subasta de permisos (que se identifica con un impuesto medioambiental) para diferentes contaminantes (carbono, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre) y se comparan, asimismo, con otras políticas normativas. Para computar los efectos por grupos de renta se calcula la carga neta media por quintil, una vez considerada la incidencia derivada del incremento en los precios, medida por la pérdida del excedente del consumidor, y del efecto compensador del reciclaje y de las rentas del capital. En general este trabajo apunta también a una fuerte regresividad en el caso de sistemas PEN con reparto gratuito para todos los contaminantes (el nivel de regresividad detectado es especialmente alto en el caso del carbono) y para varios niveles de tope debido tanto a la concentración de las ganancias derivadas de las rentas de escasez en los últimos quintiles como a los

patrones de consumo en los diferentes tramos de la distribución.²¹⁹ Se producen pérdidas netas en los cuatro primeros quintiles en todos los casos si bien son menores cuando el reciclaje se realiza mediante devoluciones per cápita en comparación con reparto proporcional a la renta, la otra opción de reciclaje que se considera. La regresividad es menor para mayores niveles de reducción de emisiones ya que se produce una mayor sustitución de los bienes gravados y, además, al crecer el coste de reducción de las emisiones las rentas de capital se ven afectadas con más intensidad. En caso de subasta de las licencias (identificado con el impuesto sobre emisiones) y en el impuesto sobre productos los resultados pasan de regresivos a progresivos en el reciclaje con devolución de tanto alzado. En la aplicación de instrumentos de regulación directa (normas sobre emisiones y tecnológicas) el reparto de las cargas netas es también regresivo, aunque menor que en el caso de reparto gratuito de los permisos. En este supuesto, al no existir ingresos, el resultado distributivo depende únicamente de las combinaciones de las participaciones presupuestarias en los diferentes quintiles, en función de la elasticidad-gasto y de las elasticidades-precio correspondientes.

En Boyce y Riddle (2007) se estudian también los resultados distributivos a través de la simulación de diferentes posibilidades de diseño de los mercados. Se centran especialmente en la propuesta de reciclaje en forma de transferencias de cuantía única iguales per cápita, política que también se ha denominado en este estudio y por otros autores como *tope-y-dividendo* para reforzar la idea de propiedad compartida de los recursos naturales.²²⁰ Los resultados de esta política no sólo son progresivos sino que los seis primeros deciles tienen ganancias netas una vez realizada la compensación, a diferencia de los resultados obtenidos en otros estudios como el anterior de Parry (2004) o como el que revisaremos más adelante de Rausch et al. (2011) en el que todos los deciles tienen pérdidas de bienestar incluso con la compensación.²²¹ En Boyce y Riddle (2007) se sigue un enfoque de equilibrio

²¹⁹ Si bien incluso controlando por las diferencias en las participaciones presupuestarias el resultado sigue siendo fuertemente regresivo. Los resultados también se mantienen controlando otros factores, lo que refuerza el carácter robusto de las conclusiones principales.

²²⁰ Como explican Busch et al. (2011), diversos autores han propuesto, como alternativas más concretas para el reparto igualitario de los ingresos en el caso de habilitar mercados de permisos, el esquema *tope-y-dividendo*, de forma que una institución gestionaría los ingresos de la subasta y los repartiría de forma igualitaria entre todos los ciudadanos para compensarles por la subida en el precio que les sería repercutida o según el esquema *tope-y-reparto*, por el cual se repartirían los certificados a los ciudadanos, que podrían a su vez, venderlos a las empresas. También se ha propuesto, de forma similar, la aplicación del esquema de *impuesto-y-dividendo*, que supondría recoger los ingresos tributarios en las fases *corriente arriba* del proceso, en las vías de entrada de los combustibles.

²²¹ Las pérdidas o las ganancias para una familia concreta derivadas de la política considerada en su conjunto en el caso de reparto de transferencias de tanto alzado depende de si ésta consume, per cápita, por encima o por debajo de la media aquellos bienes cuyos precios incrementan, de forma

parcial, por lo que no se tienen en cuenta los efectos en los mercados de factores, el precio imputado a los permisos es sensiblemente superior al utilizado en Rausch et al. (2011) y el cambio en el bienestar tampoco se calcula de la misma forma,²²² lo que podría explicar la diferente dirección estimada en las pérdidas y ganancias de bienestar. En cualquier caso, en estos estudios (y en los que revisaremos a continuación) los resultados distributivos principales apuntan en la misma dirección en cuanto a la regresividad de los resultados en caso de reparto gratuito y la progresividad si se produce una devolución per cápita de los ingresos obtenidos mediante la subasta.

En Burtraw et al. (2009) se considera la incidencia derivada de la introducción de un mercado de permisos específicamente en el sector eléctrico, tanto desde la perspectiva personal en el conjunto de los EEUU como por estados, y a través de un modelo de equilibrio parcial. Se analizan cinco posibilidades de reciclaje: ampliación del sistema ya existente de *complemento salarial* (*earned income tax credit*), transferencia de tanto alzado igual per cápita (con y sin tributación), reducción de las cotizaciones a la Seguridad Social y reducción en el impuesto sobre la renta. Al igual que en otros estudios la opción de transferencia de suma fija resulta progresiva (especialmente si los ingresos están sujetos a imposición), con ganancias netas en los primeros cuatro deciles, pero resulta aún más progresiva la primera

directa o indirecta, por la restricción en las emisiones. Es posible que en los primeros quintiles se destine un mayor porcentaje de su renta a ese tipo de bienes (y que por lo tanto en ausencia de reciclaje la política sea regresiva) y que, sin embargo, tengan ganancias cuando se produce el reparto per cápita. Simplemente es necesario que en términos absolutos consuman por debajo del nivel medio ya que entonces recibirán una compensación mayor que lo que se han incrementado sus gastos por efecto de la política.

²²² La forma de medir el cambio en el bienestar varía en estos estudios. En Parry (2004), como hemos apuntado, se calcula el cambio en el excedente del consumidor debido al aumento de los precios y se le resta la compensación para hallar la carga neta de la política, de forma similar al estudio que analizaremos más adelante de Burtraw (2009), mientras en Rausch (2011) se opta por la variación equivalente. En Boyce y Riddle (2007) y en Shammin y Ballard (2009), ambos estudios de equilibrio parcial, se estima simplemente el cambio monetario en los gastos debido al aumento de los precios (de forma similar a considerar las cuotas adicionales en el caso de un impuestos) y le suman la compensación del reciclaje de los ingresos de la subasta, sin incorporar otros efectos sobre el bienestar (y sin considerar tampoco cambios conductuales en el caso de Shammin y Ballard (2009)). En Metcalf (2012) también hacen algo similar, pero considerando además los cambios en los mercados de factores. En Boyce y Riddle (2007) esta aproximación al coste de la política no se realiza para simplificar el análisis sino porque consideran, como ya apuntamos en su momento al analizar las medidas de cambio en el bienestar, que con el cambio en el excedente del consumidor y figuras afines se considera que siempre se produce una “pérdida neta de bienestar” que no sería posible redistribuir, por lo que las políticas siempre tienen perdedores. Sin embargo, como señalan en este trabajo y en otros realizados en el mismo contexto, no se tiene en cuenta que la política tiene beneficios medioambientales que también se deberían incorporar en la valoración del bienestar: obviamente si no se esperara que el bienestar considerado de forma global aumenta no se procedería a realizar esas intervenciones. Una forma sencilla de no considerar el peso muerto es analizar solamente el cambio en los gastos.

opción que supone, además, que sólo los tres últimos deciles tienen pérdidas netas. Las dos últimas alternativas son, según el diseño analizado, regresivas, y suponen que sólo en el último quintil se produce un incremento del bienestar. Asimismo las diferencias regionales, que en términos generales no son significativas, si lo son si se considera el primer decil. Un resultado similar en cuanto a los resultados distributivos en los diferentes estados en el caso del reciclaje según el esquema de *tope-y-dividendo* se obtiene en el análisis de Boyce y Riddle (2010), también de equilibrio parcial.

Shammin et al. (2009) también calculan los efectos de diferentes niveles de restricción de emisiones en un hipotético mercado (se traducen en tres tipos diferentes de precio por tonelada o niveles equivalentes de impuestos) con dos tipos de reciclaje en forma de transferencias iguales: por familia y per cápita. Los resultados son progresivos en el primer retorno, con ganancias netas en los tres primeros quintiles y pérdidas netas en los dos últimos y, en la línea de Parry (2004), también indican que la progresividad aumenta con mayores niveles de reducción de las emisiones. En el caso de la devolución por persona los resultados son progresivos, si bien se producen pérdidas netas en todos los quintiles para las familias unipersonales, mientras que según aumenta el tamaño familiar se generan ganancias en los tres primeros.

En Parry et al. (2010) se plantea un modelo de equilibrio general estático, con una familia representativa en cada quintil de renta, y se comparan en conjunto los objetivos de eficiencia y equidad en cuatro opciones de reciclaje, similares a las estudiadas en Parry (2004): una reducción proporcional a la renta en el impuesto sobre ésta, un retorno per cápita de tanto alzado, un reparto gratuito de derechos y un ajuste en renta y transferencias que mantenga la distribución inicial. Los costes globales son menores en la primera alternativa, en el segundo caso los resultados son los más progresivos mientras que en la asignación gratuita se produce regresividad y los costes conjuntos son mayores. Los resultados claramente ponen de manifiesto el intercambio entre eficiencia y equidad entre la primera y la segunda forma de reciclaje. La asignación gratuita de los permisos sólo se justifica por su más fácil aceptación, ya que tiene costes en términos de ambos objetivos.

El estudio sobre un mercado de permisos (diseñado de forma equivalente a un impuesto medioambiental) de Rausch et al. (2011) es ilustrativo en este contexto ya que la mejor opción de reciclaje en términos de bienestar, medida por la variación equivalente, es indiscutiblemente la rebaja uniforme en el tipo marginal del impuesto sobre la renta, pero es regresiva, mientras que la opción progresiva de reciclaje de los ingresos mediante idénticas devoluciones per cápita es la más costosa: todos los grupos de renta, excepto los cinco primeros percentiles de las distribución, pierden menos en la primera opción pero las pérdidas decrecen con el nivel de renta. La

posibilidad de reparto gratuito (identificada con una devolución de ingresos proporcional a las rentas de capital) es fuertemente regresiva si se considera el último decil de la distribución (allí donde se concentran los beneficiarios de las rentas de escasez), con costes de bienestar similares al reciclaje mediante transferencias de tanto alzado. Cuando se utilizan medidas de renta permanente los resultados son similares, no se detecta una menor regresividad en términos generales, incluso los resultados son un poco más acusados: el primer decil de la población pierde menos en la opción progresiva mientras que la rebaja de impuestos y las transferencias en función del capital (por el efecto en el último decil) son de nuevo claramente regresivas. Este estudio, de forma original, plantea dos resultados muy interesantes. En primer lugar, cuando se considera únicamente la política de precio al carbono sin considerar el reciclaje, los efectos regresivos derivados de los usos de la renta, por las diferencias en los patrones de consumo, prácticamente se compensan si se suman los efectos derivados de los cambios en las fuentes de la renta, que son progresivos (al perder proporcionalmente más las rentas de capital que las del trabajo)²²³, por lo que el resultado final dependerá principalmente del destino de los fondos recaudados. En segundo lugar se detecta un efecto desigual en función de las características étnicas o raciales, que se corrige cuando se controla por otras variables como la renta, por lo que se concluye que este tipo de características no afecta al resultado.

En Metcalf et al. (2012) se comparan los efectos distributivos de diferentes instrumentos económicos, con diferentes supuestos de traslación y, entre ellos, de tres propuestas de mercados de permisos que se han debatido recientemente en los EEUU.²²⁴ En este estudio se consideran los efectos derivados tanto de los usos como de las fuentes de la renta, pero además se consideran diferentes alternativas de traslación: de forma total a los consumidores, de forma mayoritaria a los consumidores pero con efectos también para los dueños del capital (en un porcentaje 80/20) y, en las dos últimas alternativas, también repercutiendo los efectos a las rentas del trabajo (con porcentajes respectivos 80/10/10 y 50/25/25). Los resultados son similares a los estudios anteriores: sin considerar el reciclaje de los ingresos los resultados son regresivos en todos los casos para deciles de renta y

²²³ Este resultado, ya señalado en otros estudios de equilibrio general como los que analiza los efectos distributivos de los impuestos medioambientales de Fullerton y Heutel (2007) y Fullerton y Heutel (2010), se debe, fundamentalmente, a que las empresas más contaminantes son, comparativamente, más intensivas en el uso de capital, por lo que políticas diseñadas a reducir la contaminación afectan más a la remuneración del capital que a la del trabajo. Las consecuencias distributivas si no se consideran los cambios factoriales son evidentes: las políticas resultarán más regresivas en los estudios de equilibrio parcial.

²²⁴ En concreto se simulan algunos aspectos sobre el reciclaje contenidos en las propuestas Waxman-Markey, Kerry-Boxer y Cantwell-Collins, de modo similar al análisis anterior de Rausch et al. (2010)

en los tres primeros para deciles de gasto, aunque en menor medida, y con pérdidas netas en todos los deciles. Cuando se considera repartir los ingresos de la subasta de permisos mayoritariamente entre los consumidores de forma per cápita los resultados son más progresivos que si también se reparten a las empresas, tanto si se ordena a las familias por gasto como por ingreso, con ganancias netas en los primeros deciles en todos los casos e, incluso, en los siete primeros si se considera la cuarta opción de incidencia. De nuevo, como en el caso de Rausch (2011), se pone de manifiesto la importancia de considerar los efectos derivados de los usos de la renta como de sus fuentes y, en este caso a diferencia del artículo anterior, se subraya la diferencia si se ordena a las familias por gasto como por ingreso en cuando a la magnitud de los resultados distributivos (aunque no en la dirección de los mismos).

Un trabajo especialmente interesante es el de los creadores del programa DAD, Araar et al. (2011), un estudio que aplica un enfoque integrado para analizar los cambios derivados de la introducción de un sistema de permisos en Canadá. En particular se aplica el análisis en dos fases: en la primera, con un modelo de equilibrio general estático multisectorial se evalúan los efectos sobre los mercados de bienes y de factores y, en un segundo estadio, los resultados de la fase anterior se integran para analizar los cambios distributivos con datos de una muestra amplia de hogares con las técnicas de la dominancia estocástica que hemos explicado en detalle en partes anteriores de este trabajo. Esta aproximación evita tener que adoptar posturas normativas rígidas u otras decisiones metodológicas que pudieran ser determinantes en la dirección de los efectos o su magnitud, lo que implica que las conclusiones sean más robustas. Se consideran tres alternativas para el reciclaje de los ingresos derivadas de la subasta de permisos: una asignación a las empresas en función de su producción, la reducción de las cotizaciones sociales y la reducción de los impuestos al consumo. Los efectos sobre los precios y remuneración factorial estimados indican que los precios de los bienes energéticos aumentan en mayor medida en la primera opción (como las empresas no tienen incentivos para reducir su producción el precio requerido para alcanzar el objetivo medioambiental es mayor) y es menor en la segunda y aún menor en la tercera opción; los precios en los bienes no energéticos se reducen y la remuneración del capital disminuye en mayor medida que la del trabajo, al ser las industrias más contaminantes también más intensivas en capital. Al integrar estos cambios en la base de datos de los hogares se deduce que las tres políticas tienen un efecto negativo desde el punto de vista del bienestar por los cambios en los precios del consumo de bienes energéticos y de la remuneración factorial (que se compensan en parte por los efectos indirectos en el resto de precios): aplicando el análisis de la dominancia la reducción en cotizaciones domina en primer orden a la opción de asignación en función del output, la reducción de impuestos indirectos al consumo domina en primer orden

en pobreza a la reducción de las cotizaciones (para umbrales inferiores a 18600 dólares canadienses) y domina en segundo orden en bienestar y pobreza. La desigualdad incrementa en las dos primeras opciones, y el cambio no es significativo en la reducción de impuestos al consumo. En resumen, de todas las alternativas la que resulta superior tanto en el análisis del bienestar como desde el punto de vista de pobreza y de la desigualdad es el reciclaje vía reducción de impuestos indirectos.

Buddlemayer et al. (2012) evaluaron con una perspectiva a largo plazo, y sirviéndose de un modelo integrado de técnicas de microsimulación y enfoque de equilibrio general, el mercado de permisos que se estableció en Australia en 2012 (y fue retirado poco después). Los resultados dinámicos confirman un pequeño retroceso económico con resultados redistributivos si se realiza el reciclaje con transferencias de tanto alzado.

El único estudio que analiza los cambios en la distribución personal realizado hasta la fecha con datos reales en la UE, al menos que tengamos constancia en el momento de escribir estas líneas, es el de Beznoska et al. (2012).²²⁵ En este trabajo se analiza el efecto de los cambios derivados de la aplicación del mercado de permisos en la UE en Alemania tanto de forma directa, por el aumento de los precios de la electricidad, como indirecta al afectar asimismo a los costes de producción de otros bienes. Sin considerar el reciclaje la medida es regresiva para todos los tipos de familia, un poco más pronunciado en el caso de las familias monoparentales, tanto considerando como obviando los cambios conductuales, si bien la regresividad se matiza de forma importante si se consideran en conjunto los efectos de los cambios directos, fuertemente regresivos, e indirectos, progresivos. Si se considera el reciclaje en forma de tanto alzado los resultados se hacen progresivos, con ganancias netas en los primeros deciles, mientras que la segunda opción analizada, la reducción de las contribuciones, sigue siendo regresiva, esta vez con ganancias en los últimos deciles, principalmente por la concentración de familias pobres en la población desempleada. Si se mide específicamente la desigualdad, todos los índices considerados (Gini, Theil y de entropía) detectan un incremento si no se considera el reciclaje, tendencia que se modera cuando se reducen las contribuciones sociales y se invierte en la devolución per cápita. En análisis por grupos socioeconómicos indica una mayor ventaja para la población empleada en el primer caso. Los autores señalan que el plan del gobierno de destinar los ingresos derivados del mercado en aumentar la financiación de medidas

²²⁵ El estudio de Labandeira et al. (2009) sobre los efectos del mercado europeo de permisos en España, que combina un modelo de equilibrio general con otro parcial para el sector eléctrico, calcula los cambios desde el punto de vista intersectorial: detecta una reducción en el bienestar general (medido por la variación equivalente), que se modera cuando se considera la ampliación de sectores sujetos al sistema.

medioambientales tiene en principio un resultado incierto en la incidencia global de la política, dependiendo del reparto de los beneficios, si bien podría reducir los resultados regresivos si parte de los ingresos se enfocan en planes para reducir el consumo energético de las familias más pobres.

Todos los estudios revisados confirman, así, que la aplicación de los ingresos derivados de los sistemas de permisos de emisión tiene, por lo tanto, un importante efecto sobre la eficiencia y equidad de los resultados, siendo las opciones más progresivas de reciclaje las transferencias de tanto alzado y la ampliación del complemento salarial. Asimismo, las ganancias netas que se detectan en algunos diseños en los modelos de equilibrio parcial para los primeros quintiles se matizan o pasan a ser pérdidas cuando se considera también el efecto sobre los mercados de factores, aunque manteniéndose la dirección en cuanto a la progresividad o regresividad de los resultados.

4.2.6 Alternativas en el diseño del comercio de emisiones: los mercados de permisos “corriente abajo”

Una de las vías más directas para conseguir que los individuos se sientan responsables de los problemas medioambientales, y parte de su solución, y que contribuye a la creación de capital social implica acercar el foco de atención de las políticas a los ciudadanos teniendo en cuenta, además, que un importante porcentaje de las emisiones son directamente imputables a los consumidores. Con esta motivación se han planteado recientemente algunas propuestas de mercados en el sector energético y del transporte en los que la asignación de los permisos se realiza *corriente abajo*, es decir, los permisos no se entregan a los oferentes sino a los usuarios finales. En los otros tipos de mercados estudiados los destinatarios de las licencias transferibles eran las empresas importadoras al principio de los procesos económicos o las productoras un poco más adelante. En el comercio personal, de forma general, se crea un mercado de permisos que asigna los derechos y las responsabilidades por las emisiones de carbono derivadas del uso de energía en los hogares o del transporte individual, o ambos. De forma similar a los mercados en el sector industrial, se fija un tope a la contaminación y se reparten licencias que se pueden asimismo transferir hasta agotarlo, en este caso entre los individuos, al final de la cadena de producción y consumo.

Existen diferentes opciones en el planteamiento de instrumentos de comercio de permisos entre individuos. Estos se diferencian fundamentalmente por el ámbito en que se propone su implementación y por su nivel de perfeccionamiento formal. Todas estas ideas se han elaborado fundamentalmente en el Reino Unido y en Irlanda, países en los que se ha generado un importante debate a nivel político y

académico sobre su viabilidad y sus ventajas relativas respecto a otros instrumentos de política medioambiental²²⁶.

Fawcett y Parag (2010) realizan una completa revisión de estos mercados y elaboran un inventario de las propuestas que pueden considerarse dentro del esquema más general de *comercio personal de carbono*.²²⁷ Entre estas podemos destacar cinco modalidades: *Cuotas de Energía Comercializables*, *Cuotas de Consumo Comercializables*, *Permisos Personales de Carbono*, *Comercio Doméstico de Carbono* y *Permisos de Emisión Comercializables en el Transporte*. En el primer caso se fija un objetivo de emisiones directas a largo plazo y se reparte anualmente un 40% de los permisos que se vayan a habilitar gratuitamente entre los ciudadanos, que pueden vender sus excedentes, y el resto se subasta entre las empresas y todos deben rendir cuentas de sus emisiones mediante la entrega de unidades que reflejen la posesión de los derechos. En la segunda alternativa se reparte la totalidad de los permisos entre los ciudadanos. En la tercera propuesta se incluyen también las emisiones derivadas del transporte público y se incluye a los niños en el reparto²²⁸ y, en las dos últimas, los mercados son sectoriales: el residencial y el de transporte respectivamente.

Los resultados de estas políticas en cuanto a la equidad y la eficiencia de sus efectos se analizan desde una perspectiva teórica y se comparan con otros instrumentos económicos en Starkey (2012 a) y (2012 b) respectivamente. En cuanto al primer objetivo, de acuerdo con este autor, se debería repartir la totalidad de los derechos, no sólo una parte, por el riesgo de que las familias con menores recursos se vieran perjudicadas por sus particulares patrones de consumo (principalmente de los bienes energéticos).²²⁹ Asimismo señala que este tipo de mercados personales es equivalente en cuanto a la equidad de sus resultados, si se

²²⁶ Por ejemplo el comercio personal se ha apoyado tanto por miembros de diferentes partidos británicos aunque finalmente las dificultades asociadas a la gestión de los sistemas han hecho que se abandone, al menos por ahora, un avance en la aplicación de estas propuestas.

²²⁷ El esquema de tope-y-reparto, mencionado en la nota 220, es considerado en este estudio dentro de esa categoría, ya que los derechos se asignan a los ciudadanos, aunque en otros estudios más recientes se consideran medidas más corriente arriba, más equiparables a otras propuestas como tope-y-dividendo o impuesto-y-dividendo, ya que aunque los ciudadanos son los que reciben los derechos se los venden en su totalidad a las empresas (a menos que de forma voluntaria quieran retirar algunos) y no los utilizan de forma directa.

²²⁸ La incorporación de los niños en el reparto, que en el primer diseño se realiza de forma indirecta a través de la deducción por hijos en el impuesto sobre la renta, es una cuestión complicada, tal y como analiza de forma crítica Starkey (2012 a). Entre otras cuestiones, por ejemplo, se argumenta sobre si deben ser sólo los adultos los titulares de los derechos o si, en caso de que se asignen también a los menores, quienes pueden legalmente ejercitarlos.

²²⁹ En este aspecto, este estudio realiza una interesante reflexión sobre la conveniencia de un reparto igualitario per cápita. Haremos referencia a este punto del artículo más adelante, cuando comparemos de forma más general todos los instrumentos de política medioambiental.

reparten todos los permisos de forma personal, a otros diseños de mercados, como los sistemas de *tope-y-dividendo* y de *impuesto-y-dividendo*, en el sentido de que si se considera que es superior éticamente el reparto igualitario de derechos (o de los ingresos que genera su venta) los individuos en la parte más baja de la distribución, que normalmente tienen un consumo agregado que representa menores emisiones que la media de la población, están igualmente mejor que en la situación de partida en cada una de las tres alternativas, indistintamente.²³⁰

La aplicación de estas medidas se ve limitada por la dificultad de su ejecución en la práctica ya que, aunque son técnicamente viables y comparten su carácter superior con otros instrumentos económicos por la generación de incentivos que generan,²³¹ los mayores costes de implementación del mercado y de participación en el mismo dificultan su operatividad desde el punto de vista de la eficiencia como han puesto de manifiesto distintas instituciones como el *Departamento de Medioambiente, Alimentación y Asuntos Rurales* del gobierno británico (DEFRA por sus siglas en inglés) y el *Instituto para la Investigación de Políticas Públicas* (IPPR). En Perrels (2010) y en Santos (2010) se revisan los problemas asociados a la aplicación de estos sistemas en el sector del transporte, principalmente derivados de los costes y de implementación y administración y de las dificultades asociadas al diseño del

²³⁰ Este resultado es claro si las emisiones directa o indirectamente derivadas del consumo son proporcionales a la capacidad económica. Tal y como señala Starkey (2012 a) en el caso de Reino Unido y confirman empíricamente Ekins et al. (2004), en el contexto de los países industrializados es probable que, aunque en general sea así, exista una gran variabilidad entre las familias del mismo grupo de renta y, en algunos casos, el consumo absoluto de bienes energéticos en el ámbito doméstico pudiera ser superior a la media para algunas familias de los primeros deciles. Asimismo también es muy probable que se compense con un consumo inferior al promedio de bienes que indirectamente generan emisiones o si se incluye consumo de combustibles para el transporte individual por lo que, en general, es bastante factible que el volumen de emisiones estén directamente relacionadas con la renta en una gran mayoría de los casos, aunque sería necesario, ante esta o cualquier otra política, estudiarlo con especial detenimiento, por si fuera necesario hacer algún tipo de ajuste adicional. En este estudio, por ejemplo, estiman que en un sistema de permisos corriente abajo en el Reino Unido un 30% de las familias en el primer quintil tendrían pérdidas netas. Thumim y White (2008), en un estudio sobre la factibilidad de la introducción de estos mercados en el Reino Unido, confirman su carácter progresivo aunque, asimismo, estiman que casi un 10% de las familias en el primer decil podrían tener pérdidas netas. Asimismo, en este estudio se señala que en las familias numerosas sería más probable que sobran permisos mientras que las familias en el ámbito rural estarían, *caeteris paribus*, en peor situación principalmente por la baja eficiencia energética en sus hogares.

²³¹ De hecho, como apuntábamos al principio de este epígrafe, se ha argumentado que este tipo de instrumentos podría resultar incluso más efectivo debido a que los individuos se sentirían más implicados en la solución de los problemas medioambientales. Una revisión sobre las encuestas y estudios de preferencias declaradas sobre la valoración de estos instrumentos de forma comparativa se encuentra en Starkey (2012 a). En general la forma en que se valoran las alternativas que se les presentan a los entrevistados no permite alcanzar una conclusión clara al respecto.

mercado, aunque también señalan algunos de sus atractivos, como los incentivos que se generan y su probable aceptación social.

4.3. LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS DE POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN LA PRÁCTICA

4.3.1 Incorporación de instrumentos tributarios con objetivos medioambientales en los sistemas fiscales nacionales

A partir de los años noventa los tributos medioambientales, a un ritmo creciente, se han incorporado en los sistemas fiscales de muchos países de la OCDE, de forma significativa en la UE, en áreas como el desecho de residuos, la extracción de algunas materias primas o sobre la producción o el consumo de ciertos bienes. Asimismo gravámenes sobre la contaminación del agua se vienen aplicando desde hace más tiempo, principalmente a partir de finales de la década de los sesenta, en países como Francia y Holanda, aunque aún hoy en día no están muy extendidos y se circunscriben al ámbito local.

En su definición más amplia los impuestos con posibles efectos medioambientales constituyen una importante fuente de financiación pública en todos los países industrializados que, en mayor o menor medida, utilizan la tributación indirecta en el sector de la energía y el transporte en sus sistemas tributarios. La recaudación en el sector de los hidrocarburos representa, sin duda, la mayor fuente de ingresos en este contexto.

A pesar de que en términos generales estos tributos no han sido introducidos por sus efectos ecológicos ni se han diseñado tradicionalmente como impuestos medioambientales en un sentido pigouviano, sino en función de otros criterios y con referencia a unidades físicas o energéticas, en algunos países si se han añadido gravámenes específicos sobre las emisiones de CO₂ o sobre el contenido de carbono. Estos impuestos se fijan como una extensión en los regímenes preexistentes de las accisas energéticas, normalmente habilitando algunas exenciones y distinguiendo en función del usuario, o con tipos incrementados en el IVA. Si nos centramos, siguiendo la definición del informe World Bank (2014), en los impuestos que de forma explícita fijan un precio sobre el carbono, o alguna métrica específica basada en su contenido, Finlandia fue el primer país que los aplicó en 1990. Posteriormente se han incorporado en los sistemas fiscales de otros estados como Suecia y Noruega, en 1991, Dinamarca, en 1992, Alberta (Canadá) en 2007, British Columbia (Canadá) y Suiza en 2008, Irlanda Islandia e India en 2010, Japón y

Australia en 2012, Reino Unido en 2013 y Francia y México en 2014. Están previstos impuestos similares en Sudáfrica y en Chile a partir de 2016 y de 2017 respectivamente. También se han introducido impuestos específicamente medioambientales en el sector energético bajo otros diseños en Holanda en 1992, Reino Unido en 1996 y en 2001,²³² Alemania en 1999, Estonia en 2006, Colorado (EEUU) en 2007, Quebec (Canadá) y República Checa en 2008 e Italia en 2012.

En algunos supuestos estas medidas tributarias se han coordinado con otros instrumentos innovadores en la gestión de su política medioambiental en forma de reformas fiscales verdes. Estas experiencias, como hemos visto anteriormente, posibilitan al menos una evaluación inicial de los efectos de estas intervenciones en escenarios reales. En este contexto, en primer lugar en los estados nórdicos y posteriormente en diversos países centroeuropeos, en algunas regiones en Canadá y, más recientemente, en Portugal desde 2015, se han introducido elementos de fiscalidad medioambiental equilibrados con medidas compensatorias de ensanchamiento general de la base del sistema fiscal y de aumento de la fiscalidad indirecta. No se ha seguido una única vía, especialmente en la opción diseñada para reciclar los fondos derivados del tributo medioambiental, en parte condicionando la eficiencia de los resultados precisamente por las razones que venimos apuntando relacionadas con el riesgo de perder competitividad y con la posible regresividad de los resultados.²³³ La mayor parte de los fondos se han destinado a suavizar las cargas sobre el trabajo a través de recortes en el impuesto sobre la renta para compensar a las familias por el incremento de los precios (en Suecia, Finlandia, Países Bajos o British Columbia) y/o de reducciones en las cotizaciones a la Seguridad Social de las empresas o los trabajadores para disminuir los costes laborales o aumentar los salarios (en Reino Unido, Alemania, Dinamarca, Países Bajos y British Columbia). Aunque en menor medida también se han destinado parte de los ingresos, además de a los usos anteriores, a sufragar programas de eficiencia energética, en Reino Unido, a fomentar el transporte ecológico y la biodiversidad, en Portugal, o a reducir impuestos sobre el capital, en British Columbia. En los Países Bajos se ha aplicado también el reciclaje en su vertiente más social y se han financiado transferencias de tanto alzado para compensar a la parte de la población que no paga impuesto de la renta o seguros sociales y se aplica una deducción igual para todos

²³² Ilustrativamente, este gravamen se denominó *Climate Change Levy*. Este impuesto, dirigido a las empresas, ha sido criticado entre otras cosas por no ser actualizado en el tiempo o por las muchas excepciones habilitadas. Sobre estas y otras limitaciones de los tributos británicos se reflexiona en Mirrless (2011)

²³³ Revisiones sobre la aplicación de las reformas fiscales verdes se encuentran, por ejemplo, en Speck y Jilkova (2009) y Gago y Labandeira (2013)

los usuarios de electricidad desde 2002²³⁴ y en Suiza se reparte un cheque ecológico a todos los ciudadanos desde 2008. Del mismo modo, en ciertos casos las medidas han afectado a todos los sectores económicos mientras que en otros, por ejemplo en el Reino Unido, sólo se han inferido cambios en los procesos más intensivos en el uso de energía. En algunos países, como en Suecia, se han habilitado bonificaciones para no perjudicar la competitividad en los sectores industriales.

En otros lugares iniciativas de este tipo, más o menos avanzadas, se han retirado por la falta de consenso en su aplicación. Por ejemplo en España hubo una propuesta que no se materializó en la presentación de la reforma fiscal para 2007 y en Francia se retiró una intervención similar en 2010 por una sentencia del Tribunal Constitucional, aunque se han introducido recientemente, en 2014 y 2015, impuestos sobre las emisiones en usos no cubiertos por el sistema europeo de permisos de emisión.

En el sector del transporte, aparte de los impuestos sobre los combustibles, se han fijado asimismo otros tributos medioambientales tanto sobre la propiedad de vehículos como sobre su uso. Los primeros, que como ya hemos señalado no se pueden considerar impuestos *pigovianos* en sentido estricto tal y como suelen ser definidos, tienen efectos medioambientales, aunque desiguales en cuanto a sus efectos distributivos y su eficiencia en función de cómo se planteen. En España, por ejemplo, el impuesto de matriculación está vinculado a las emisiones del vehículo mientras que en otros casos, como en Reino Unido, es la cuota del impuesto de circulación que se devenga anualmente la que se ha fijado con criterios medioambientales.²³⁵ Entre los impuestos sobre el uso, los que gravan la congestión viaria se están aplicando en algunas ciudades para reducir los efectos más inmediatos de la contaminación del aire en momentos críticos, junto con otras regulaciones como límites a la velocidad, prohibición de entrar en la ciudad o las zonas de bajas emisiones. Londres ha sido la ciudad pionera en la aplicación de peajes para entrar en ciertas áreas del centro. También se han aplicado en otras ciudades como Oslo, Bergen, Estocolmo, Milán y Singapur. Dos alternativas relativamente novedosas

²³⁴ En Holanda hasta 2001 existía un mínimo exento anual en el consumo doméstico de energía eléctrica, que fue posteriormente sustituido por un sistema de compensación consistente en una devolución fija e igual para todos los usuarios.

²³⁵ En España, en concreto, el impuesto de matriculación es de competencia autonómica y se fija en función de las emisiones de los vehículos desde 2008 y desde hace años se estudia hacer algo similar con los impuestos de circulación. Los tipos de gravamen varían desde el 4,5% para automóviles que emitan entre 121 y 160 gramos de CO₂ por kilómetro, 9,75% en el intervalo entre 161 y 200 gramos y 14,75% a partir de 200 gramos. Quedan exentos del impuesto los vehículos que emitan menos de 120 gramos de CO₂ por kilómetro. Como ya hemos señalado en ninguno de estos impuestos se iguala el tipo impositivo con el daño marginal causado: una vez desembolsado el gravamen el uso adicional del vehículo no tributa. Asimismo, como discutimos en su momento, los efectos distributivos y de eficiencia de ambas alternativas son muy diferentes.

entre los tributos que gravan el uso de vehículos están los impuestos por distancia recorrida, que se aplican en Suiza.²³⁶ Están muy extendidos, asimismo, los programas de ayudas que periódicamente se establecen para incentivar la compra de nuevos vehículos o la retirada de aquellos más antiguos, como los planes PIVE en España. El impuesto sobre el transporte aéreo introducido en el Reino Unido en 1993 y reformado en diversas ocasiones, aunque tenga efectos medioambientales, tampoco se puede considerar estrictamente de esta naturaleza, ya que las externalidades en este sector no están relacionadas directamente con el número de pasajeros, los sujetos del impuesto, sino con el número de vuelos.

En España merece la pena destacar un hecho un tanto insólito, cual es la práctica ausencia de elementos de fiscalidad ambiental en la imposición estatal, con las excepciones de algunos tributos que contemplan objetivos medioambientales como el impuesto de matriculación y las subvenciones que acabamos de mencionar y los recientes impuestos de bajo poder recaudatorio sobre los gases fluorados que usan los aparatos de refrigeración²³⁷ y un grupo de impuestos sobre almacenamiento y producción de residuos en vigor desde 2014. La aplicación de tributos medioambientales se ha concentrado, así, en el nivel autonómico o local, en gran parte debido a necesidades de financiación por la imposibilidad de colocar impuestos sobre hechos imposables ya gravados a nivel nacional. Por ejemplo en los últimos años se han introducido en unas u otras CCAA prácticamente todos los posibles tributos medioambientales como cánones sobre el saneamiento del agua y sobre vertidos, impuestos sobre emisiones, cánones sobre residuos en general y sobre el depósito de residuos peligrosos, impuestos sobre instalaciones y actividades que incidan sobre el medioambiente e, incluso, un canon sobre las instalaciones de energía eólica. Los resultados y efectos de estos tributos son variados y, como ya hemos señalado, presentan en muchos casos serios problemas de eficiencia e, incluso, en algunos supuestos no se podrían considerar tributos medioambientales por la falta de efectos medioambientales.²³⁸

Asimismo en algunos países se han habilitado medidas para combatir la pobreza energética en forma de instrumentos con efectos medioambientales

²³⁶ Aunque no se pueden considerar técnicamente figuras tributarias, también generan incentivos para reducir el uso del vehículo los sistemas de seguros asociados a la distancia recorrida que se aplican en algunos estados de EEUU. Una revisión muy interesante y completa sobre las alternativas de política medioambiental en el sector del transporte se encuentra en Santos (2010).

²³⁷ En este impuesto el tipo impositivo varía en función de la potencia del aparato y el tributo se suma al IVA de los grandes equipos de refrigeración y, además, se fija un coeficiente variable en función del calentamiento global.

²³⁸ Un análisis muy ilustrativo sobre la casuística de los impuestos medioambientales en el ámbito autonómico en España se encuentra en Gago y Labandeira (2013) .

positivos como, por ejemplo, subvenciones para incrementar la eficiencia energética. En el Reino Unido, por ejemplo, existen programas como el *Warm Front Scheme*, que destina fondos fiscales para financiar ayudas para nuevas formas de calefacción y para el aislamiento de las viviendas destinadas a las familias que ya son receptoras de prestaciones sociales, y el *Energy Efficiency Commitment*, un programa general para promover la instalación de electrodomésticos y aparatos eléctricos eficientes y que en un 50% se dirige a familias de bajos recursos como grupo prioritario.²³⁹ En otras políticas en este ámbito prima el objetivo social y se han diseñado programas específicos de subsidios “bajo prueba de recursos” que también se llevan aplicando desde hace décadas en el Reino Unido. Las principales áreas de actuación son las políticas de descuento a hogares vulnerables (*Warm Home Discount*) y las transferencias directas a los pensionistas (el programa *Winter Fuel Allowance* al que nos hemos referido en partes anteriores de este trabajo) o a los hogares vulnerables durante las semanas especialmente frías (*Cold Weather Payment*). Una revisión de todas las políticas anteriores y sus efectos distributivos se encuentra en Ekins y Dresner (2004) y en Busch et al. (2011).²⁴⁰ En EEUU, de forma similar, se aplica el programa de asistencia energética para familias de bajo nivel de renta (*low-income home energy assistance programme*) que consiste en transferencias directas para familias vulnerables en los meses críticos, ayudas ante cortes del suministro y subvenciones para programas que incrementen la eficiencia energética.²⁴¹ En otros países se han desarrollado políticas similares más recientemente. Por ejemplo, en Francia existe un programa de subvenciones para promover la eficiencia energética (*Habiter Mieux*) y también, de forma similar asimismo en Italia, se han habilitado descuentos para el gas y la electricidad a las familias con bajos recursos. En Alemania se destinan fondos para ayudas directas (*Socialgesetzbuch*). Como explica el estudio que revisa las actuaciones anteriores de Romero et al. (2014), en España aún no se han desarrollado legislativamente estos instrumentos aunque se ha introducido en 2009 el denominado “bono social”, una política de rebaja en el precio de la electricidad para ciertos colectivos: aquellos hogares que tengan contratada una baja potencia, las familias cuyo perceptor principal sea un jubilado que reciba la pensión mínima y las familias numerosas o con todos sus miembros activos desempleados.²⁴² Insistimos

²³⁹ Según estiman Advani et al. (2014) estos programas habrían sido fundamentales en la reducción de la intensidad energética en el RU para las familias más pobres.

²⁴⁰ Desde otra perspectiva, en Dresner y Ekins (2005) se analizan los efectos sobre la pobreza energética del calentamiento global.

²⁴¹ En Murray y Mills (2014) se analizan los efectos que tendría la retirada de estos programas sobre el nivel de seguridad energética.

²⁴² Como es evidente, y hemos comentado en otras partes de este trabajo, no todas las opciones anteriores son igualmente eficientes en cuanto a la reducción de la pobreza energética ya que, por ejemplo, de forma similar al *Winter Fuel Allowance*, que como hemos visto ha sido discutido por beneficiar también a los pensionistas más ricos, la tarifa reducida para las familias numerosas no es

de nuevo que en estas políticas para reducir la incidencia o la intensidad de la pobreza energética solo las ayudas para la promoción de tecnologías eficientes, como también sería el caso de los subsidios “bajo prueba de recursos” para pagar el transporte público, cumplen a la vez los objetivos de sostenibilidad social y medioambiental mientras que, de hecho, en el caso de las políticas de precio o las prestaciones económicas dirigidas a los colectivos con necesidades u otros se puede producir un efecto rebote en el consumo energético. Es evidente que, como hemos insistido en muchas ocasiones, si la pobreza energética no fuera un problema real que supusiera la privación de bienes necesarios para muchas familias, los programas de ayudas directas y subvenciones que pudieran producir ese efecto rebote se podrían destinar a sufragar medidas más eficientes medioambientalmente.

4.3.2 Los mercados de cuotas y permisos transferibles: principales experiencias y propuestas de aplicación

Los sistemas de cuotas se están ya aplicando en algunos países, grupos de países o regiones de forma individual. Entre otros ámbitos éste instrumento se ha utilizado en la regulación de actividades pesqueras y cinegéticas, por ejemplo en Australia, Nueva Zelanda, Canadá, EEUU, México, Islandia y los Países Bajos y para la conservación de humedales y bosques en Canadá y EEUU. Se han arbitrado asimismo para regular las emisiones contaminantes de gases fluorados (como los HFCs), por ejemplo en Canadá, de compuestos orgánicos volátiles (COV) en Canadá, Polonia y Suiza o de óxidos de nitrógeno (NOx) en Canadá, Suiza y EEUU. Una de las experiencias que ha tenido mejores resultados medioambientales, diseñada para controlar el problema de la lluvia ácida, fue el sistema de permisos de dióxido de azufre (SO₂) autorizado por la Ley de Aire Limpio de EEUU en 1990 con el que se consiguió una reducción muy significativa de la incidencia de este contaminante.²⁴³

La reciente implementación en 2005 del Sistema Europeo de Comercio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero en la UE, Islandia, Liechtenstein y Noruega, diseñado como un sistema de tope e intercambio, constituye la iniciativa más ambiciosa en el control de estas emisiones con instrumentos de mercado que se ha llevado a cabo hasta ahora.²⁴⁴ El comercio de derechos surge en este caso

“bajo prueba de recursos”. Existen políticas más específicas a nivel autonómico para evitar el corte del suministro por impago en invierno por ejemplo en Cataluña y en Madrid, subvenciones de urgencia en Andalucía y ayudas directas en el País Vasco y Galicia.

²⁴³ Una revisión de estas experiencias se encuentra en Stavins (2001), en Common y Stagl (2005) y, más recientemente, en World Bank (2014) y en OCDE (2015).

²⁴⁴ Linares y Pintos (2013) hacen interesante revisión de los efectos de este mercado.

comoparte de la estrategia europea para facilitar el cumplimiento de los compromisos asumidos en el protocolo de Kioto. Este acuerdo, en vigor desde febrero de 2005, establece un compromiso global de reducción de los gases causantes del calentamiento global, para hacer más sencilla su adaptación en los países firmantes, se arbitraron tres mecanismos de flexibilidad: el mercado de derechos de emisión, los mecanismos de desarrollo limpio (que posibilitan reducciones en las cuentas de emisión de los países más ricos en caso de subvencionar proyectos ecológicos en países menos desarrollados o participar en fondos que sufraguen planificaciones similares)²⁴⁵ y, en tercer lugar, la implementación conjunta por parte de varios países que establecen en común sus propios criterios en el reparto de los objetivos globales. Precisamente en la UE la aplicación del primer y el tercer mecanismo ha sido determinante para hacer posible el comercio de emisiones, especialmente si tenemos en cuenta la dificultad de establecer medidas fiscales coordinadas en varios países, que además pueden tener sus propias políticas de subsidios en diferentes sectores. En la actualidad el mercado se encuentra en su tercera fase, que se extenderá hasta 2020, después de las dos primeras entre 2005 y 2007 y entre 2008 y 2012, en las que los sectores afectados fueron las refinerías, las industrias generadoras de electricidad y las productoras de cemento, de vidrio, de hierro y de acero. Los permisos se repartieron en estas fases iniciales de forma gratuita. En la actualidad, además de afectar a once mil instalaciones intensivas en el uso de energía en los sectores de generación y de manufacturas, también es vinculante desde 2012 para los operadores aéreos que vuelen con destino u origen en cualquier país del área, hasta cubrir en torno al 45% de las emisiones de gases con efecto invernadero.

La disponibilidad de los permisos y los factores que han afectado a su demanda han condicionado los precios, que en algunos periodos se han comportado de forma extremadamente volátil en las primeras fases de implementación.²⁴⁶ Posteriormente, a partir de 2013, el funcionamiento del mercado

²⁴⁵ Un organismo dependiente de la ONU emite los certificados de reducción de emisiones (CER), previa aprobación de los proyectos de desarrollo limpio (MDL) negociados con las instituciones de los países interesados. España, por ejemplo, ha participado activamente en el desarrollo de mecanismos de desarrollo limpio, fundamentales para el cumplimiento de los compromisos, y se han firmado acuerdos con varios países de Latinoamérica, del norte de África y del este de Europa y ha ratificado el compromiso con el Banco Mundial para la participación en los Fondos de Carbono, cuyos recursos se destinan a la financiación de mecanismos de desarrollo limpio. Asimismo, el ICO y algunas entidades financieras españolas han lanzado sus propios fondos. En los últimos años la estrategia presentada por el ministerio, sin embargo, insiste en la estrategia de reducir las emisiones y promover el empleo en el sector verde en vez de suscribir nuevos convenios o comprar derechos.

²⁴⁶ Tal y como establecía la *Directiva 2003/87/CE de derechos de emisiones de CO2* los países miembros tuvieron que presentar en 2004 los borradores de sus planes para la primera fase, determinando el volumen de emisiones y su reparto, que eran posteriormente aprobados por la comisión. El exceso de permisos asignados, junto con el hecho de que no se podían aplicar los permisos que sobraban

se ha reformado y los permisos han pasado de repartirse de forma gratuita en su mayor parte a asignarse en un porcentaje superior mediante subasta entre todas las empresas (aunque los países pueden asignar gratuitamente un número limitado). La transición hacia la compra de los permisos ha sido completa en el sector de generación de energía y paulatina en las manufacturas y la aviación.

Los impuestos sobre el carbono y sobre las emisiones y los mercados de permisos de emisión se coordinan en dos sentidos en el ámbito europeo. En primer lugar, en algunos países que han introducido tributos específicos sobre emisiones previamente se exime de su pago a todas o parte de las industrias obligadas a comprar permisos, por ejemplo en Dinamarca, Islandia, Irlanda, Noruega, Suecia y Suiza (si bien en otros casos, para evitar la volatilidad del precio de los permisos, algunas industrias sujetas al mercado también se gravan como en el sector eléctrico en el Reino Unido). Asimismo, en segundo término, se han habilitado impuestos precisamente para cubrir áreas que se quedan fuera de la obligación de participar en el mercado, como en Francia.

Se espera que en el futuro el sistema europeo converja en su funcionamiento con otros mercados ya operativos o en proyecto. De hecho, más recientemente, mercados de permisos de emisión de CO₂, con variantes en los diferentes países, se han establecido en Nueva Zelanda en 2008, Tokio (Japón) en 2010, Saitama (Japón) en 2011, California (EEUU) y Australia, en 2012,²⁴⁷ Quebec (Canadá), Kazajistán y Suiza en 2013 y Corea en 2015. En 2011 se pusieron en marcha experiencias piloto en diferentes ciudades y distritos en China, que han ido consolidándose a lo largo de 2013 y 2014 en Pekín, Chongqing, Guangdong, Hubei, Shanghai, Shenzhen y Tianjin. Asimismo se están estudiando proyectos para la implementación en un futuro cercano en China (a nivel nacional), Brasil, Ontario y Manitoba en Canadá, Chile, Costa Rica, México, Rusia, Oregon y Washington en EEUU, Tailandia, Turquía y Ucrania. California, British Columbia, Manitoba, Ontario y Quebec, regiones en el oeste de Canadá y EEUU, pretenden establecer un sistema de tope e intercambio en común próximamente.²⁴⁸ En EEUU se han planteado algunas propuestas en el

de la primera a la segunda fase hizo que a finales de 2007 los precios se derrumbasen. En la segunda fase la caída de los precios se ha debido, principalmente, a la coyuntura económica.

²⁴⁷ Este mercado se retiró con el cambio de gobierno en 2014. Precisamente para justificar esta medida se señalaron, entre otros motivos, los posibles efectos regresivos de su aplicación.

²⁴⁸ Una revisión de todas estas experiencias y proyectos se encuentra en World Bank (2014) y en OCDE (2015).

congreso y en el senado para la creación de un mercado a nivel nacional como las Waxman-Markey, Kerry- Boxer y Cantwell- Collins.²⁴⁹

4.3.3 Reflexiones acerca del diseño de la política medioambiental y la valoración de instrumentos

En esta parte del capítulo vamos a recapitular las principales ideas sobre las ventajas e inconvenientes de los distintos tipos de política medioambiental y las vamos a comparar atendiendo a diferentes criterios. Aunque ya hemos reflexionado anteriormente sobre gran parte de estos aspectos en este momento nos parece que puede resultar interesante sistematizar toda la información de una forma más estilizada, lo que nos dará, asimismo, la oportunidad de subrayar algunas de las conclusiones que hemos destacado en partes anteriores de este trabajo

Es importante realizar previamente varias consideraciones: en primer lugar, a pesar de lo que teóricamente se pueda señalar a priori, la superioridad de un instrumento respecto a otro puede depender en la realidad del contexto específico en el que estemos evaluando las medidas y, en este sentido, la valoración debe tener en cuenta el resto de herramientas que ya se aplican. Por ejemplo, los impuestos medioambientales generan también un exceso de gravamen por lo que sus efectos deben interpretarse en conjunto con el resto del sistema fiscal. Asimismo hay que tener en cuenta que las circunstancias políticas, las limitaciones prácticas o los efectos sociales pueden impedir o promover la aplicación de unas u otras medidas. Por ejemplo, en Noruega se ha replanteado en 2015 el programa de subvenciones a los coches eléctricos por haber supuesto de forma desproporcionada el abaratamiento de coches de gama muy alta. Por último, en algunos casos, el concurso de dos o más instrumentos puede ser la política más adecuada. Mirrless (2011) expone un ejemplo al respecto: aunque en teoría un impuesto sobre la congestión es el instrumento más eficaz en el tratamiento de las externalidades locales derivadas del transporte la combinación de una accisa sobre el consumo de carburante unida a un programa de subvenciones para la compra de vehículos más eficientes e impuestos sobre el uso de los más contaminantes puede resultar igualmente eficaz y su aplicación parece más sencilla en un principio. Como caso ilustrativo, en el Reino Unido en vez de imponer el uso de gasolina sin plomo (que hubiera ocasionado un grave perjuicio inmediato a los dueños de coches obsoletos sin posibilidad de adaptación) se procedió a obligar a los nuevos vehículos a instalar catalizadores y se diferenció fiscalmente a favor de la gasolina sin plomo, lo que

²⁴⁹ Como vimos en al analizar los efectos distributivos de los mercados de permisos son las propuestas que sirven de base para la simulación en el estudio de Metcalf et al. (2012).

indujo cambios en el parque automovilístico menos traumáticos y con buenos resultados medioambientales en conjunto.

Realizaremos a continuación un recorrido por los principales escenarios en los que una comparación más precisa entre los instrumentos puede resultar informativa sin olvidar los comentarios que acabamos de realizar. Nos referiremos para ilustrar estas ideas principalmente, por tratarse del ámbito en el que todos los instrumentos se han aplicado ya, al problema de la contaminación del aire aunque, como ya hemos señalado, en muchos aspectos este análisis comparativo se puede extender también a otros contextos en los que la política medioambiental se aplique. De forma resumida se muestran las principales conclusiones en el cuadro 4.2.

Enfoques voluntarios vs instrumentos coercitivos: *¿Debe la política medioambiental imponerse de forma obligatoria o es preferible que la confluencia de voluntades en la sociedad solucione los problemas medioambientales sin imposición externa?*

Si aceptamos la necesidad de actuar para gestionar de forma más eficiente los recursos naturales atender a los objetivos comunes libremente y sin presiones es éticamente superior al seguimiento de esas directrices de forma coercitiva ya que supone, asimismo, un cambio de actitudes que puede ser imprescindible para conseguir que los resultados se mantengan en el largo plazo, incluso aunque no existan ni incentivos ni mandatos expresos. La materialización de esa idea se percibe tanto en planteamientos liberales como se recoge, en otro espectro ideológico, en las teorías de la acción colectiva de Ostrom (2000), en el concepto de sostenibilidad como ejercicio de libertades de Sen (2013) o en el de ciudadanía ecológica de Dobson (2003) a la que hemos hecho referencia en otras ocasiones: el respeto a la naturaleza y la corrección de los abusos medioambientales es una obligación indisoluble de la condición de ciudadano. La fuerza de estos planteamientos, con los matices que hemos señalado en otras partes del trabajo, radica en que, de un modo u otro, se reconoce la superioridad moral de los individuos como miembros de la sociedad y su capacidad para conseguir fines de forma solidaria (en ambas acepciones del término) en el ejercicio de su libertad, en virtud de su ciudadanía o por la cooperación en la consecución de un bien común. Fomentar la aparición de normas sociales que se dirijan en esta dirección no es una alternativa más de la política medioambiental, es una condición necesaria para el desarrollo sostenible de nuestro modelo social, económico y medioambiental. El problema, como hemos señalado en muchas ocasiones, radica en que los enfoques voluntarios son insuficientes para en el tratamiento de los problemas medioambientales cuando hay muchos agentes implicados, en particular cuando sea imperativo moverse en ese sentido de forma rápida o cuando exista riesgo de cruzar algún tipo de umbral de no

retorno y, especialmente, en un contexto de incertidumbre o si la información disponible es insuficiente.

La importancia, por lo tanto, de la seguridad en el desarrollo de la política medioambiental exige la habilitación de medidas que impongan obligaciones o generen incentivos pero sin olvidar por ello que promover las normas sociales que nos hagan más responsables en nuestra relación con los demás y con nuestro entorno es, incluso, más importante. Las políticas medioambientales, en lo posible, deberían intentar también servir como una primera fase en la que el cambio en el comportamiento que inicialmente se promueva o se incentive sirva para generar posteriormente un cambio de paradigma. La información que transmiten los instrumentos de política medioambiental puede servir perfectamente para ello y, cuando sea posible aplicarlas, las políticas que se desarrollan corriente abajo, como veremos más adelante, pueden contribuir a que los ciudadanos y las empresas se impliquen con más intensidad en la solución de los problemas medioambientales.

Regulación vs instrumentos económicos: *¿Son preferibles las normas o los incentivos?*

Responder a esta pregunta es, en principio, sencillo: los instrumentos económicos son más eficientes desde el punto de vista económico y medioambiental, si se aplican a todas las fuentes contaminantes, ya que se igualan los costes marginales de reducción entre ellas. Así se alcanza el objetivo planteado de la forma menos costosa y, además, son eficientes en sentido dinámico porque incentivan la inversión en nuevas tecnologías para evitar los costes asociados al pago del impuesto o de la cuota. Las normas deben someterse al desarrollo legislativo, que puede complicar o dilatar su ejecución, deben ser creíbles para que tengan resultados, lo que no siempre se consigue, y su carácter dicotómico no favorece su eficiencia dinámica: una vez se cumple la norma no es necesario hacer nada más. Además, a veces se legislan por diversas vías, o en diferentes niveles competenciales, los mismos elementos a la par que se abandonan algunos sectores. Asimismo, aunque la superioridad de los instrumentos económicos requiere que se fijen correctamente los tipos impositivos o las cuotas, lo que exige un recorrido que permita contar con la información que ofrece la experiencia, estas herramientas permiten la adaptación a los cambios de forma más rápida y dinámica que las regulaciones. Los impuestos y los mercados de permisos subastados suponen, a diferencia de las normas o los permisos gratuitos, una fuente de ingresos públicos que pueden destinarse a reforzar el objetivo medioambiental, a neutralizar los costes distributivos que se puedan inferir en primera instancia o a incrementar la eficiencia económica de la política.

¿Significa todo lo apuntado anteriormente que las regulaciones no tienen recorrido en el desarrollo de la política medioambiental? En absoluto. Las normas medioambientales pueden en ciertos supuestos ser una mejor alternativa que los instrumentos de mercado y, en otros casos, una buena medida complementaria a éstos. En primer lugar las regulaciones tienen en principio pocos costes en su implementación inicial, por ejemplo, se aplican de forma más sencilla si se trata de prohibiciones absolutas o si hay diferentes fuentes de emisión con diferentes estructuras en cuanto a los daños inferidos, ya que conseguir resultados eficientes con otro tipo de herramientas podría resultar muy complejo o inviable, pueden ser más operativas si hay un fuerte riesgo de deslocalización y, además, pueden ser superiores cuando las señales de precio no funcionen. Asimismo, las normativas implican seguridad jurídica y suelen ser más fácilmente comprensibles por los agentes económicos que los sistemas de permisos, que pueden parecer en principio un mercado cuando menos extraño, y su grado de aceptación mayor que el de los impuestos al ser sus costes menos visibles. En segundo término, como hemos apuntado, las normas medioambientales pueden desempeñar un papel complementario en muchos supuestos, por ejemplo si se desea promover alguna tecnología en concreto o algún procedimiento de conservación y no sean muy conocidos por los ciudadanos o las empresas (o no se valoren esos mecanismos de forma suficiente) o si resulta difícil alcanzar los niveles óptimos de imposición o de restricción en las cuotas por motivos políticos o por merma en la competitividad.

De esta forma, ya sea porque en ciertos casos introducir instrumentos económicos resulte difícil, o para complementar su acción cuando su grado de ejecución sea insuficiente, las normas medioambientales desempeñan y seguirán desempeñando en el futuro un papel muy importante en el desarrollo de la política medioambiental.

Permisos vs impuestos: *¿Son equivalentes en sus efectos los instrumentos económicos, son sustitutivos o son complementarios?*

Si existiera una total certeza acerca de los costes de reducción y los daños marginales un objetivo medioambiental concreto se conseguiría igualmente tanto si se habilitara en la fase de producción correspondiente un mecanismo de precios, como un impuesto, o restricciones en la cantidad a través de un mercado de cuotas o permisos. Si, además, los permisos se subastan en ambos sistemas se generan ingresos que posibilitan una compensación de los efectos o llevar a cabo otras medidas complementarias, mientras que si se reparten de forma gratuita sería equivalente a una devolución a las empresas similar a una transferencia de tanto alzado. El que las compensaciones se realicen de la forma apropiada y que no se

incurra en un desequilibrio entre los ingresos y los gastos financiados es un riesgo que se corre en ambos casos. En cuanto a la percepción, en principio los impuestos pueden resultar menos populares que los sistemas de permisos que, aunque repercutan en el precio de los bienes de forma idéntica, no resultan tan evidentemente recaudatorios. Los impuestos, incluso cuando se implementan con reciclaje, suelen ser considerados de forma bastante negativa y la compensación en muchos casos ni siquiera se percibe de forma relacionada.

Asimismo, cuando no exista información precisa acerca de los costes y beneficios del control medioambiental estos instrumentos no son equivalentes en cuanto a sus efectos e introducen un diferente tipo de incertidumbre: con los impuestos no hay certeza sobre el nivel del objetivo medioambiental que se conseguirá mientras que con los sistemas de permisos lo que se desconoce a priori es el precio final que habrá de ser soportado. Así, en situaciones en las que el riesgo de la inacción sea elevado o se requiera un cumplimiento rápido de los objetivos será preferible la segunda opción o, incluso, la aplicación de medidas coercitivas. Los impuestos serían más aconsejables si hay una probabilidad elevada de volatilidad en el mercado, ya que así será posible adelantar los costes estimados asociados al cumplimiento de las obligaciones tributarias; de lo contrario resultaría bastante arriesgado establecer planes de inversión con vistas al futuro, lo que podría deteriorar seriamente la eficiencia dinámica de las políticas.²⁵⁰ Recientemente se han planteado las ventajas de sistemas híbridos, especialmente interesantes si el grado de incertidumbre es elevado, por ejemplo en Parry y Pizer (2007) en el contexto de las políticas contra el cambio climático, como un sistema de permisos de emisión con válvulas de seguridad y que permitan su almacenamiento y préstamo, incrementando de forma paulatina el porcentaje de permisos subastados para facilitar la transición, complementado con un impuesto que configure un límite inferior para rebajar la incertidumbre en ambos sentidos. Es decir, como los autores anteriores precisan, se trataría de que la elección entre ambas herramientas se entienda no como una elección excluyente sino más bien como un continuo de alternativas, con diferentes grados de participación de cada cual. Esta es sólo una de las posibilidades en las que ambos mecanismos pueden complementarse ya que, por ejemplo en el problema de la contaminación del aire, en el caso de los sectores difusos donde las fuentes de emisión son muchas, un impuesto podría sumarse a un sistema de permisos establecido únicamente para los sectores productivos más contaminantes (por ejemplo como el sistema europeo). Además, el impuesto es fácil de introducir como

²⁵⁰ El incentivo para invertir está siempre presente con la misma intensidad mientras se aplique el impuesto, mientras que en los mercados sólo cuando el precio de los permisos sea elevado, por ejemplo en épocas de fuerte crecimiento económico, resultan interesantes los proyectos de inversión más costosos.

parte de los sistemas fiscales ya operativos. En el contexto internacional, sin embargo, un sistema de permisos se puede aplicar de forma más sencilla, por extensión de los sistemas existentes, ya que incorporar tributos a esos niveles se puede interpretar como una injerencia en la soberanía de los países.

Así, en resumen, los sistemas de incentivos pueden perfectamente coexistir entre ellos tanto en un sentido técnico, por ejemplo si existe un mercado de permisos de emisión podría ser conveniente fijar un coste mínimo y un impuesto puede actuar de forma complementaria, o en cuanto a su objeto si, por ejemplo, el mercado se aplica corriente arriba, cuando hay pocos agentes sujetos, mientras que el impuesto se puede reservar para los sectores que estén más atomizados donde un mercado pueda resultar menos operativo.

En un plano más normativo, los instrumentos no se juzgan tampoco de forma idéntica desde otras perspectivas. Los economistas solemos referirnos al intercambio eficiencia-equidad de una forma que en otros ámbitos del conocimiento es interpretada como en exceso posibilista, cuando no directamente crematística. Filósofos como Sandel, por ejemplo en Sandel (2010), abogan por la creación de una *ética medioambiental universal* que implique sacrificios de forma colectiva, lo que ciertamente choca con la posibilidad de comprar el derecho a hacer algo, como contaminar, que debería ser un comportamiento socialmente estigmatizado cuando excediera de ciertos niveles necesarios, como ya señalamos en la valoración crítica de los mercados de permisos. Los impuestos, desde esta perspectiva, son superiores en cuanto a su percepción moral ya que de algún modo la señal que transmiten es que se paga por un comportamiento inadecuado, no que se compra el derecho a realizarlo. Aún así, según esta visión, siguen siendo más un pago que una multa, que es lo que debería regular los comportamientos socialmente inadecuados como sobreexplotar los bienes comunes, para que se compartan los sacrificios de forma colectiva para contribuir todos, y de hecho más quién más pueda, a la consecución de un fin superior. Científicos como Hansel prefieren también los impuestos a los mercados de permisos, aunque esta postura está más bien en relación con los posibles fallos en el funcionamiento de los últimos y a la posibilidad de que se creen grupos de presión que condicionen su operatividad.

No vamos a entrar a valorar estas premisas, pero si creemos que puede defenderse que, especialmente cuando solucionar los problemas no sea una opción sino una necesidad, mecanismos que allanen el camino para la introducción de políticas eficaces y que faciliten el cumplimiento de los objetivos deben plantearse si son la alternativa más eficiente y más operativa, lo que en absoluto quiere decir que se dé prioridad a criterios economicistas frente a otros de tipo ético. Ni siquiera es una aproximación consecuencialista si aceptamos que, como apuntábamos anteriormente, si se da la información suficiente a los agentes afectados, las políticas

pueden contribuir a cambiar actitudes, y no sólo conductas, y a abrir sendas para generar normas sociales para que los nuevos planteamientos se mantengan en el futuro. Además, como hemos insistido en numerosas ocasiones, ni es siempre imposible conjugar los objetivos de eficiencia y equidad ni tampoco es necesario elegir de forma excluyente entre ellos cuando no lo sea. Planificar con atención el diseño de las políticas, anticipando sus efectos, habilitando mecanismos de corrección y conjugando los diferentes instrumentos para conseguir así transmitir los valores medioambientales que permitan gestionar desde la responsabilidad los problemas medioambientales y la gestión de los recursos, puede ser un avance de nuestras sociedades hacia la sostenibilidad, en un sentido amplio, y hacia unos niveles mayores de participación democrática. La puesta en marcha de políticas medioambientales puede ser una oportunidad para mejorar nuestra sociedad en su conjunto y favorecer la participación de todos, ciudadanos, empresas y Estado, en la consecución de fines compartidos. Incluso en el contexto internacional el carácter global de algunos problemas medioambientales supone un reto pero representa también una oportunidad para conseguir acuerdos que nos permitan avanzar en común y estrechar los vínculos entre las diferentes naciones.

Sistemas al principio del proceso vs sistemas al final del proceso: *¿En qué fases del proceso productivo deben incidir las políticas?*

Las políticas medioambientales pueden focalizarse en diferentes fases de los procesos productivos y consuntivos. Las medidas pueden colocarse desde el momento en que el bien gravado se produce hasta el momento de su consumo o, incluso, de su deshecho y, en este sentido, los sujetos pasivos u obligados por las medidas pueden ser desde grandes empresas considerando los principales sectores productivos, pequeñas o medianas empresas en ámbitos de producción, distribución o venta hasta los consumidores o usuarios finales de los bienes. Asimismo, como es evidente, el responsable legal del tributo, el comprador del permiso o el sujeto a la regulación puede no ser el que en realidad soporte los costes financieros de la intervención, en función del grado de traslación de los costes inducidos hacia adelante o hacia atrás y el rebote de sus efectos en mercados relacionados. La principal ventaja de situar la ejecución de los instrumentos en las primeras fases es que se facilita su administración por afectar a un menor número de agentes aunque también, en otros casos, es el hecho imponible el que determina si es más sencilla la administración en uno u otro momento del ciclo. Por ejemplo, en el caso de la contaminación del aire, si se van a gravar las emisiones será más fácil hacerlo con un mercado de permisos corriente arriba o en fases intermedias, cuando la emisión se produzca, mientras que un impuesto sobre las emisiones parece más difícil de introducir, por oposición en dichos sectores o por la mayor dificultad para habilitar

periodos de transición, y además no está tan claro el nivel de reducción que se vaya a conseguir. Asimismo, con los permisos las empresas revelan su estructura de costes y se adaptarán de forma más eficiente a las restricciones. Por otra parte, por ejemplo en el sector del transporte, un impuesto sobre las emisiones sería mejor para internalizar las externalidades de forma óptima, por ejemplo corriente arriba a través de un impuesto sobre el contenido de carbono, mientras que en los impuestos sobre los productos, como el carburante, el objetivo medioambiental queda más desdibujado, pero estos últimos son más fáciles de introducir y administrar. Así, en términos generales, parece que los sistemas de permisos pueden funcionar mejor en las primeras fases y los impuestos en las últimas, con las salvedades apuntadas: el impuesto sobre la externalidad ofrece a las personas tanto la información para adoptar las decisiones correctas como los incentivos para llevarlas a cabo y en los mercados de permisos se descubre el verdadero coste de reducción. Cada instrumento tiene una ventaja diferente en cuanto a la eficiencia.

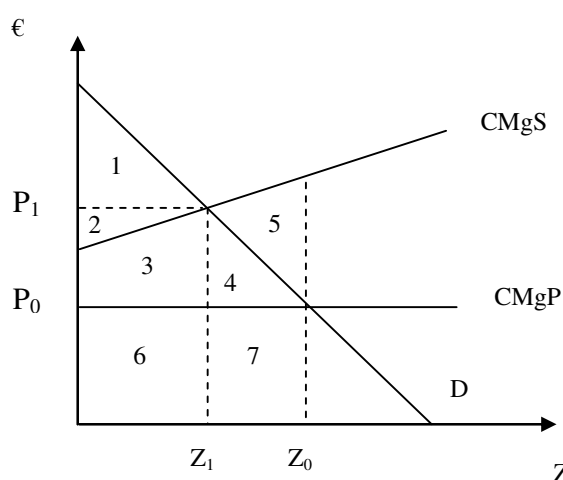
Los mercados de permisos, como hemos explicado en partes anteriores del capítulo, también se pueden fijar al final del proceso, corriente abajo, para acercar el foco de la política a los ciudadanos. Las ventajas de este planteamiento, relacionadas con su percepción, efectos distributivos bastante neutrales o incluso progresivos, y su potencialidad para cambiar actitudes, por acercar la responsabilidad al usuario final, choca con la dificultad en su administración y los costes de su implementación. Un impuesto con devolución per cápita tendría similares efectos distributivos pero sería más fácil de aplicar al utilizar el sistema existente para su aplicación (también en el reciclaje). Un sistema corriente arriba con reciclaje también, aunque tampoco es ideal en cuanto a promover el cambio de actitudes.

Efectos distributivos de las normas vs impuestos vs permisos: *¿Cuáles son las políticas superiores desde el punto de vista de la distribución de sus efectos financieros?*

Si solamente nos centramos en los efectos distributivos iniciales de las políticas, como ya hemos visto, resulta bastante inmediato establecer su incidencia a corto plazo. Vamos a resumirlo adaptando el ilustrativo gráfico de Fullerton (2001) del mercado de emisiones que ya hemos utilizado en partes anteriores del trabajo, de forma similar a Kristrom (2006), para comparar las diferentes políticas en el caso de una intervención para las reducir emisiones contaminantes. En un proceso productivo para producir un bien de consumo se grava el factor contaminante (las emisiones Z). Asimismo asumimos que la política, en cualquiera de sus alternativas, supone un encarecimiento idéntico del factor contaminante y que se repercuten los costes inducidos completamente en el consumidor de forma que los precios del bien que éste soporta aumentan desde P_0 hasta P_1 , con lo que se consigue internalizar de

forma completa la externalidad con la intervención. Por simplicidad, supongamos que el coste marginal privado es constante y que el volumen de contaminación por unidad de producto es fija, de forma que la demanda del bien producido coincide con la demanda del factor contaminante, el que es gravado, y por tanto la curva de ingreso marginal de la contaminación coincide con la demanda del factor gravado y con la demanda del bien producido. Como ya hemos explicado un gráfico similar en partes anteriores del trabajo nos vamos a limitar en este momento a establecer las principales diferencias entre las distintas políticas con asumiendo de que todas consiguen internalizar completamente la externalidad.

Gráfico 4.6. Efectos distributivos iniciales de una reducción en el nivel de emisiones: comparación entre instrumentos.



Como vemos en el gráfico 4.6. antes de la intervención en el nivel inicial de contaminación, el nivel Z_0 , el excedente del consumidor vendría determinado por el área $(1+2+3+4)$, los costes privados asociados a ese nivel se representan en el área $(6+7)$ y los costes sociales totales en la $(3+4+5+6+7)$. El coste asociado a la protección, bajo estos supuestos, estaría representado por la pérdida del excedente del consumidor $(2+3+4)$, los beneficios medioambientales por $(4+5)$, por lo que los costes sociales en Z_1 se reducen hasta $(3+6)$ y el incremento neto en el bienestar sería, por lo tanto, 5.

Cuadro 4.2. Efectos distributivos iniciales de las políticas medioambientales

	CONSUMIDORES	EMPRESAS	INGRESOS PÚBLICOS	MEDIOAMBIENTALES	GANANCIA NETA DE BIENESTAR
REGULACIÓN DIRECTA	$-(2+3+4)$	0	0	4+5	5
IMPUESTO MEDIOAMBIENTAL	$-(2+3+4)$	0	2+3	4+5	5
PERMISOS GRATUITOS	$-(2+3+4)$	2+3	0	4+5	5
PERMISOS SUBASTADOS	$-(2+3+4)$	0	2+3	4+5	5

El cuadro anterior, basado en Kristrom (2006), refleja los efectos para los consumidores, las empresas y los ingresos públicos. La principal diferencia radica en que las rentas de escasez, representadas por el área (2+3), no se producen en la primera alternativa, se capturan por el Estado en los impuestos y permisos subastados y se retienen en las empresas si el reparto de cuotas es gratuito.²⁵¹

Obviamente los efectos anteriores variarán si algunos supuestos se alteran. Por ejemplo, si la curva de oferta tiene pendiente positiva el excedente del productor también se reduce y parte del coste de la política recaerá en los oferentes, si los precios están regulados (como es frecuente en algunos sectores como el eléctrico) la traslación al consumidor no se produciría y lo harían solo en parte si las empresas tienen poder de mercado. Asimismo, si se trata de un sector con tecnologías múltiples con diferentes efectos medioambientales y con diferentes costes (de nuevo el eléctrico podría ser un ejemplo) parte de los costes se desviarían en la entrada de las tecnologías más caras y menos contaminantes.

Los efectos distributivos desde la perspectiva personal variarán en función de cuál sea el reparto de los costes financieros de la intervención entre las familias (en tanto que agentes consumidores pero también como propietarios de empresas y oferentes de trabajo) y también de los beneficios de la intervención. Ambos, costes y beneficios, se pueden repartir de forma proporcional, progresiva o regresiva aunque el reparto de los beneficios no suele estimarse en los estudios, con escasas excepciones, y se asume que todos los individuos se benefician por igual o en función de su nivel de renta de forma proporcional.²⁵²

El resultado global de la política vendrá determinado por la distribución, en función de la capacidad económica de los individuos, de los costes financieros, tanto los derivados de la subida en los precios de los bienes afectados directamente por la política como del resto de productos que se vean asimismo afectados de forma indirecta. Este efecto, a su vez, dependerá de los patrones de consumo y de la capacidad de reacción ante los cambios que provoque la norma, el impuesto o el sistema de permisos, en función del nivel de renta así como del cambio en la remuneración factorial. Considerar los efectos en los mercados de factores, excepto en el caso del reparto gratuito, suele suavizar las consecuencias regresivas aunque requiere, asimismo un análisis específico. El reparto de los costes debe tener en

²⁵¹ Merece la pena señalar que, en caso de las políticas descentralizadas, se produce en realidad un desplazamiento de la demanda a la izquierda, con lo que el precio podría reducirse a la par que se producen mejoras medioambientales. Un avance tecnológico, que hiciera decrecer las emisiones por unidad de producto, también se representaría con un desplazamiento hacia la izquierda de la curva de ingreso marginal.

²⁵² En el próximo epígrafe trataremos sobre este aspecto.

cuenta también las rentas de escasez: si estas se retienen por el Estado hay que analizar los efectos del destino de los nuevos fondos mientras que si se quedan en las empresas los únicos efectos que hay que considerar son los directamente derivados de la aplicación de la política. La afección al gasto público general no tendría un efecto compensador identificable, mientras que la distribución en forma de transferencias de tanto alzado iguales para todos, tanto en el supuesto de los permisos como de los impuestos, es la opción más progresiva. Los efectos netos pueden ser positivos, si incrementa el bienestar, o negativos en caso contrario, pueden suponer, en ambos casos, un aumento o una reducción en la desigualdad y el análisis de la pobreza requeriría un estudio separado porque, incluso en caso de ganancias netas de bienestar para todos los grupos de renta pueden producirse pérdidas netas para algunas familias de forma individual.²⁵³

Eficiencia vs equidad en el diseño de las políticas: *¿Deben abandonarse o reformarse las políticas más eficientes para corregir los efectos distributivos?*

El núcleo de este debate no es si la política medioambiental debe obviar o no sus efectos distributivos, algo que a nuestro juicio no tiene sentido cuestionarse ya que todas las políticas, por supuesto las medioambientales, deben evitar generar conflictos entre fines superiores, y relacionados, como la equidad y el desarrollo sostenible. La cuestión que planteamos es si estos efectos deben ser un criterio determinante en la elección de un instrumento (o condicionar su diseño) o si se debe optar siempre por las medidas más eficientes y dejar a otras herramientas más apropiadas la compensación. En el primer caso se señala que a veces será necesario abandonar la introducción de instrumentos eficientes por razones vinculadas a la justicia distributiva mientras que, desde el segundo enfoque, cada instrumento debe dedicarse a la satisfacción del objetivo al que mejor responda, lo que implica que las consideraciones distributivas no tienen que tratarse como parte de las políticas medioambientales sino desde otras perspectivas. Tal y como hemos defendido en estas páginas, estos planteamientos podrían conjugarse, al menos en ciertos casos y al menos hasta un cierto nivel, con una interpretación integral y coherente de los diferentes instrumentos de intervención pública.

La necesidad de considerar los efectos distributivos de las políticas medioambientales se debe a dos motivos: uno de tipo ético, relacionado el riesgo de cargar desproporcionadamente sus costes financieros en la parte de la población con menor capacidad económica, y otro de índole práctica, para facilitar su

²⁵³ No olvidemos, en cualquier caso, que el efecto globalmente considerado debería también tener en cuenta el beneficio que se deriva de la mejora medioambiental que debería compensar los costes, si estos finalmente se producen.

implementación. En este último aspecto creemos que las políticas medioambientales deben explicarse correctamente y la información tanto sobre su conveniencia como respecto de sus efectos no debe ser una opción sino un requerimiento en su planificación. El periodismo medioambiental, que se ha desarrollado mucho en los últimos años sin duda por la actualidad de muchos de los problemas medioambientales más graves, contribuye a la difusión conjunta de las propuestas y su motivación. No es infrecuente que los artículos que informan de nuevas actuaciones en materia medioambiental se acompañen, muy acertadamente, con las últimas evidencias sobre los costes asociados al problema que se desea resolver. Insistir en esta línea, desde las salas de prensa de los organismos públicos e instituciones relacionadas con las iniciativas medioambientales es, sin duda, una medida muy conveniente y necesaria. En este sentido los instrumentos más impopulares pueden también aceptarse socialmente si existe una mayor conciencia de los problemas y una mayor información sobre sus soluciones. Medidas como las explicadas en los epígrafes previos, como los diseños con neutralidad distributiva, podrían servir al propósito de conjugar los objetivos de eficiencia y equidad con los mejores instrumentos en cada caso, contemplando también los supuestos de inequidad horizontal, pero sólo si las medidas se explican como un todo será posible que se acepten por una mayoría social. Así, el efecto regresivo de algunas propuestas no sería un inconveniente insalvable si los individuos perciben la magnitud del problema, y con ello valoran los instrumentos que lo resuelvan, y aprecian que ese esfuerzo será compensado tanto con otras medidas económicas de una forma justa como con mayores niveles de calidad medioambiental. Lo interesante es que las políticas ofrezcan una señal, informen del problema y, a la par, establezcan un sistema de incentivos para solucionarlo: de este modo se consigue tanto cambiar los comportamientos como, lo que es más importante, las actitudes hacia los problemas medioambientales.

El problema de los afectados en el grupo de pobreza si requeriría, a nuestro juicio, un tratamiento específico, aún a riesgo de beneficiar a algunos individuos que quizás no deberían ser receptores de la compensación atendiendo a su capacidad económica. Este coste no debe impedir llevar a cabo medidas que eviten complicar adicionalmente las condiciones de vida de aquellos más desafortunados. Las políticas compensatorias podrían ir en tres direcciones: en primer lugar, para compensar a los trabajadores con salarios en el rango medio-bajo puede ser suficiente un incremento en el mínimo exento del IRPF, pero para los asalariados con ingresos bajos o muy bajos serían necesarias medidas adicionales, como los complementos salariales. En el caso de las familias en situación de privación serían requeridos programas específicos, como parte por ejemplo de los de renta mínima. Para los jubilados con pensiones bajas las ayudas directas serían una opción aconsejable. En todos los casos, además, creemos que los programas que incrementen la eficiencia energética y la gestión sostenible de los recursos en estos

colectivos deberían ser una prioridad para asegurar que los requerimientos medioambientales futuros, quizás más exigentes, no agraven su situación. Adaptaremos estos comentarios, en el próximo capítulo, en la aplicación del esquema de neutralidad distributiva.

Cuadro 4.3. Comparación entre los instrumentos de política medioambiental

	Voluntario vs coercitivo	
<i>Superioridad en un plano moral</i>	Si, porque implica un cambio de actitudes	El cambio de comportamiento que promueven puede ser un primer paso
<i>Certeza en los resultados</i>	No, porque se trata de una aproximación descentralizada	Si en ciertos instrumentos, mayor seguridad en otros
<i>Facilidad en la administración</i>	Si, no requieren fiscalización pero si voluntad pública y privada	No siempre, requieren fiscalización
	Regulación vs incentivos	
<i>Eficiencia</i>	Pueden ejercer control cuando hay un riesgo fuerte de deslocalización	Más eficientes en general y en un sentido dinámico
<i>Facilidad en la administración</i>	Si, su implementación es más sencilla aunque requieren fiscalización	Requieren instituciones ad hoc que pueden no existir y requieren fiscalización
<i>Aceptación pública</i>	Mayor familiaridad de los agentes, menor percepción de los costes	Menor aceptación en general por falta de conocimiento
<i>Efectos distributivos</i>	Si, no cabe compensación	Si, se puede habilitar compensación
<i>Flexibilidad</i>	No, carácter dicotómico y rigidez	Si, susceptibles de adaptación
<i>Superioridad relativa</i>	Cuando las señales de precio no funcionan o variación en los daños	Cuando sea necesario contar con ingresos para habilitar compensaciones
<i>Problemas en el diseño</i>	Si no hay información suficiente para fijar el nivel requerido	Dificultad para fijar de forma exacta el precio o la cantidad óptimos
	Mercados vs impuestos	
<i>Facilidad en la administración</i>	Requiere la creación de un nuevo conjunto de instituciones	Utiliza sistemas preexistentes, transparentes y simples
<i>Aceptación pública</i>	Poca familiaridad, menor percepción de los costes, más atractivos para las empresas	Más fáciles de entender, poco populares
<i>Efectos distributivos</i>	Si, pueden compensarse si se subastan en parte	Si, pueden compensarse con reciclaje
<i>Incertidumbre</i>	Sobre el coste final, problemas con inversión a largo plazo	Sobre el resultado final, problemas con cumplimiento del objetivo medioambiental
<i>Superioridad relativa</i>	Cuando hay pocos sujetos, cuando el objetivo sea urgente, en contexto internacional	Cuando hay atomización del mercado o riesgo asociado a volatilidad
<i>Problemas en el diseño</i>	Competitividad si se subastan las cuotas, deslocalización. Compensación con reciclaje	Competitividad, deslocalización. Compensación con reciclaje
<i>Aspectos discutibles</i>	Comprar el derecho a contaminar	Poder pagar por contaminar

Integración de los elementos distributivos en la valoración del beneficio: ¿Es posible realizar un análisis coste-beneficio en las políticas medioambientales??

En partes anteriores de nuestro trabajo nos hemos referido sólo de forma incidental al reparto de los beneficios medioambientales derivados de la aplicación de las medidas aunque parece obvio que un análisis completo de las políticas, y especialmente si se consideran sus efectos sociales, debería tener en cuenta tanto la distribución de los costes financieros asociados a la implementación de los instrumentos como de los beneficios derivados de su aplicación. Este tipo de análisis integral no es en absoluto frecuente y los estudios se han centrado normalmente o en la distribución de los costes o en aspectos parciales relacionados con los resultados, por la dificultad añadida asociada a una evaluación precisa del conjunto de los beneficios.

Como hemos analizado en este trabajo los cambios distributivos derivados de una posible regresividad de los instrumentos de política medioambiental pueden ser discutibles desde un punto de vista normativo, de acuerdo con los principios de equidad en un sentido vertical y horizontal. Desde otro punto de vista, si además los más pobres sufrieran en mayor medida los problemas medioambientales mientras que los beneficios derivados de las políticas medioambientales se repartieran directamente en función del status económico, el principio de la equidad vertical también se vería afectado en esta otra dimensión. Del mismo modo, si familias con un nivel económico similar tuvieran acceso a niveles de calidad medioambiental diferentes por características que no justificaran esa diferenciación o incluso en un contexto dinámico, la equidad horizontal quedaría, asimismo, afectada.

En primer lugar, como hemos subrayado en partes anteriores de nuestro estudio, la estimación precisa de los daños medioambientales y de la incidencia de las políticas en los mismos es difícil de calcular monetariamente. Aunque existiera evidencia sobre los daños que evitaría la política medioambiental medidos en magnitudes físicas, su traducción en valores monetarios no es inmediata y es, asimismo, complejo determinar *ex post* qué hubiera sucedido si la política no se hubiera ejecutado.²⁵⁴ En muchas ocasiones la única forma de cuantificar los beneficios de las intervenciones económicamente es a través de los métodos de valoración económica de la calidad medioambiental. Aunque la precisión de estas

²⁵⁴ Lo que no quiere decir que no haya estudios que han logrado una cuantificación bastante precisa en este sentido, por ejemplo en la investigación reciente de Chipperfield et al. (2015) se han estimado los beneficios de la aplicación del Protocolo de Montreal y han apuntado el papel determinante que ha desempeñado la prohibición de los CFCs en la reducción del agujero de la capa de ozono y de los niveles de radiación.

técnicas es muchas veces discutible, especialmente cuando se trata de valorar problemas globales con muchas partes implicadas y efectos dinámicos, la investigación científica más reciente ha perfeccionado estos enfoques, principalmente en lo que respecta a métodos indirectos como la *aproximación de la función de producción* y de la *función de producción doméstica* a partir de la estimación de funciones dosis-respuesta con métodos econométricos y existen cada vez más evidencias, por ejemplo, sobre los costes monetarios asociados a la contaminación en las ciudades o sobre los relacionados con la congestión.²⁵⁵ Incluso se han elaborado algunos informes muy exhaustivos, como el proyecto ExternE en la UE, CE (1999), o el informe Stern (2006) que han intentado cuantificar monetariamente los costes externos en el sector energético y los derivados del calentamiento global respectivamente. Obviamente, cuanto más complejo es el problema mayor incertidumbre existirá respecto de los resultados, pero al menos contar con datos razonablemente fiables es cada vez más factible.

El problema de incorporar el reparto de los beneficios en la valoración de las políticas no queda, en cualquier caso, solucionado ya que incluso si contamos con cálculos sobre los daños que puede evitar la política medioambiental aún queda por resolver la cuestión sobre cómo se distribuyen. Se dan, así, dos vías por las que los resultados del reparto en los beneficios podría resultar regresivo: si éstos recaen de forma desproporcionada sobre aquellos que tienen más capacidad económica o si la valoración de la calidad medioambiental crece con el nivel de renta de forma más que proporcional.

En su texto clásico de economía medioambiental Baumol y Oates (1988) reflexionan en profundidad sobre estos aspectos y distinguen dos situaciones: cuando la calidad medioambiental es un bien público, en cuyo caso no existe posibilidad de elección y sólo tendría sentido preguntarse sobre posibles diferencias en la valoración, y cuando no lo es, como los problemas que se manifiestan con un patrón no uniforme. En este último caso, si se asume que las familias con menos recursos viven en medios más deteriorados, se podría inferir también que

²⁵⁵ En estos estudios se evalúa la importancia que los recursos medioambientales (que muchas veces se utilizan de forma gratuita o muy barata) tienen en el proceso productivo. Por ejemplo, en Wang (2002) se estima el valor del agua en los procesos productivos en China o en Barbier (1998) se calculan los costes monetarios derivados de los cambios en las áreas de manglares en el valor de la producción acuícola en México. La variación de la *Aproximación de la función de producción doméstica* trata de estimar valores de bienes medioambientales investigando sobre el uso de medidas defensivas que realizan las personas cuando el bien medioambiental se deteriora o los costes que evitan cuando el bien mejora. Por ejemplo, en términos de ahorro en servicios médicos asociados a la contaminación es un clásico el estudio de Dickie y Gerking (1991).

disfrutarán en mayor medida de los beneficios medioambientales cuando estos se produzcan. Varias dudas surgen en relación a esta afirmación. En primer lugar es difícil determinar la relación causa-efecto de las políticas y atribuir los daños inferidos a sujetos concretos que permitan asociar las disparidades socioeconómicas con las condiciones medioambientales y, además, valorarlas económicamente con precisión. Además, y aunque lo anterior estuviera claro, el reparto de los beneficios de las políticas no tiene necesariamente que guardar relación directa con la distribución previa de los daños. En tercer lugar es la valoración del cambio y no el cambio en sí mismo lo que afecta al bienestar y, por último, se pueden producir también efectos en otros mercados con sus propios efectos distributivos. En este último caso, por ejemplo, las mejoras pueden capitalizarse en los precios de los inmuebles y encarecerse los alquileres o repercutir en el mercado de trabajo de algún sector concreto generando desempleo en el mismo. Estos efectos parecen indicar, en un principio, consecuencias regresivas por estar la propiedad de las viviendas concentrada en la parte alta de la distribución y porque resulta más probable que los costes de transición de la política afecten negativamente a los trabajadores de bajo nivel de renta, por su menor flexibilidad en la adaptación a las nuevas condiciones laborales derivada de su formación previa, incluso aunque la política generara empleo en otros sectores.

Una cuestión interesante relacionada con la distribución de los daños que acabamos de mencionar, que conviene clarificar para tener una idea más precisa sobre todos estos efectos, es la relativa a si las fuentes de degradación medioambiental se sitúan en lugares concretos de forma que se perjudique más a grupos socioeconómicos en particular o si más bien esas comunidades acaban, a medio y largo plazo, convirtiéndose en áreas de bajo nivel de renta por la reducción de los precios de la vivienda que se produciría ulteriormente, una vez realizada la intervención. El proceso es el mismo que se detecta con modelos dinámicos de precios hedónicos que estudian los cambios en los precios de las viviendas de alguna zona antes y después de la construcción de grandes infraestructuras, como autovías o aeropuertos.²⁵⁶ Si esta última posibilidad fuera cierta, para casos más generales de fuentes de deterioro medioambiental podría parecer carente de sentido cuestionarse la aceptabilidad de las decisiones en términos éticos. La hipótesis de “votación con los pies” de Tiebout (1956) tiene relación con lo anteriormente expuesto: en el caso de los problemas medioambientales de carácter local, en un espacio o municipio concreto la calidad medioambiental es un bien público, sin embargo no lo es entre todas las localidades, por lo que las familias con más recursos elegirán vivir en aquellas comunidades con mayores niveles de calidad medioambiental mientras que aquellas menos acomodadas se instalarán en los barrios o municipios más

²⁵⁶ Por ejemplo Dekkers y van der Straaten (2009) estudian los efectos sobre el mercado inmobiliario en las zonas que rodean el aeropuerto de Amsterdam.

degradados, atraídos por precios de la vivienda más asequibles o, incluso, por las oportunidades de empleo que surgen precisamente en las inmediaciones de algunas fuentes de degradación medioambiental. Esta hipótesis podría ser explicativa y determinante en la valoración de las medidas aunque, por supuesto, siempre teniendo en cuenta que el derecho a un medio ambiente adecuado es universal y que en todos los lugares se deben respetar los límites que los científicos recomienden.

La preocupación por estos aspectos de desigualdad en cuanto a la exposición a los daños medioambientales y sus causas se ha estudiado muy extensamente en el contexto de los estudios de “justicia medioambiental” principalmente en EEUU.²⁵⁷ No vamos a entrar a valorar los resultados de estos estudios,²⁵⁸ cuyos resultados no apuntan uniformemente en una misma dirección, pero si debemos subrayar, por las razones que hemos señalado anteriormente, las dificultades de extender sus resultados en el análisis sobre la distribución de los efectos sobre el bienestar de las políticas medioambientales, tanto por la escasez de datos que permitan estimar la causalidad de forma precisa como por el hecho de que la distribución de los daños no tiene porqué indicar cuál es la dirección de la distribución de los beneficios una vez la política ha tenido efecto.²⁵⁹

El tema de la valoración de las mejoras en función de las características socioeconómicas también es complejo. Baumol y Oates (1988) afirman que es bastante razonable suponer que, para un individuo medio, la calidad medioambiental sea un bien normal por lo que la demanda de calidad medioambiental diferirá en función del nivel de renta y la disposición a pagar por las mejoras en la calidad

²⁵⁷ De hecho en 1994 se promulgó una Orden Ejecutiva por la que se conmina a todas las agencias federales a tener en cuenta los efectos de sus actividades sobre los estratos de menor nivel de renta y las minorías a través de las *evaluaciones de impacto medioambiental* de acuerdo con el Acta de Política Medioambiental Nacional. El mandato de la Orden es desarrollado de forma minuciosa y exhaustiva: se obliga a todas las agencias federales a desarrollar una estrategia de justicia medioambiental en todos los programas, políticas, planificaciones o regulaciones que afecten a la salud o al medio ambiente. Específicamente se impone la promoción de las leyes relacionadas con la seguridad sanitaria en las comunidades de renta baja o de población perteneciente a minorías, la garantía de la participación ciudadana en los procesos de toma de decisiones, la mejora de la investigación y de la calidad de las fuentes de datos y la identificación de los patrones de consumo de los grupos.

²⁵⁸ Existen numerosas revisiones como, por ejemplo, Pastor (2007) en EEUU o Laurent (2011) en la UE.

²⁵⁹ No queremos decir con esto que no tenga sentido estudiar estos aspectos sino que es difícil trasladar los resultados al análisis concreto de la distribución de los costes y beneficios de las políticas medioambientales. De hecho la aproximación más adecuada en la evaluación del efecto medioambiental de cualquier intervención, en el sentido que sea, debe incorporar todo tipo de aspectos relativos a sus consecuencias sociales, aunque sea de forma cualitativa, y no sólo en el ámbito interno de las regiones o municipios objeto del proceso la valoración, sino incluso en el plano internacional e intergeneracional cuando sea relevante.

medioambiental crecerá en función de ésta, como han apuntado algunas investigaciones.²⁶⁰ La posible regresividad de las intervenciones dependerá de la fuerza de este efecto, en otras palabras, de si la calidad medioambiental es un bien superior. Parry et al. (2005) revisan los estudios que estiman este efecto, por ejemplo aquellos que utilizan el método directo de valoración contingente, en los que se analizan los determinantes de la disposición a pagar, u otros métodos indirectos, como el de los salarios hedónicos por el que se estima la valoración de ciertos riesgos en función de las diferencias salariales en trabajos con distinta exposición y, en su mayoría, los resultados apuntan a una elasticidad-renta positiva pero algo inferior a la unidad.

Por todas estas dificultades los estudios que valoran de forma global los beneficios netos de las medidas son muy escasos y casi todos ellos se han realizado hace décadas, cuando empezaban a considerarse los efectos de las políticas medioambientales. Por ejemplo, en el estudio de Dorfman (1975) se analizan los efectos distributivos conjuntos de los costes asociados a varias normativas y de impuestos finalistas para financiar programas medioambientales en EEUU. Los beneficios asociados se estimaron a partir de ejercicios directos de valoración de la calidad, para obtener estimaciones de la disposición a pagar por las mejoras, y los resultados globales apuntaron hacia una cierta regresividad. Gianessi et al. (1979), siguiendo otros métodos para la estimación de los beneficios basados en el cálculo de índices relacionados con la población expuesta y los niveles de contaminación y estableciendo una relación directa entre los beneficios y las reducciones en las emisiones, no llegan a resultados concluyentes respecto a los efectos del beneficio neto de una normativa de control de la calidad del aire también en EEUU, aunque si obtienen resultados regresivos en la distribución de los costes.

Son, por lo tanto, evidentes las dificultades asociadas al cálculo de la distribución conjunta de los costes y beneficios de las medidas, pero podemos señalar algunas apreciaciones que se pueden realizar al respecto. Si la distribución de los costes de los instrumentos reduce el bienestar, como sucederá en ausencia de medidas compensatorias si la intervención repercute en los precios de los bienes de consumo y genera además excesos de gravamen, la consideración conjunta del reparto de los beneficios podría compensar este efecto, aunque es poco probable

²⁶⁰ Los estudios que se citan sobre patrones de votación por programas medioambientales en función de la renta de Deacon y Shapiro (1975) y Fischel (1979) indican que, efectivamente, la intensidad de la preferencia por los programas medioambientales crece con el nivel de renta. En un estudio más reciente Baiochi et al. (2011) indican un resultado más ambiguo: las emisiones asociadas a los estilos de vida crecen (más que proporcionalmente) con la renta y decrecen con la educación, lo que en cualquier caso no tendría por qué indicar una relación directa con la demanda de calidad medioambiental, aunque si resulta indicativo de las actitudes hacia la misma, aunque también es cierto que las personas con mayor capacidad económica pueden disfrutar de mayores niveles de calidad medioambiental con otro tipo de consumo de bienes superiores.

que invierta sus resultados en caso de ser regresivos. Baumol y Oates (1988) aseguran que, *de acuerdo con la evidencia disponible y conjeturas razonables*, parece que la distribución de las mejoras beneficia más a los que tienen mayor capacidad económica aunque quedan, en cualquier caso, muchas dudas al respecto. Asimismo, sean cuales sean los efectos sobre el bienestar, si las consecuencias distributivas de los costes financieros han incrementado la desigualdad los costes sociales asociados a la misma siguen manteniéndose así como los efectos sobre la pobreza financiera y, en su caso, sobre otras categorías de exclusión como la pobreza energética. Parece realmente muy probable que en los primerísimos estadios de la distribución los cambios positivos en la calidad medioambiental se valoren menos tanto en términos absolutos como relativos y, especialmente cuando los incrementos en los precios afecten a bienes necesarios, las políticas pueden incidir de forma desproporcionada en dichos colectivos. La pobreza es el problema social más grave, sin duda, pero no se deberían aplazar políticas necesarias, y que también benefician a los más pobres, sino anticipar estos efectos e incorporar también estas consideraciones en el diseño de las políticas, tanto porque es lo más adecuado normativamente como para asegurar su viabilidad.

El hecho de que sea necesario tener en cuenta estos aspectos no tiene porqué suponer que la política medioambiental deba limitar su potencial en cuanto a su objetivo principal por tener que añadir consideraciones redistributivas en su diseño, sino que éstas podrían realizarse, al menos parcialmente, a través de otras herramientas más adecuadas al efecto, pero considerando todos los instrumentos en su conjunto. Como veremos en el siguiente capítulo, cuando expliquemos el esquema de neutralidad distributiva aplicada a la introducción de impuestos medioambientales, es necesario considerar los beneficios además de los costes de las políticas para intentar calcular los ajustes necesarios para que tras su introducción los niveles de utilidad se mantengan constantes. En algunos estudios, por ejemplo Williams (2005), se asume que las mejoras se pueden imputar de forma proporcional a la renta después de impuestos. Esta aproximación no es muy arriesgada y aunque se considere en principio esta asignación, siguiendo el esquema de neutralidad distributiva se pueden también considerar, en lo posible, varias estimaciones para comprobar la robustez en los resultados. En las propuestas que se realizarán defenderemos este esquema precisamente como eso, una estilización que podría servir como base para introducir las políticas que se estimen necesarias de la forma menos traumática posible teniendo en cuenta el sistema preexistente. En el modelo teórico, por ejemplo, explicaremos como el cálculo de la cuantificación de la mejora de la política, como supone la aplicación de impuestos pigouvianos, se deduce directamente del modelo, aunque, como vimos, es posible extender el planteamiento a impuestos inferiores. Asimismo si, como también sugeriremos, se realiza una incorporación secuencial, se podrían estimar los beneficios de las políticas con mayor precisión, aunque siempre interpretando los resultados con cautela por las

dificultades en la aplicación de este tipo de inferencia, pero al menos si es cierto que permitiría contar con indicadores más precisos. Conocer los datos exactos es imposible, por las múltiples razones expuestas, pero tomar la compensación de forma aproximada contribuirá a que, si bien todas las ventajas del esquema no se podrán conseguir exactamente, al menos se corregirán sus peores efectos. El reparto proporcional al nivel de renta, en el caso de reformas globales que conseguirían mejoras ambientales bastante uniformes probablemente, simplemente se estaría asumiendo que los beneficios están relacionados con la renta de forma positiva, que la calidad medioambiental es un bien normal y que la disposición a pagar por las mejoras crece de forma proporcional con el nivel de renta. Es una opción conservadora y poco arriesgada que, en cualquier caso, se puede también tomar de forma aproximada o se puede variar para considerar elasticidades renta de la demanda de calidad medioambiental inferiores a la unidad. Como veremos, bajo ciertos supuestos bastante verosímiles, en el caso de reformas globales, el planteamiento se sostiene aumentando la progresividad de la imposición directa.

La idea fundamental, en cualquier caso, es que si la política medioambiental se juzga necesaria se pueden introducir instrumentos eficientes minimizando sus posibles efectos negativos sobre la competitividad, la oferta de trabajo o la distribución de la renta si se incorpora de forma neutral y se usan los ingresos derivados en el sentido expuesto, sin olvidar que, en caso de perjuicio a las familias con menor nivel, se deberían asimismo acomodar medidas *ad hoc* para evitar que su bienestar se vea afectado.

Una imputación de los beneficios proporcional al nivel de renta se puede justificar, asimismo, desde el punto de vista del origen de los problemas, lo que se ilustra muy bien considerando los problemas medioambientales globales. Pudiera parecer que las cuestiones sobre la distribución de las mejoras se reducen al ámbito local, ya que los individuos pueden escapar de las fuentes de degradación medioambiental o disfrutar de los beneficios simplemente cambiando de residencia, sin embargo, y aunque al fin y al cabo en el caso de bienes públicos globales todos los individuos tenemos acceso al mismo nivel de calidad, no significa ni que los problemas nos afecten a todos por igual ni que tengamos la misma responsabilidad en su generación. Pensemos por ejemplo en el calentamiento global: quiénes han provocado la degradación medioambiental son los países más ricos donde llevamos décadas utilizando el medio ambiente como recurso productivo. El debate en este ámbito aparece de forma recurrente en todas las cumbres internacionales sobre el cambio climático: los países más pobres exigen compensaciones por el coste de oportunidad que supondría para ellos adaptarse a las exigencias necesarias para combatir un problema que ni ellos han creado ni del que se han beneficiado hasta ahora, al menos no en la misma medida. Por este motivo se legitima y se apoya desde los organismos internacionales que los países más industrializados compensen

a los más pobres, aceptando mayores cuotas de reducción de emisiones (de forma relacionada con la capacidad de los países) y a través de la transferencia de tecnología o con los mecanismos de desarrollo limpio. Dentro de cada país en particular estas situaciones son menos explícitas, aunque es probable que también se haya producido un efecto similar en el pasado, lo que justifica que, como mínimo, los costes asociados a la política medioambiental no se repartan de forma regresiva o que la imputación de los beneficios se haga de forma relacionada con el nivel de renta.

CAPÍTULO V

INCORPORACIÓN ÓPTIMA DE LOS INSTRUMENTOS ECONÓMICOS DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL EN LAS POLÍTICAS PÚBLICAS INTEGRANDO CONSIDERACIONES DISTRIBUTIVAS

5.1 EFICIENCIA, EQUIDAD Y CALIDAD MEDIOAMBIENTAL: LAS DIMENSIONES DEL DESARROLLO SOSTENIBLE EN EL DISEÑO DE LA POLÍTICA MEDIOAMBIENTAL

En los últimos años se han producido avances muy significativos en la aplicación de políticas medioambientales y, de forma particular, el enfoque normativo ha contribuido decisivamente a la consecución de logros medioambientales muy importantes en diversas áreas, como hemos tenido ocasión de revisar en este trabajo. Sin embargo, de forma global, la gestión de los recursos naturales está aún lejos de ser óptima y queda un largo camino por recorrer para alcanzar niveles de calidad medioambiental suficientes para asegurar que el desarrollo económico sea sostenible. En este sentido es evidente que la creciente concienciación social e institucional sobre la necesidad de paliar problemas tales como el cambio climático contribuirá a que, en el futuro más inmediato, se profundice en la incorporación de nuevas iniciativas legislativas, pero también de otros instrumentos como aquellos de naturaleza económica, que faciliten alcanzar objetivos más ambiciosos.

A nivel nacional los diferentes elementos de la intervención en materia medioambiental deben coordinarse entre sí y con el resto de políticas públicas y, asimismo, en el tratamiento de aquellos problemas que exigen la adopción de medidas en una escala internacional es necesaria la armonización de las políticas, tanto para conseguir una mayor efectividad medioambiental como para mitigar los efectos diferenciales sobre la competitividad o sus consecuencias regresivas desde el punto de vista territorial. Que los resultados en el control de la calidad medioambiental sean satisfactorios dependerá, principalmente, del grado en el que los poderes públicos sean capaces de diseñar las intervenciones de forma que sean socialmente aceptadas y se minimicen sus costes distributivos y de eficiencia, de la coordinación entre los diferentes instrumentos y de la evolución en los compromisos adquiridos internacionalmente.²⁶¹

Los instrumentos económicos de política medioambiental podrían desempeñar una función muy importante en este contexto. En primer lugar, en cuanto a los objetivos principales de la política económica, el desarrollo sostenible tienen una triple vertiente: económica, social y medioambiental. La intervención pública debe procurar un crecimiento económico sostenido, que contribuya a elevar el nivel de vida y la prosperidad de los ciudadanos, junto con la justicia social y el respeto al medio natural como fines prioritarios. Un diseño adecuado de estas

²⁶¹ En Del Rio y Labandeira (2009) se reflexiona sobre las barreras políticas e institucionales que explican, en concreto en España, por qué resulta complicado en la práctica introducir instrumentos de mercado de política medioambiental desde una perspectiva institucional.

intervenciones podría ser clave para la integración de estos fines y, así, asegurar la sostenibilidad social y ecológica de nuestros modelos productivos y nuestras formas de vida. Las políticas medioambientales están, en este sentido, tan justificadas como lo están las que se diseñan para procurar la equidad distributiva o la eficiencia económica. Además, la conjugación de estos objetivos no tiene por qué ser traumática: por ejemplo, por sus características propias, ciertos tributos medioambientales suelen ser bastante neutrales en sus efectos y corrigen fallos de mercado por lo que, en concurso con las otras figuras, pueden resultar adecuados para incrementar la eficiencia del sistema en su conjunto, especialmente si facilitan la reducción de otros impuestos más distorsionadores o si se reciclan los ingresos con objetivos sociales.

En aquellos sectores en los que también se puedan aplicar, como en el caso de las emisiones contaminantes, los sistemas de permisos transferibles (subastados), cuyos resultados son muy similares, se podrían usar de forma complementaria o sustitutiva siempre y cuando, en conjunto, se igualen los costes marginales para todas las fuentes. En este sentido la coordinación entre ambos tipos de medidas resultaría muy conveniente ya que, por ejemplo, si en el control de las emisiones contaminantes los mercados de permisos de emisión se restringen al sector industrial, o a parte del mismo, quedan importantes áreas fuera de control, como el transporte, la calefacción o el alumbrado (los denominados sectores difusos) que se pueden regular por la vía fiscal. Asimismo, si existe incertidumbre sobre los costes de conseguir objetivos expresos o sobre la magnitud de los daños medioambientales, una combinación de instrumentos de precio y de cantidad podría ser adecuada teniendo en cuenta, además, que estos instrumentos permiten el ajuste de sus parámetros en el tiempo, lo que puede resultar muy conveniente para incorporar nuevas evidencias sobre los daños o los costes asociados a su reducción. Por lo tanto, como ya hemos defendido en ocasiones anteriores, una combinación de medidas podría ser la mejor opción para incorporar objetivos medioambientales en las políticas públicas.

Sin embargo, como venimos subrayando en nuestro trabajo, a pesar de sus méritos relativos los impuestos medioambientales siguen representando un papel secundario en el desarrollo de las políticas, si excluimos a aquellos que recaen sobre la energía y el transporte y que no se han inspirado, en términos generales, en principios ecológicos. Asimismo, por escasez de datos u otras razones políticas o técnicas, con frecuencia no se ha tenido en cuenta la información necesaria para que su diseño responda a la internalización precisa de las externalidades que realmente se producen y, en demasiados supuestos, se han incorporado elementos tributarios vagamente definidos de forma descoordinada, lo que incrementa los costes inherentes a la carga fiscal sin conseguir avances significativos en la calidad medioambiental. En este sentido Fullerton et al. (2010) señalan que el carácter

parcial y difuso de muchas iniciativas de política medioambiental, diseñadas con demasiadas excepciones en su aplicación, no ha contribuido a que su efectividad se haya desarrollado en todo su potencial como, por ejemplo, demuestran empíricamente Morley (2012), en su estudio sobre los efectos medioambientales de las iniciativas fiscales europeas, o Mirrless et al. (2011) en su propuesta de reforma tributaria en el Reino Unido.

Las causas que subyacen a este alcance limitado de la tributación ecológica, como también hemos apuntado en diversas partes de este trabajo, son de naturaleza política, social e institucional. En primer lugar la incorporación de impuestos o de mercados no gratuitos se enfrenta a serias dificultades, tanto por la oposición en los sectores afectados como por la percepción, al menos a corto plazo, de merma en la competitividad y sus efectos negativos sobre el crecimiento y el empleo, de ahí que en épocas de crisis la aplicación de estos instrumentos o su reforma sea más difícil.²⁶² La falta de información veraz y extendida, tanto de la magnitud de los problemas medioambientales como de los efectos de las medidas paliativas, contribuye aún más a esta visión negativa. Los poderes públicos, por su parte, prefieren mecanismos ya conocidos, tradicionales y menos *exóticos*, como las regulaciones. Los impuestos finalistas, que podrían dirigirse de forma directa a reforzar el carácter medioambiental de las medidas o a otros tipos de reciclaje, no suelen ser tampoco muy populares en la práctica tributaria. Además, en otras ocasiones, su incorporación para financiar otros bienes, como la sanidad, no se ha justificado suficientemente y para muchos ciudadanos se ha tratado, más bien, de elaborar nuevas formas de recaudación, lo que tampoco ha contribuido a la popularidad de estos planteamientos. La coordinación entre los diferentes mecanismos choca, asimismo, con el problema de los diferentes niveles competenciales de las intervenciones de tal forma que, por ejemplo, en la UE el mercado de permisos de emisión se regula a nivel comunitario, las accisas energéticas en el nacional y muchos impuestos medioambientales (o supuestamente medioambientales) en el ámbito regional o local.

Las objeciones éticas, como venimos insistiendo en este trabajo, suponen también una importante limitación. Así, si bien la tributación directa es la óptima para conseguir objetivos redistributivos, no es fácil incorporar impuestos

²⁶² Se han escrito artículos realmente interesantes sobre los efectos de de las crisis económicas sobre las políticas medioambientales como del Rio y Labandeira (2009) y Jones y Keen (2011) en los que se ponen de manifiesto los efectos negativos de las recesiones sobre la incorporación de medidas de política medioambiental eficientes a largo plazo. En del Rio y Labandeira (2009) se señala en positivo, asimismo, cómo la incorporación de medidas que aboguen por una transición hacia un modelo productivo más sostenible podría contribuir a generar crecimiento de modo que la crisis podría interpretarse en términos de oportunidad. No parece que esta receta se haya aplicado en muchos países a lo largo de la última crisis, quizás con la excepción de los EEUU.

potencialmente regresivos si los impuestos sobre la renta u otros directos no son suficientemente eficaces en cuanto a la progresividad de sus resultados. De ahí que en los países muy polarizados, donde la cohesión social es débil, la percepción de que un impuesto pueda incrementar la brecha económica o la pobreza entre sus ciudadanos, algo probable en el caso de ciertas intervenciones medioambientales como hemos revisado en profundidad en partes anteriores de este capítulo, hace que su aceptación sea muy complicada y que incluso pequeños cambios en impuestos, tasas o precios públicos generen grandes respuestas sociales.

La solución a este problema pasa por incrementar la progresividad por la vía directa o intervenir en la ejecución de los impuestos o los mercados de permisos para compensar los efectos regresivos. Desde el punto de vista de la optimización del sistema fiscal, y también del objetivo medioambiental, la primera opción podría parecer más adecuada pero su coste económico resulta evidente y, además, el perjuicio sobre las clases más desfavorecidas, fuera del mercado de trabajo y normalmente exentas del pago de impuestos directos, no sería compensado. El problema de la pobreza energética exige, además, intervenciones específicas.

Asimismo, otros argumentos éticos están presentes en el rechazo a algunas políticas, por la señal inapropiada que transmiten, como hemos analizado en el estudio comparado de las medidas. De nuevo parece evidente que una intervención medioambiental efectiva, que puede exigir el uso de estos instrumentos, será al menos percibida como éticamente superior, y más aceptada, si los comportamientos inadecuados se ven como un mal que debemos reconducir en común, lo que exige una responsabilidad compartida entre todos los agentes con una política medioambiental transversal y requiere la coordinación de instrumentos y el establecimiento de instituciones, tanto a nivel nacional como internacional, que planifiquen y repartan las responsabilidades.

En este sentido los efectos distributivos u otras implicaciones en el campo de la equidad deben servir como guía y complemento en la introducción de instrumentos económicos de política medioambiental. Los objetivos de eficiencia y equidad pueden, y deben, ser tratados de forma complementaria y la sensación de un sacrificio compartido es sin duda una señal poderosa para orientar los resultados en la buena dirección. Además, como venimos insistiendo, si los niveles de desigualdad son elevados y la redistribución a través de la imposición directa resulta insuficiente (y ahondar en esta línea pudiera suponer costes elevados en términos de eficiencia) las consecuencias distributivas de los instrumentos de política medioambiental deben ser considerados al mismo nivel que los otros objetivos en su diseño y, especialmente, si a los efectos sobre la equidad vertical se suman otros en el sentido horizontal.

¿Es posible conjugar todos estos planteamientos para mejorar la ejecución de las políticas medioambientales? Recientemente se han propuesto vías para identificar las trayectorias óptimas en la incorporación de estos instrumentos que podrían servir como referencia para contrastar políticas concretas. Evidentemente, aunque el esquema óptimo no pueda trasladarse de forma exacta a la práctica, saber cuáles son los mejores cauces para tender a ese objetivo puede servir para orientar el diseño de las políticas en la dirección adecuada. Tal y como se expone en el informe de Mirrless et al. (2011) el sistema fiscal debe estructurarse para responder a las necesidades generales, minimizando la incorporación de elementos finalistas, y debe ser precisamente un sistema integrado, en el que los objetivos se cumplan en su conjunto sin que de forma individual todos los tributos deban responder necesariamente a todos los objetivos. Debe perseguir, asimismo, la neutralidad, de forma que no se distorsionen en exceso las decisiones de los agentes, y sólo separarse de esta indicación de forma muy justificada, y debe conseguir la progresividad minimizando sus costes asociados. En pocas palabras, debe atender de forma conjunta a los objetivos de eficiencia y equidad.

Parry et al. (2005) identifican tres formas de integrar estos fines con aquellos inherentes a las políticas medioambientales: utilizar funciones de bienestar social (o asignar pesos distributivos), establecer ciertas limitaciones en los efectos (por ejemplo no perjudicar a ciertos grupos sociales) o realizar una aproximación a la política imponiendo que sea neutral desde el punto de vista distributivo. En el artículo anterior se señalan, asimismo, una serie de limitaciones en cada una de estas tres vías: por ejemplo, y respectivamente, la dificultad de elegir la función o las ponderaciones, el carácter demasiado restrictivo de las *líneas rojas* (que podría conducir a resultados poco eficientes) o la dificultad de aplicación práctica de la última opción.

Precisamente la tercera de las posibilidades anteriores, una propuesta teórica con el objetivo de contribuir a una aclaración conceptual en el control óptimo de las externalidades, nos servirá de punto de partida en el análisis que intentaremos completar, a continuación, con aportaciones propias para reflexionar sobre las posibilidades de aplicación de estas ideas en contextos específicos de forma que sea asimismo posible integrar de algún modo las otras dos opciones. En concreto vamos a centrarnos en el diseño óptimo de intervenciones fiscales, en particular de accisas medioambientales, en el ámbito nacional. La relevancia de este tipo de análisis en la actualidad es evidente si tenemos en cuenta que, como hemos señalado, la aceptación de mayores niveles de responsabilidad medioambiental a nivel global exigirá que en ciertas regiones del mundo la política medioambiental se convierta en una de las prioridades de la intervención pública. En áreas como en la UE la puesta en marcha de un mercado de permisos principalmente centrado en el sector industrial y en el transporte aéreo abre la puerta para la introducción de

elementos tributarios a nivel nacional o regional para incluir a otros sectores. Como hemos subrayado clarificar los efectos de estas medidas resulta esencial para orientar en el diseño más adecuado de estas intervenciones y es precisamente nuestro objetivo en esta parte del trabajo, en la que tendremos como referencia principal el modelo de reforma fiscal con neutralidad distributiva de Kaplow.

En Kaplow (2011a), un trabajo reciente que revisa el informe de Mirrless et al. (2011), se explica este esquema que fue planteado inicialmente en Kaplow (2006) y (2008) en el contexto de la fiscalidad indirecta en general y cuya propuesta de reforma es el objetivo original de la teoría. Se expone como ejemplo su extensión a la fiscalidad medioambiental que se desarrolla posteriormente, con una aproximación más formalizada, en Kaplow (2012). Una ampliación a los sistemas de permisos de emisión, para el caso particular de los problemas asociados al cambio climático, se encuentra en Kaplow (2011b).²⁶³ Es importante señalar que ésta es una idea de naturaleza más conceptual que práctica, cuyo objetivo es establecer un marco analítico que sirva para entender mejor algunos aspectos de la tributación y tener así una perspectiva más nítida sobre la procedencia de los diferentes efectos que emergen ante cambios en la imposición indirecta. Este planteamiento, como veremos en las siguientes páginas, puede aplicarse para comprender las implicaciones de algunas políticas y puede servir, asimismo, de referencia para el diseño de intervenciones fiscales medioambientales en el contexto más amplio de reformas tributarias como las que propondremos al final de este capítulo.

5.2 MODELO DE REFORMA FISCAL CON NEUTRALIDAD DISTRIBUTIVA EN EL DISEÑO DE LA FISCALIDAD MEDIOAMBIENTAL

5.2.1 El modelo de neutralidad distributiva: de la tributación indirecta al tratamiento de las externalidades medioambientales

Este modelo, que intentaremos interpretar más adelante de una forma ampliada, parte del principio tributario por el cual la política fiscal se debe diseñar

²⁶³ Williams (2005) aplica el diseño de neutralidad impositiva con el objetivo de deducir el impuesto sobre la gasolina óptimo en los EEUU. Este interesante estudio, al que haremos referencia en otras partes de este capítulo, tiene algunas diferencias con el esquema de Kaplow (2012). En Williams (2005) el objetivo es hallar el impuesto más adecuado en un contexto de segundo óptimo mientras que la propuesta de Kaplow, como veremos, sugiere la idoneidad del impuesto *pigouviano* también en el caso en que este conviva con un impuesto no lineal sobre la renta. En las páginas que siguen intentaremos contribuir al desarrollo de estas ideas integrando en el esquema de neutralidad distributiva de Kaplow otras ideas recientes sobre el análisis del bienestar.

de forma que cada instrumento se emplee en la consecución del objetivo para el que sea más eficiente. En el caso de la fiscalidad indirecta, como demostraron Atkinson y Stiglitz (1980), la uniformidad de los tipos es óptima si el impuesto sobre la renta lo es también, argumento que se extiende en Kaplow (2006) para demostrar que el resultado se mantiene, bajo ciertos supuestos, incluso aunque el impuesto directo no lo fuera, lo que implica derivar las consideraciones distributivas a los instrumentos tributarios de carácter directo, en particular a los impuestos sobre la renta y al sistema de transferencias. Bajo estos supuestos deja de tener una justificación clara la diferenciación de tipos en la tributación indirecta por los posibles efectos regresivos derivados de gravar todos los consumos de forma idéntica.²⁶⁴ Análogamente otros impuestos, como los medioambientales, deben dirigirse también al cumplimiento de sus fines inherentes.

Kaplow (2006) propone, en este sentido, la armonización de los tipos de la imposición indirecta mediante un diseño con neutralidad distributiva por el cual los cambios en el IVA, o el tributo indirecto correspondiente, se compensen con ajustes en el impuesto sobre la renta de tal forma que la utilidad de los agentes se mantenga inalterada respecto a la situación previa a la reforma: el ajuste en el impuesto sobre la renta en cada nivel de ésta permite a los agentes disfrutar de la misma utilidad que antes de la intervención.²⁶⁵ Si se asume que las preferencias son homogéneas (las diferencias entre los individuos solo proceden de sus diferentes habilidades y sus

²⁶⁴ La consecuencia inmediata de este resultado es que las prescripciones de Ramsey sobre imposición eficiente se anulan. La eficiencia del esquema de Atkinson y Stiglitz, con la revisión de Kaplow, implica que la elección de los consumidores no se distorsiona ya que con la uniformidad de tipos los precios relativos tienden a reflejar los verdaderos costes de producción. En términos generales, utilizar la diferenciación de los impuestos indirectos con efectos distributivos añade complejidad al sistema además de no ser muy eficiente en términos prácticos. Por ejemplo, eliminar o reducir el IVA en aquellos bienes que consume la población de menor nivel de renta, a menos que se trate de bienes inferiores, en realidad beneficia en términos absolutos a los que más consumen y no al colectivo al que se quiere proteger, perdiendo así recaudación sin una ganancia clara en la progresividad. La redistribución es mucho más efectiva cuando se realiza a través de la imposición directa.

²⁶⁵ Quizás la denominación de “neutralidad distributiva” pudiera inducir a error respecto de la naturaleza de esta propuesta. Como subraya Kaplow, se trata de mantener la utilidad, lo que requiere un cambio en la esencia del impuesto sobre la renta, en su estructura tarifaria. No se trata de realizar la compensación en forma de devoluciones de tanto alzado iguales para todos (excepto en el improbable caso de que los cambios tuvieran un efecto idéntico para cada familia) ni tampoco para mantener la estructura de la distribución constante. Por ejemplo en Parry (2004) se estudian los efectos de una devolución de este último tipo pero debemos precisar que en este reciclaje, aunque no cambie la distribución, si cambia la utilidad asociada a los diferentes niveles de renta una vez aplicada la reforma al variar sus niveles de gasto neto asociados.

gustos son básicamente iguales) y débilmente separables respecto al trabajo (de forma que no interactúen con su oferta) el resultado es muy atractivo.²⁶⁶

Según esta propuesta de reforma fiscal, tras igualar los tipos del impuesto indirecto se calculan las variaciones en el impuesto sobre la renta que neutralizarían los cambios inferidos por la política para cada contribuyente: algunos deberían ser compensados si previamente consumían bienes sujetos a tipos más reducidos mientras que otros deberían pagar más si los bienes que representan para ellos un gasto mayor han reducido su gravamen. Como el sistema se ha diseñado de forma que, una vez realizadas las compensaciones, los individuos se mantienen indiferentes respecto del *statu quo* los ingresos tributarios aumentarán respecto a la situación inicial. La explicación de este resultado se basa en la concavidad de la función de gasto: como la reforma también anula los efectos sobre la utilidad derivados de la reasignación de bienes en la cesta consumida tras la intervención, ya que los consumidores se adaptarán a la nueva estructura de precios, la compensación en el impuesto de la renta para aquellos que son perjudicados por la medida será menor que la requerida si no se realizaran dichos ajustes en el consumo. Por la misma razón, los beneficiados por la equiparación de tipos, que también se adaptarán a la nueva situación, tendrán que pagar más en el impuesto sobre la renta que si no cambiaran su consumo para mantener asimismo la utilidad constante.²⁶⁷ Así, como

²⁶⁶ El supuesto de separabilidad débil implica que los individuos deciden su cesta de consumo para un nivel de renta neta determinado con independencia del nivel de esfuerzo laboral requerido para obtener dichos ingresos. Las preferencias sobre los bienes son separables respecto de la oferta de trabajo y por ello no interactúan entre sí. Implica que, en la elección de la intensidad del esfuerzo, no importa qué combinación específica de bienes se elige que reporte un concreto nivel de utilidad, sólo es relevante dicho nivel. Resulta evidente que, si esto es así, la diferenciación en los tipos en la imposición indirecta no tiene ningún efecto positivo sobre la oferta de trabajo mientras que sí distorsiona las decisiones de consumo.

²⁶⁷ Es importante tener en cuenta que este esquema implica un cambio hacia un sistema con tipos uniformes. Para los que pierden con la reforma del IVA la compensación inicialmente requeriría hacer posible la combinación de bienes original, pero si tras la intervención el individuo prefiere otra cesta será porque su utilidad es mayor respecto de su elección original con los nuevos precios (la utilidad se reduce porque aumentan los precios pero no tanto como se reduciría de mantenerse la cesta de consumo inicial). En otras palabras, la pendiente negativa de la curva de demanda hicksiana asociada a cada bien precisamente indica que, en el caso de bienes normales, para mantener la utilidad con precios más altos se reduce la cantidad demandada del bien gravado cuando se compensa el efecto sobre la renta: la variación compensatoria asociada será menor que la cantidad monetaria necesaria para hacer posible la adquisición de la combinación inicial a los precios nuevos. La preferencia revelada indicaría una mayor utilidad con la nueva combinación de bienes y precios respecto de la combinación inicial a los precios nuevos, por lo que la compensación que mantendría la misma utilidad que al principio es necesariamente menor a la que se requeriría si no hubiera un efecto sustitución entre bienes cuando cambian los tipos. En el caso de los beneficiados por la reforma pasaría lo contrario y deberían pagar más en el impuesto sobre la renta que lo que sería necesario si mantuvieran la misma combinación de bienes que al principio. Debemos señalar que este resultado se mantiene sea cuál sea el nuevo tipo, si fuera muy bajo

los ingresos fiscales aumentan, sería viable prorratearlos entre toda la población haciendo posible, de forma inmediata, una situación en la que todos estarían mejor que en la posición de partida. La reforma habría promovido una *mejora paretiana*.

Además, con la unificación de los tipos junto con la compensación para mantener la utilidad no se desincentiva el trabajo (ya que la utilidad es la misma): la oferta de trabajo permanece constante ya que el efecto del cambio del impuesto directo sobre ésta compensa, exactamente, el derivado de la reforma original, lo que implica un atractivo resultado también desde el punto de vista de la eficiencia.²⁶⁸ No se dan, tampoco, indeseables efectos distributivos, no importa cuán regresivo sea el resultado inicial. Este esquema permite asimismo clarificar el análisis incluso si la reforma tuviera también objetivos redistributivos, simplemente analizando en primer lugar la versión neutral y procediendo posteriormente a incorporar los cambios deseados.

Es importante subrayar que la neutralidad que se postula se refiere a la utilidad y, aunque en el artículo no se analizan las consecuencias redistributivas (en renta) que sí puede tener el esquema neutral, creemos que resulta realmente interesante, en el contexto de nuestro estudio, precisar el potencial componente redistributivo de la propuesta original. De este modo, la uniformidad de tipos con los ajustes en el sentido sugerido es compatible con un incremento en la progresividad en el impuesto directo sin suponer costes en términos de eficiencia. Por ejemplo, imaginemos que en la situación previa a la reforma la diferenciación en el impuesto indirecto tenía un objetivo social. En este caso al igualar los tipos se perjudica en mayor medida, en términos relativos a su capacidad económica, a aquellos con menor renta por lo que se debería compensar el efecto para mantener la utilidad incrementando la progresividad en el impuesto directo. Este esquema incluso podría contribuir a la par a una mejora paretiana y a una distribución más igualitaria si los ingresos en exceso se prorratean, por ejemplo, en forma de transferencia de tanto alzado. Si aceptamos que, para un mismo nivel de eficiencia y de calidad medioambiental, una situación más igualitaria es preferible desde el punto de vista de la utilidad socialmente considerada entonces el resultado final sería indicativo de un mayor nivel de bienestar global, también por el propio efecto positivo de una mayor igualdad sin costes en términos de eficiencia. Volveremos a reflexionar sobre estos aspectos más adelante. El objetivo que nos planteamos en

simplemente el impuesto directo se incrementaría en general para más contribuyentes, aumentando igualmente la recaudación.

²⁶⁸ Como explica Kaplow (2011) al ser el trabajo débilmente separable de las diferentes formas de consumo, como la utilidad marginal asociada a unidades de renta adicionales es la misma *ex ante* que *ex post*, al haberse realizado el ajuste para mantener la utilidad constante, los individuos no varían su nivel de esfuerzo.

esta parte del trabajo es, precisamente, entender estos efectos en el caso de la imposición medioambiental.

Así, consideremos en primer lugar la extensión de los resultados del modelo de Kaplow a la fiscalidad medioambiental tal y como se plantea en Kaplow (2012): si la uniformidad en la tributación indirecta es óptima, por hacer que la relación de precios refleje el verdadero coste relativo de los recursos necesarios para producir los bienes, la imposición medioambiental de *primer óptimo* implica una internalización de los verdaderos costes inherentes a la producción o al consumo de ciertos bienes.²⁶⁹ Si los cambios se aplican junto con el ajuste para conseguir la neutralidad supone también una *mejora en el sentido de Pareto*. Dos implicaciones se pueden derivar desde aquí: en primer lugar los impuestos medioambientales no tienen resultados distributivos discutibles y, en segundo lugar, como ya apuntamos en su momento, el debate sobre la creación de un doble dividendo se clarifica también ya que el impuesto *pigouviano* (el *primer óptimo*) conduce a una *mejora paretiana* si se implementa de forma distributivamente neutral (lo que, como hemos señalado, podría implicar incrementar la progresividad en el impuesto directo).

La conclusión es en realidad bastante simple: si la eficiencia medioambiental exige una reducción en el consumo de ciertos bienes lo más adecuado sería gravarlos con un impuesto *pigouviano* (o subvención en caso contrario) y reciclar los ingresos vía cambios en la estructura del impuesto sobre la renta de forma que la utilidad de los agentes no varíe o cambie lo menos posible.

Formalmente, adaptando el modelo de Kaplow (2012) a nuestra notación habitual y con algunas modificaciones en la sintaxis para simplificar la formulación, siendo t y t' los impuestos indirectos por unidad antes y después de los cambios tributarios derivados de la incorporación de impuestos medioambientales *pigouvianos* (y subvenciones en su caso) y d_i el daño marginal asociado al consumo de cada uno de los n bienes, por definición, la reforma supondrá un movimiento hacia el primer óptimo si se cumple que:

$$\frac{(p_i + t'_i)}{(p_j + t'_j)} = \frac{(p_i + d_i)}{(p_j + d_j)}, \forall i, j$$

²⁶⁹ Cuando nos referimos a impuestos lo hacemos en sentido amplio: la reforma óptima implicaría asimismo que, al igual que los impuestos deben reflejar el coste externo, en los bienes que generan externalidades positivas se debe aplicar una subvención igual al beneficio marginal que generan. Incorporar estos ajustes consigue, igual que la tributación indirecta uniforme, un resultado eficiente ya que las relaciones de precios pasan a reflejar el coste relativo de producción (el típico resultado de igualación de la relación marginal de sustitución con la relación marginal de transformación y con el cociente de precios)

La clave en la aplicación del diseño con neutralidad a la fiscalidad medioambiental, considerando una reforma global que afecte a los bienes cuyo consumo genera externalidades, se fundamenta, como en el caso de la igualación en los tipos de la tributación indirecta, en que se producen varios efectos que hacen posible una mayor recaudación.²⁷⁰ En primer lugar, como el ajuste requerido en el impuesto sobre la renta es menor al que podría parecer inicialmente por la adaptación en el consumo tras el impuesto, se produce un aumento en los ingresos al que se suma, asimismo, el efecto que origina una compensación ulterior en el impuesto directo para mantener el nivel de utilidad constante derivada de la reducción en los daños que posibilita la reforma (no olvidemos que el origen ha sido la introducción de impuestos correctivos y que por tanto el bienestar también incrementa por los cambios en la calidad medioambiental). Siguiendo con nuestra interpretación del modelo de Kaplow (2012), a ambos ajustes los denominaremos respectivamente ajuste primario y secundario siendo, por analogía, el ajuste terciario el que se posibilita al aumentar los ingresos tributarios, por ejemplo para financiar transferencias de tanto alzado u otras medidas, y producir así una *mejora en sentido paretiano*. Podemos de forma sencilla traducir estas relaciones del modelo original de acuerdo con la notación que venimos utilizando para formalizar estos resultados: los H individuos (o familias, $h=1, \dots, H$) se diferencian por sus habilidades de acuerdo con su capacidad para percibir rentas (w) por su participación en el proceso productivo (l).²⁷¹ $T(m)$, $T'(m)$ y $T''(m)$ representan respectivamente el esquema de los impuestos directos asociados al régimen inicial, al intermedio (una vez se han realizado los ajustes primario y secundario) y al final (si el ajuste terciario se realiza a través de cambios en la tributación directa). De esta forma podemos expresar la renta o gasto neto, m , como $m(w, l, T) = w l(w) - T(wl(w))$. Existen, por lo tanto, diferentes tipos de familias w que tienen, por lo demás, iguales preferencias.²⁷² La

²⁷⁰ De nuevo, la clave de este resultado es la separabilidad del trabajo que en este caso además supone que es débilmente separable tanto de las diferentes formas de consumo como de los efectos medioambientales: en la elección del nivel de esfuerzo no importa la combinación de bienes y de externalidad (qué nivel final de calidad medioambiental se consiga) que producen un nivel de utilidad concreto. En este caso, los ajustes para alcanzar la neutralidad distributiva, al conseguir que la utilidad no cambie, posibilitan también que la oferta de trabajo permanezca igual. Lo que importa es el nivel de utilidad, cómo se consiga no resulta relevante, por eso ante un mismo nivel de utilidad (aunque se alcance con una combinación diferente de bienes y de calidad medioambiental) la oferta de trabajo no varía.

²⁷¹ Esta distinción puede ser expresada en función de la capacidad para percibir un salario por sus horas de trabajo, lo que facilita posteriormente la formulación sin que suponga ningún cambio sustantivo en las explicaciones del esquema propuesto.

²⁷² Podemos considerar que se trata de un continuo, por lo que tendrían una función de densidad asociada, como hace Kaplow o, de nuevo en aras de la sencillez expositiva, asumir que se pueden considerar de forma discreta los diferentes tipos. Esta notación permite simplificar el modelo, ya que las familias se diferencian por su capacidad de generar ingresos, y estas diferencias afectan a la demanda de los bienes pero también a la evaluación de los daños y sus efectos en la utilidad así

utilidad de las familias, en presencia de externalidades, también depende del nivel conjunto de éstas, \mathbf{Z} , siendo cada Z_i la externalidad derivada del consumo total de cada bien. Los precios de los bienes tras la intervención son (p_i+t_i') y, así, la demanda marshalliana de cada familia de cada uno de los n bienes, derivada de maximizar la función de utilidad directa, $u_b(\mathbf{x}, \mathbf{Z}, l_b)$ de la forma habitual, se puede expresar como $x_{ib}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, m_b) = x_{ib}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_b, l_b)$ y su función de utilidad indirecta asociada como $V_b(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, m) = V_b(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, T, w_b, l_b)$.²⁷³ La concavidad respecto de los precios en la función de gasto del problema dual precisamente implica, como ya hemos señalado, que el ajuste en el consumo para adaptarse a las nuevas condiciones de mercado posibilite un excedente en los ingresos después de los ajustes o, en términos formales:

$$\frac{1}{k} e_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, \mu) \leq e_h\left(\frac{1}{k}\mathbf{p}, \frac{1}{k}\mathbf{t}, \mathbf{Z}, \mu\right), \forall k \text{ tal que } 0 \leq k \leq 1.$$

La externalidad derivada del consumo de cada bien, por su parte, se puede definir en función de su consumo agregado como $Z_i = \sum_{h=1}^H x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h)$.²⁷⁴

En términos hacendísticos se trataría de realizar un ejercicio de *incidencia del presupuesto* (el reparto del impuesto neto o del impuesto menos el beneficio derivado del programa de gasto público que éste financie) de forma que la utilidad asociada antes y después de la reforma permaneciera constante. Con la notación anterior, para la familia h -ésima se traduce en que:

$$V_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, T, w_h, l_h) = V(\mathbf{p}, \mathbf{t}', \mathbf{Z}', T', w_h, l_h)$$

y además, si los ingresos en exceso se prorratean en el ajuste terciario implica además un aumento en la utilidad (asumiendo que la devolución se hace por la vía de la fiscalidad directa):

como a su poder adquisitivo y al nivel de su responsabilidad tributaria (tanto de forma directa como indirecta).

²⁷³ Los niveles de utilidad son crecientes en la renta (crecientes por lo tanto en w y decrecientes en T), decrecientes en los precios (por lo tanto en p y en t) y decrecientes en la externalidad si tiene carácter negativo. Asimismo son decrecientes en l si se considera que el trabajo causa desutilidad. De forma más precisa, como se hace en el modelo original, la función de utilidad se puede formular de forma que refleje la separabilidad débil respecto del trabajo.

²⁷⁴ Z representa la cuantificación física de la externalidad, no su valor. En términos prácticos, por ejemplo, si x_i es un bien cuya producción produce emisiones Z_i , siguiendo la notación que venimos utilizando en este trabajo, simplemente se calcularía sumando las emisiones correspondientes por cada unidad producida. Planteamos la relación entre los bienes y la externalidad que generan de la forma más sencilla, igual que hace Kaplow en su modelo, por lo que el daño marginal asociado a la externalidad, si ésta es negativa, es constante. Esta relación se puede expresar con mayor precisión asumiendo una relación no constante.

$$V_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, T, w_h, l_h) \leq V_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}', \mathbf{Z}', T'', w_h, l_h)$$

De este modo, los cambios en los ingresos fiscales, IF, tras los ajustes primario y secundario (los que compensan por el cambio de utilidad teniendo en cuenta el ajuste en el consumo y en el nivel de la externalidad) se corresponden con la siguiente expresión:

$$\begin{aligned} \Delta IF &= \sum_{h=1}^H \left[T'(w_h l_h) - T(w_h l_h) + \sum_{i=1}^n (t'_i x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w_h, l_h) - t_i x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h)) \right] = \\ &= \sum_{h=1}^H \left[T'(w_h l_h) - T(w_h l_h) + \sum_{i=1}^n (t'_i - t_i) x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h) + \sum_{i=1}^n t'_i (x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w_h, l_h) \right. \\ &\quad \left. - x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h)) \right] \end{aligned}$$

Esta ecuación resulta en un valor positivo y, por lo tanto, la aplicación de los impuestos pigouvianos en combinación con los ajustes para conseguir la neutralidad distributiva, bajo los supuestos del modelo, producen un incremento de los ingresos fiscales que pueden reciclarse para obtener así una *mejora paretiana*. Que la ecuación anterior resulte positiva no resulta evidente, pero se puede explicar con facilidad, como expone de forma elegante y sencilla Kaplow (2012). Consideremos como caso particular que en términos netos las externalidades son negativas: el impuesto directo tendría que bajar exactamente lo que subiera la recaudación por el impuesto indirecto si no hubiera ajuste en el consumo (digamos de T a T_1 siendo $T_1 < T$) y tendría que subir en un segundo estadio para anular el cambio en la utilidad debido al ajuste en el consumo (de T_1 a T_2 siendo $T_1 < T_2$). En conjunto ambos movimientos representarían, por lo tanto, el ajuste primario desde T a T_2 . El tributo directo tendría que subir de nuevo, por el ajuste secundario, para tener en cuenta el incremento en la utilidad derivado de la reducción en los daños externos por este ajuste en el consumo, que reduce la externalidad (de T_2 a T' siendo $T_2 < T'$). Este último ajuste, el secundario, se puede expresar, alternativamente, en función de la valoración de la externalidad, de la siguiente forma:

$$\begin{aligned}
\Delta IF_2 &= \sum_{h=1}^H [T'(w_h l_h) - T_2(w_h l_h)] \\
&= \sum_{i=1}^n \sum_{h=1}^H \left[\frac{\partial u_h(x_h, Z, l_h) / \partial Z_i}{\lambda_i} \left[\sum_{h=1}^H (x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w, l) - x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w, l)) \right] \right] \\
&= - \sum_{i=1}^n \mathbb{d}_i [Z_i(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w, l)) - Z_i(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w, l))]
\end{aligned}$$

En esta formulación, tal y como se expresa en el artículo original, lambda representa el multiplicador de Lagrange de la restricción presupuestaria en el problema de maximización de la utilidad que, al reflejar la utilidad marginal de la renta disponible, permite convertir los cambios en la utilidad en su equivalente monetario, por lo tanto el primer componente del sumatorio del primer miembro es, precisamente, lo que cambia la utilidad de una familia de tipo w cuando varía el nivel de la externalidad, valorado en unidades monetarias. Al agregarlo en los H individuos obtenemos, precisamente, la valoración de la disminución en los daños asociados al consumo global de cada uno de los n bienes por la mejora en la calidad medioambiental (i.e. el equivalente monetario del efecto marginal de la externalidad causado por el bien i-ésimo en la utilidad globalmente considerada). Teniendo en cuenta la relación entre el nivel físico de la externalidad, Z_i , con el consumo agregado de los bienes como se ha planteado en el modelo, la relación anterior resulta evidente.

Esta última variación en la estructura del impuesto directo, por la valoración del cambio en el daño, se puede calcular con facilidad de forma agregada si el impuesto se fijó en su nivel óptimo. Como vemos en la siguiente ecuación, en el caso de que las externalidades fueran netamente negativas y el daño marginal constante habría que aumentar el impuesto directo justo lo que baja la recaudación indirecta por el ajuste en el consumo (ya que, por definición de impuesto pigouviano óptimo, $\mathbb{d}_i = t'$):²⁷⁵

²⁷⁵ En el modelo original de Kaplow, que estamos adaptando en estas páginas el daño marginal no depende de las cantidades demandadas, ni por lo tanto del nivel de la externalidad, por lo que la identidad entre los daños evitados y la reducción en el impuesto recaudado debido al ajuste en el consumo derivado del impuesto resulta evidente. En cualquier caso es fácil reinterpretar el resultado en el caso de externalidades negativas si el daño marginal derivado es creciente: simplemente los daños evitados son mayores por lo que el ajuste secundario sería aún mayor. En el supuesto de externalidades positivas simplemente se invertirían los efectos anteriores.

$$\sum_{i=1}^n \mathbb{d}_i [Z_i'(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w, l)) - Z_i'(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w, l))] \\ = \sum_{h=1}^H \left[\sum_{i=1}^n t_i'(x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w_h, l_h) - x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h)) \right]$$

Así, para que los ingresos aumenten es necesario que el impuesto directo lo haga también y compense la caída en el impuesto indirecto derivada del ajuste en el consumo. Teniendo en cuenta los cambios sucesivos en los impuestos directos la ecuación anterior puede reescribirse como:

$$\Delta IF = \sum_{h=1}^H \left[(T'(w_h l_h) - T_2(w_h l_h)) + ((T_2(w_h l_h) - T_1(w_h l_h)) + ((T_1(w_h l_h) - T(w_h l_h)) \right. \\ \left. + \sum_{i=1}^n (t_i' - t_i) x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h) + \sum_{i=1}^n t_i'(x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}', T, w_h, l_h) \right. \\ \left. - x_{ih}(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w_h, l_h)) \right]$$

Los ingresos fiscales tras los dos primeros ajustes aumentan porque la expresión anterior es positiva: el primer sumando, como hemos visto en la ecuación que define los cambios en los ingresos fiscales, se anula con el último por el ajuste secundario, el tercero con el cuarto por la primera parte del ajuste primario (es decir el ajuste primario si no hubiera adaptación en el consumo) y el que permanece, el segundo sumando, como es evidente, es positivo al suponer un aumento en el impuesto directo por el ajuste en el consumo. Podemos señalar que, en términos prácticos, ese cambio se podría calcular si se estima la variación compensatoria asociada con algún ejercicio de microsimulación.

Por las razones explicadas, por lo tanto, los ingresos para el sector público tras los ajustes primario y secundario, aumentan una vez aplicada la reforma fiscal en el sentido planteado anteriormente.²⁷⁶ Este resultado se mantiene bajo ciertos supuestos en reformas parciales, i.e. si los niveles de los impuestos se sitúan por

²⁷⁶ La dificultad mayor en este esquema en la estimación de los beneficios medioambientales si el daño marginal si es creciente y convexo, ya que no se correspondería más con la reducción de la recaudación por el impuesto indirecto. Kaplow (2012) explica cómo se podría desarrollar este ajuste secuencialmente revisando el tipo impositivo de forma recursiva. En cualquier caso, de forma más sencilla, una vez fijado el impuesto medioambiental se puede calcular la compensación en función de la ecuación anterior asumiendo que estamos en el entorno del óptimo ya que, como veremos más adelante, los resultados se mantienen incluso para impuestos inferiores a ese nivel. Cuando se trata de introducir la valoración de los cambios en los daños los estudios recurren normalmente a las estimaciones previas de ejercicios de valoración económica de la calidad medioambiental, como hemos revisado en un epígrafe anterior de nuestro trabajo. En cualquier caso la complicación derivada del reparto del beneficio para mantener la utilidad constante permanece. Más adelante intentaremos clarificar un poco más estos efectos.

debajo del óptimo y, como caso particular del anterior, en el caso de impuestos aislados, como demuestra Kaplow (2012) y explicaremos más adelante.

Parry et al. (2005) plantean una limitación en el sentido de que el esquema de neutralidad distributiva en el sentido de Kaplow en la aplicación de impuestos indirectos en general (en particular de accisas medioambientales) sea, como el propuesto por Kaldor-Hicks, resolutivo en un plano únicamente hipotético. En nuestra opinión esta idea, presente parcialmente en las propuestas de reforma fiscal ecológica con reciclaje vía reducción de impuestos directos, puede inspirar propuestas de intervención en la gestión de la política medioambiental. Se trataría de aplicar los tributos medioambientales con criterios prioritariamente ecológicos, lo que implicaría que la justificación de un tratamiento fiscal diferenciado para los bienes que representan externalidades medioambientales se base en éstas, y conseguir un reciclaje de los ingresos que fuera lo más fiel posible a la idea de mantener la utilidad de los destinatarios del mismo que es precisamente lo que posibilita un excedente que refuerza el carácter óptimo de la medida. La principal diferencia con algunas propuestas de reforma fiscal verde o del esquema de “impuesto y dividendo” que hemos analizado en partes anteriores del trabajo radica en que, en este caso, el reciclaje se tendría que adaptar a los cambios en la utilidad en vez de ajustar la compensación con rebaja proporcional de los impuestos directos o en forma de un retorno de cuantía única.

Una objeción clara que podría señalarse en la aplicación práctica del esquema, y que nos hemos planteado al intentar interpretar este modelo de forma ampliada, es la relativa a que pudiera parecer que si los individuos perciben que se van a producir ajustes que les van a devolver a su nivel de utilidad inicial no tendrán incentivos para adaptar su consumo de los bienes gravados en primera instancia. En la realidad, sin embargo, creemos que tiene todo el sentido esperar esta adaptación por tres motivos: en primer lugar porque los precios son una señal poderosa que actuará con independencia de los ajustes posteriores, en segundo lugar porque hay características de los individuos que afectan a la demanda de los bienes gravados diferentes a la renta que, aunque no se consideren en el modelo original si tienen una relevancia muy evidente en la generación de los incentivos en la realidad y, en tercer lugar, por el carácter secuencial de la implementación de la medida. Así, de nuevo, es importante señalar que este esquema debe interpretarse como tal, una estructura sobre la que se podrían introducir las variaciones adecuadas para que, de alguna manera, los planteamientos sean trasladados a la práctica posibilitando la incorporación de la política medioambiental de la forma menos traumática posible en cuanto a los efectos de su financiación y teniendo, asimismo, en cuenta los beneficios en términos de la mejora en la calidad medioambiental.

Obviamente, y en especial en lo que se refiere a la valoración de los beneficios, como vimos en un epígrafe anterior de este trabajo, es complicado como también analizaremos más adelante en el contexto del modelo, pero lo que se propone aquí es que, si se ha considerado necesario aplicar un impuesto medioambiental, se utilice este esquema como una vía para introducir las medidas de forma que el resultado tienda a la *optimalidad*. Una primera idea que aportaremos a este diseño es la identificación de las condiciones bajo las que se debe inducir progresividad en la imposición directa en los ajustes. Asimismo intentaremos exponer cómo afectan las condiciones de partida a la operatividad del modelo y la identificación de las medidas compensatorias que mejor se ajustan a los criterios de la triple dominancia.

5.2.2 Variaciones en los supuestos del modelo sobre las preferencias y la oferta de trabajo

Para entender mejor la viabilidad de este enfoque es necesario precisar como algunas variaciones en el escenario inicial, si no se cumplen los supuestos de partida, deben clarificarse, en particular en el contexto de las políticas medioambientales pero, como veremos y ya hemos de algún modo señalado anteriormente, algunas de las limitaciones teóricas del modelo se traducen en ventajas en términos de su operatividad. En primer lugar, si las preferencias (o las necesidades como veremos más adelante) difieren dentro del mismo grupo de renta, el ajuste neutral es imposible.²⁷⁷ Pero es más, incluso aunque no hubiera diferencias, el cálculo de las compensaciones neutrales es técnicamente difícil si el consumo del bien gravado no es lineal en la renta, como parece probable en muchos bienes susceptibles de este tipo de gravámen.²⁷⁸ Además, la existencia de tramos en la tributación directa dificulta también que los ajustes se realicen de forma más precisa. En cualquier caso, en términos prácticos, la transferencia del esquema de neutralidad distributiva podría realizarse de forma aproximada, como sugiere Kaplow (2011a) y de hecho aplica Williams (2005), de forma que se procure un resultado intermedio entre un *óptimo de Pareto* y una mejora en el sentido de Kaldor-Hicks.²⁷⁹ Sería así posible realizar las

²⁷⁷ Estas diferencias podrían ser más acusadas en los primeros deciles para los que se ha estimado en diversos estudios, por ejemplo entre otros en Mirrless et al. (2011), que la varianza en las pérdidas o ganancias netas es bastante mayor que la media. Esto puede servir como argumento para que el ajuste terciario en el esquema de neutralidad distributiva se centre en ese colectivo.

²⁷⁸ De hecho por este motivo en el estudio original de Kaplow se considera la distribución de familias de modo continuo.

²⁷⁹ Como explica Williams (2005) respecto al trabajo de Ng (1984) sobre el resultado de *mejora quasiparetiana*, si hay preferencias diferentes en grupos iguales de renta a algunos se les compensará en exceso y a otros por debajo del nivel que mantendría su utilidad, pero para todos los niveles de

compensaciones de forma aproximada, a través de la estimación de un sistema de funciones que identifiquen la relación entre el consumo del bien y la renta, por intervalos de renta (tomando el valor medio como referencia en cada grupo).²⁸⁰ El que los ajustes no sean exactos puede en cualquier caso resultar conveniente en la práctica, para que se generen los incentivos adecuados, como hemos señalado ya anteriormente. Como propondremos más adelante, la compensación por el cambio de utilidad puede adaptarse también para incorporar cuestiones de equidad horizontal y vertical y, especialmente, en el caso de incidir de forma desigual en el grupo de población en situación de pobreza.

En segundo término resulta necesario precisar, asimismo, que si la oferta de trabajo no es débilmente separable respecto de los bienes gravados los resultados dependen, en primer lugar, de la relación de éstos con el ocio. Por ejemplo, Williams (2005) y West y Williams (2007) estiman que el consumo de gasolina es complementario respecto del ocio y afirman, de acuerdo con el resultado del teorema de Corrllet-Hague, que el tipo óptimo del impuesto sobre este bien es superior al nivel de *primer óptimo*,²⁸¹ lo que implica que la colocación del impuesto sería beneficiosa incluso aunque no se hubiera generado una externalidad. Sin embargo otros autores, como Brannlund y Nordström (2004), indican que podría suceder más bien lo contrario. Es probable, como hemos señalado en diversas ocasiones, que dicha relación sea diferente en diferentes sociedades, lo que implicaría una diferente valoración de los efectos de la introducción de elementos fiscales en la política medioambiental, como volveremos a subrayar más adelante al poner estos resultados en conexión con otros aspectos sociales. De nuevo defendemos que la evidencia empírica puede ayudar a plantear estos ajustes de forma aproximadamente óptima.

Si se relaja el supuesto de separabilidad débil Kaplow (2012) sugiere asimismo una idea que no resulta muy evidente, pero que vamos a intentar extender un poco más a continuación para ponerla en conexión con otros aspectos estudiados en nuestro trabajo: cuando se supone que la pendiente de la oferta de trabajo es positiva (o negativa) se están asumiendo de forma implícita ciertos

renta la familia media es beneficiada (en la mejora puramente paretiana lo son todas y en la de Kaldor-Hicks, como la compensación sólo se realiza en un plano hipotético, solo la globalmente representativa).

²⁸⁰ De hecho algunas deducciones o ajustes familiares o de otro tipo se realizan de forma aproximada aplicando estimaciones que intentan reflejar lo más ajustadamente posible las diferencias en las necesidades, por lo que este caso que proponemos no es en realidad muy diferente a otras prácticas.

²⁸¹ Se refiere al primer óptimo en sentido parcial, que no tiene en cuenta el resultado positivo para la oferta de trabajo de gravar complementarios al ocio.

supuestos en cuando a la incidencia distributiva de las medidas. Kaplow ilustra esta apreciación con un modelo con dos bienes en el caso de la colocación de una accisa que grave uno de ellos y que se compense, en el contexto de neutralidad recaudatoria, con un ajuste paralelo en el impuesto directo (que es lineal en este ejemplo).²⁸² En el anexo del artículo anterior se demuestra formalmente que, si la función de utilidad es aditivamente separable (las preferencias son separables y los bienes son por lo tanto sustitutivos) con aversión relativa al riesgo, ρ , constante del tipo:

$$U_h(x, Z, l_h) = \begin{cases} \frac{(x_{1h}^\beta \cdot x_{2h}^{1-\beta})^{1-\rho}}{1-\rho} - f(Z(x_1)) - g(l), & \text{si } \rho > 0, \rho \neq 1, 0 \leq \beta \leq 1 \text{ y } Z(x_1) = \sum_{h=1}^H x_{1h} \\ \ln(x_{1h}^\beta \cdot x_{2h}^{1-\beta}) - f(Z(x_1)) - g(l), & \text{si } \rho = 1 \end{cases}$$

con la notación habitual siendo el primero de los bienes el que causa la externalidad, suponer que la oferta de trabajo tiene pendiente positiva implica asumir que ρ es menor a la unidad, que se producen efectos redistributivos en la aplicación de las medidas fiscales anteriores, que se reduce la oferta de trabajo y que los beneficios del incremento en la calidad medioambiental crecen en menor proporción que la renta (cuando son medidos monetariamente). Remitimos al trabajo original para la prueba formal de estos resultados, pero nos parece muy interesante reflexionar sobre la consistencia de los supuestos de partida a través de la reinterpretación que vamos a proponer en este contexto del parámetro de Frisch, la elasticidad de la utilidad marginal de la renta, al que hemos hecho referencia en otras partes de nuestro trabajo cuando explicamos cómo se utilizaba este parámetro para calcular elasticidades en modelos de demanda. Para el individuo h-ésimo el valor del daño total es una constante ya que le viene impuesto por el consumo agregado del bien medioambiental. Se puede calcular de forma sencilla, derivando la función de utilidad con aversión relativa a la desigualdad constante respecto de cada uno de los bienes, la relación de la elasticidad de sustitución y el parámetro ρ :

$$\frac{U'(x_1)}{U'(x_2)} = \left(\frac{x_2}{x_1}\right)^\rho$$

Despejando la razón de las cantidades consumidas y derivando la expresión resultante respecto de la tasa marginal de sustitución se deduce que la elasticidad de sustitución es constante y es precisamente la inversa de ρ :

²⁸² Es importante señalar que este ajuste, igual que aquel proporcional en el caso de un impuesto previo progresivo, no se corresponde con el de neutralidad distributiva de Kaplow. En este último, en primer lugar no se equilibran los ingresos con las compensaciones, por lo tanto no es neutral en cuanto a la recaudación, de hecho la compensación no agota el incremento en los ingresos.

$$\frac{d(x_2/x_1)}{d\left(\frac{U'(x_1)}{U'(x_2)}\right)} \frac{U'(x_1)/U'(x_2)}{x_2/x_1} = \frac{1}{\rho}$$

Es probable que los bienes susceptibles de ser gravados con impuestos medioambientales tengan una elasticidad de sustitución bastante baja. Asimismo, podemos relacionar el coeficiente de aversión relativa con el parámetro de Frisch, la elasticidad de la utilidad marginal de la renta, φ . En el caso de la función anterior la relación es muy significativa. Para hallar la expresión concreta procedemos de la siguiente forma: una vez resuelto el problema de maximización de la utilidad con la restricción presupuestaria y halladas las expresiones de los valores óptimos de x_1 y x_2 , deducimos la función de utilidad indirecta $V(\mathbf{p}, m)$ asociada. Teniendo en cuenta que el multiplicador de Lagrange, λ , es la derivada de la función de utilidad respecto de la renta, el parámetro de Frisch se puede expresar como:

$$\varphi = \frac{\delta \lambda}{\delta m} \frac{m}{\lambda}$$

Y, asimismo, desarrollando todos los cálculos que hemos explicado, se puede precisamente identificar con $-\rho$. De este modo, al asumir que la aversión al riesgo (y el daño marginal nulo en el presente) se infiere que la función de utilidad es asimismo isoelástica. Si la oferta de trabajo tiene pendiente positiva ρ es inferior a la unidad y φ , por lo tanto, inferior a uno en valor absoluto. Asimismo, bajo estos supuestos la introducción de una accisa que se recicla de forma proporcional con una rebaja en el impuesto lineal de la renta y con neutralidad recaudatoria implica, como demuestra Kaplow, que se producen resultados redistributivos y distorsiones en el mercado de trabajo que conducen a una reducción en la oferta si esta no es separable.

¿Podemos asegurar que la elasticidad de la utilidad marginal de la renta es inferior a la unidad en valor absoluto y constante? Como hemos señalado el parámetro φ no se puede calcular de forma directa pero se puede estimar empíricamente y aunque, como señala Kristrom (2006), es un concepto ordinal (no es constante ante transformaciones monótonas de la función de utilidad) esta acotado entre valores negativos y cero para funciones de utilidad crecientes y estrictamente cóncavas. En la realidad parece, en primer lugar, que la aversión relativa al riesgo no es constante sino que varía con la renta. Frisch (1959), por ejemplo, plantea valores que van desde -10 en los deciles más bajos hasta -0,1 para las rentas más altas, con valores medios en torno a -2. Posteriormente Lluch et al. (1977) llegan a una especificación funcional del parámetro que confirma los valores

de Frisch y, en un estudio en particular sobre tributación medioambiental, Cornwell y Creedy (1996) confirman estos valores mediante métodos experimentales (estiman variaciones entre -11,4 y -0,2 también decreciente en valor absoluto con el nivel de renta).

Aunque realmente ha habido una cierta controversia sobre la magnitud del parámetro y sobre si éste varía con la renta, a partir de la observación de las estimaciones que hemos apuntado podemos señalar que asumir que la oferta de trabajo tiene pendiente negativa en toda la distribución y que, por lo tanto, de la aplicación de la accisa junto con el reciclaje se inducen efectos distorsionadores (si el trabajo no es débilmente separable) no es un resultado seguro. No vamos más allá de estos comentarios, por los supuestos formales bajo los que se plantea el análisis anterior, pero resulta interesante, por lo menos, apuntar que la dirección de los efectos cuando se relaja el supuesto de la separabilidad débil en el caso de aplicar este tipo de reformas fiscales no es evidente y depende, entre otras cosas, de la curvatura de la función de utilidad subyacente, siendo además improbable que sea constante para todo el rango de rentas. Esta observación tiene relevancia para defender, en su caso, que aunque el esquema de neutralidad distributiva no pueda aplicarse de forma exacta, los resultados distorsionadores que pudieran esperarse en la oferta de trabajo no serán ni tan evidentes ni tan graves como podría deducirse al asumir una determinada pendiente en la curva a lo largo de toda la distribución.

El análisis a partir de la estimación del parámetro de Frisch tiene otra vertiente interesante en el contexto de nuestro estudio cuando se estima para funciones de utilidad tipo Stone-Geary, en modelos LES cuya función de utilidad directa $U(x)$ se especifica la utilidad en función de las cantidades consumidas de los n bienes (x) y los niveles mínimos de subsistencia (γ):

$$U_h(x) = \prod_{i=1}^n (x_{ih} - \gamma_{ih})^{\beta_i}, \text{ con } 0 \leq \beta_i \leq 1, \sum_{i=1}^n \beta_i = 1$$

En este caso el parámetro tiene otra atractiva interpretación ya que se puede calcular como el valor negativo del cociente entre el gasto total y el gasto discrecional (que es el que excede al destinado al consumo de subsistencia). Evidentemente en este caso también es negativo y depende de forma creciente del nivel de gasto o renta y tiende a menos uno según crece la renta (y decrece la utilidad marginal de ésta). Por ejemplo Creedy y Sleeman (2006) utilizan valores del parámetro de -1,9 para calcular elasticidades en un modelo LES para realizar un ejercicio de microsimulación con una accisa medioambiental. En un reciente estudio de Faiña et al (2013) se utiliza un sistema indirecto addilog (en el que según señalan los autores anteriores se sustituye el concepto de mínimo de subsistencia del LES por el más flexible de consumo necesario) y explican cómo se puede estimar el parámetro de Frisch a partir de datos

de presupuestos familiares. El parámetro mide, bajo esta especificación de la utilidad, la disposición de los consumidores para sustituir entre bienes necesarios y bienes no necesarios y, por lo tanto, también decrece en valor absoluto cuando crece la renta. En este sentido se puede interpretar como un indicador de la capacidad tributaria en el contexto de la imposición directa: la capacidad fiscal se relacionaría de forma inversa con los requerimientos de consumo de bienes necesarios. Este resultado también podría extenderse a la tributación indirecta para calcular, ante por ejemplo la colocación de accisas medioambientales (que podrían recaer sobre bienes necesarios), cómo se separa la carga fiscal efectiva de la capacidad tributaria medida por este indicador que podría servir, asimismo, como base para calcular los ajustes en el marco de la neutralidad distributiva.²⁸³

5.2.3 Ampliación del modelo: enfoques subóptimos y reformas parciales

Volviendo al modelo general de imposición indirecta con neutralidad distributiva, además de por la posible heterogeneidad en las preferencias y la no separabilidad de la oferta de trabajo que acabamos de analizar, otra limitación que se ha apuntado es que la idoneidad de este planteamiento depende de si efectivamente aumentan los ingresos fiscales que posibilitan la compensación adicional. Como ya hemos señalado Kaplow (2011a) justifica este resultado en el caso general por el ajuste en la cesta de consumo de los ganadores y perdedores por la reforma del IVA cuando se produce la uniformización de los tipos y en el caso de la introducción de impuestos pigouvianos porque, además, se produce una mejora adicional en la utilidad al internalizarse los efectos externos. En Kaplow (2012) se afirma, asimismo, que el aumento en los ingresos fiscales podría también producirse si en la corrección de las externalidades los impuestos (y subvenciones) se colocan en un nivel inferior al óptimo. Supongamos que, en origen, cambian de forma proporcional hacia su nivel de primer óptimo los impuestos y las subvenciones. En el primer caso, considerados los bienes gravados de forma aislada, la reducción en los daños totales es superior al coste de reducción y compensa la pérdida de recaudación indirecta de las unidades que se dejan de consumir simplemente por ser el daño marginal mayor que el coste marginal de la reducción.

El problema que podría generarse es que, como cambian a la par bienes que generan externalidades positivas y negativas de forma proporcional y subóptima, podría suceder que incremente el consumo de los primeros y alguno de éstos sea

²⁸³ Asimismo, cuando las funciones de utilidad social se expresan tal y como hace Atkinson y revisamos en partes anteriores de este trabajo, el parámetro de aversión a la desigualdad de las funciones de bienestar social es equivalente al parámetro de aversión al riesgo y es el negativo del parámetro de Frisch asociado, en este caso el valor de la elasticidad de la utilidad marginal social.

complementario de bienes que generan externalidades negativas, en cuyo caso habría que imponer una condición adicional a la utilidad de modo que ésta no cambie ante movimientos paralelos de bienes que generan externalidades positivas (o negativas) y el consumo de sus complementarios con efectos externos negativos (o positivos). En cualquier caso, y como veremos más adelante, el ajuste secundario modifica asimismo la tributación directa por las mejoras inferidas.

En el caso de impuestos que se cambien de forma aislada, que sería un caso particular de aquellos por debajo del óptimo en el que los cambios no son proporcionales en todos los bienes que generan externalidades, el resultado se mantiene siempre y cuando se cumpla que el mismo nivel de utilidad se pueda alcanzar con menos recursos destinados a la producción de bienes, i.e. si la reforma fiscal incrementa la eficiencia o, en otras palabras, si el gasto neto tras el ajuste primario es menor que el gasto neto inicial. Es decir, la recaudación incrementaría si no se produce un fuerte efecto sustitutivo hacia otro bien similar sujeto a un impuesto inferior, ya que no decrecerán entonces, al menos no en exceso, los ingresos indirectos y, en segundo término, porque la compensación requerida en el impuesto directo se ajustaría adicionalmente al procurar el efecto anterior una mejora medioambiental si la reforma ha sido eficiente de la forma explicada anteriormente.²⁸⁴ En este sentido, y relacionando las dos vías para las que se

²⁸⁴ Esta condición se cumple si se reduce el consumo en el bien gravado, sin que se compense con un incremento igual o superior en el consumo de otros bienes que podrían estar demasiado poco gravados inicialmente (lo que implica una compensación menor en el impuesto directo para mantener la utilidad tanto por la sustitución como por el efecto compensador de la reducción en la externalidad). La condición de menor gasto en el régimen intermedio (antes de incorporar la última compensación por el ajuste terciario) podría estimarse de forma empírica (por ejemplo con técnicas de microsimulación). El carácter inelástico de los bienes gravados, en cualquier caso probable, no es necesario para que aumente la recaudación derivada de un nuevo impuesto medioambiental (el efecto medioambiental también sería menor), basta con que el consumo de los bienes no se sustituya por el de otros bienes sujetos a un gravamen inferior al óptimo, e inferior al que pagaba previamente el bien gravado, y que no hayan sido revisados en la reforma. Si la demanda fuera muy sensible sería más probable, obviamente, esta sustitución y sus otros impuestos, como el IVA asociado, si verían reducida su recaudación si el bien sustituto no está igualmente gravado, y en todo caso en función del grado de sustitución. Además tampoco es necesario, aunque si conveniente para un efecto más claro, que el trabajo sea débilmente separable, basta con que no se produzca la sustitución en el sentido explicado anteriormente. En el caso de la uniformización del IVA unos pagan más y otros menos, pero en conjunto se recauda más por el diseño con neutralidad distributiva: como se aplica a todos los bienes unos ganan, otros pierden, ajustan su consumo y, tras la compensación para mantener la utilidad, queda un excedente. En el caso del impuesto medioambiental todos pierden, si en conjunto el gasto neto se reduce, y como se produce como consecuencia una mejora medioambiental, la compensación requerida en el IRPF sería menor y también sobrarían fondos. Si el consumo del bien gravado decayera mucho y hubiera un fuerte efecto medioambiental, aunque no quedaría mucho para repartir, simplemente el impuesto habría cumplido su función medioambiental de forma eficiente, que es para lo que debe ser diseñado, y permitiría más ajustes compensatorios en el IRPF para mantener la neutralidad ya que siempre que el tipo inicial sea subóptimo un incremento en el mismo aumenta el bienestar en su conjunto, luego incluso en ese caso, siempre y cuando la reforma incremente la eficiencia en el sentido explicado, sobrarán fondos que posibilitarían obtener una *mejora paretiana*. Este resultado no se daría si los

propone el ajuste con neutralidad distributiva, si los bienes están sujetos a un IVA uniforme la colocación de un impuesto medioambiental sobre uno o varios de ellos no conduce a una disminución de los ingresos con mayor probabilidad, puesto que los posibles bienes sustitutivos no estarán sujetos en este caso a un IVA mucho más reducido que aquel que tenía el bien gravado, facilitando que la recaudación, junto con el ajuste secundario, aumente tras la reforma. Asimismo, si los bienes gravados tuvieran sustitutivos más limpios se justificaría, por la internalización del efecto externo, que estuvieran sujetos a un gravamen inferior, por lo que el efecto medioambiental se reforzaría y el ajuste secundario mayor también posibilitaría incrementar la recaudación. En este sentido debemos subrayar de nuevo la conveniencia de que todos los bienes que causen daños estén sujetos a un gravamen incrementado a la manera *pigouviana*, es decir teniendo en cuenta la externalidad inferida, y que se consideren asimismo apropiadamente los supuestos de bienes que contribuyan a mejorar la calidad medioambiental o, en otras palabras, que la política medioambiental sea coherente con sus fines intrínsecos y sus diferentes instrumentos estén debidamente coordinados. Kaplow (2012) demuestra formalmente que, tanto en las reformas subóptimas proporcionales como en los cambios aislados, siempre existirá una combinación de impuestos directos e indirectos que suponga una mejora paretiana.

5.2.4 Valoración conjunta de los ajustes compensatorios en el modelo ampliado

Si consideramos formalmente el ajuste individual para cada una de las familias, \mathfrak{a}_h , éste se correspondería con la siguiente expresión en la que, adaptando la notación que venimos utilizando, $e_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, \mu_{h_0})$ es la función de gasto del hogar h ,²⁸⁵ representando μ_{h_0} su nivel de utilidad inicial, \mathfrak{d}_{ih} es el daño marginal para la familia h -ésima derivado de la externalidad causada por el consumo agregado del bien i -ésimo, Z_i ,²⁸⁶ y \mathfrak{C}_h es la compensación derivada del ajuste terciario (una

bienes sustitutivos también causaran daños y, además, estuvieran sujetos a un gravamen inferior. En este caso la reforma sería ineficiente.

²⁸⁵ Precisamente, como vimos en el planteamiento del modelo, el ajuste en el consumo para adaptarse a las nuevas condiciones del mercado tras la incorporación de la accisa medioambiental se deduce de la concavidad de la función de gasto respecto a los precios.

²⁸⁶ Alcanzar el nivel de utilidad de referencia será menos costoso si se reduce el nivel agregado de las externalidades, si son negativas y, obviamente, en este caso la función de gasto es creciente en las mismas, por ejemplo por los gastos defensivos ante el deterioro medioambiental. Así \mathfrak{d}_{ih} se puede identificar con $\frac{\partial e_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, E, \mu)}{\partial Z_i}$, la desutilidad que genera la externalidad expresada en términos monetarios.

transferencia de tanto alzado u otra medida similar) que recibe cada familia al repartir el incremento de los ingresos tributarios derivados de la intervención tras los primeros dos ajustes:

$$\mathbb{a}_h = \sum_{i=1}^n \frac{\partial e_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, \mu_{h_0})}{\partial t_i} + \sum_{i=1}^n \mathbb{d}_{ih} \frac{\partial Z_i(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w, l))}{\partial x_i} \frac{\partial x_i}{\partial t_i} + \mathbb{c}_h(\mathbf{t}', T''(wl))$$

Claramente, el ajuste primario junto al secundario, sin considerar el tercer término de la expresión, puede ser positivo (la familia habría de recibir una rebaja en el impuesto directo) o negativo (lo que conduciría a un aumento en el mismo), dependiendo de si el primer término, el cambio en el gasto en función del nuevo precio del bien que sería necesario para mantener el nivel de utilidad constante (el ajuste primario) es mayor o menor que la valoración por el cambio en el nivel de la externalidad representado en el segundo término (el ajuste secundario). Así, en el caso particular de una familia con poco gasto en el bien gravado y una alta valoración de la calidad medioambiental (pensemos de momento que ambos dependen solamente de la renta) la cantidad será negativa: la cuota del impuesto directo será mayor que antes de la intervención.²⁸⁷ El resultado conjunto dependerá de la magnitud del último término, el ajuste terciario, en función del aumento en la recaudación (que podría ser igual para todos, en el caso de tratarse de una transferencia de tanto alzado, o diferente en función del tipo de familia como veremos más adelante).

De este modo la adaptación en el consumo (que será probablemente más intensa en el caso de los contribuyentes con mayor capacidad económica por sus mayores posibilidades de sustitución y su menor consumo relativo del bien en su caso) procurará que, adicionalmente, el ajuste requerido para mantener la utilidad constante por el incremento en el precio del bien gravado sea menor (o mayor el incremento en el impuesto directo, en función de si es mayor o menor el primer o el

²⁸⁷ En otros trabajos sobre efectos distributivos de políticas medioambientales se realizan versiones similares de estos ajustes. Por ejemplo, en Williams (2004) se asume una determinada función de utilidad en función del sistema AIDS que se estima y se calcula el impuesto óptimo (en vez de utilizando una función de bienestar social, por ejemplo) según la idea de Kaplow: calcula para cada familia el cambio en la función de gasto y después, para el valor del daño marginal, toma el dato de otro estudio y se lo aplica a cada familia asumiendo que la valoración del daño es proporcional a la renta. En otros trabajos se realizan también este tipo de imputaciones, pero siguiendo otro planteamiento. Por ejemplo en Parry (2004) se produce un reciclaje de los ingresos a través de una devolución para mantener la distribución constante, y lo compara con un retorno en forma de tanto alzado para estimar, a continuación, el cambio en la carga neta en cada caso, así como el cambio en el bienestar social con una función de bienestar social determinada. Sobre la integración de estas funciones en el análisis volveremos más adelante.

segundo término de la ecuación anterior), lo que permitiría contar con más fondos para el reciclaje posterior, lo que haría aún más atractiva la medida al procurar medidas de compensación (o de mitigación en su caso) más elevadas (mayores C_h), lo que se consigue si existen posibilidades de sustitución más sostenibles (lo que también, como vimos anteriormente, se favorecería beneficiando fiscalmente a los bienes sustitutivos más ecológicos). El mismo efecto se produciría si los que tienen más capacidad económica valoran más la calidad medioambiental, lo que se traduciría en un mayor d_h como también parece probable y analizaremos un poco más adelante, y quizás no tanto por diferencias acusadas en sus preferencias sino también porque se lo pueden permitir (si la calidad medioambiental es un bien normal o superior respecto de la renta como parece que podría ser en general). En estos casos el propio esquema de neutralidad distributiva consideraría, sin afectar a su esencia, un aumento en la equidad vertical,²⁸⁸ pero creemos que resulta interesante precisar un poco más el efecto conjunto de la imputación del impuesto y del beneficio.

La valoración del beneficio medioambiental aplicable a cada familia es, como hemos apuntado, la parte más complicada de este desarrollo. Podemos plantear el problema en dos etapas: en primer lugar es necesario contar con una estimación monetaria de los beneficios atribuibles a la política y, en segundo lugar, hay que repartirlos para calcular el ajuste secundario. En esta última fase se puede asumir que se mantiene el supuesto de homogeneidad en las preferencias y las necesidades o se puede considerar en el modelo que los individuos difieren en otras características que afecten a la demanda del bien gravado y a la valoración del beneficio aparte de la renta.

Hasta ahora hemos asumido que la demanda de los bienes depende únicamente de los precios y de la renta y, del mismo modo, si la preferencia por la calidad medioambiental depende únicamente de la renta entonces la imputación de la mejora se hará en función de ésta y, así, únicamente sería necesario precisar la relación en función de la valoración del incremento en la calidad en cada estrato. Tanto en lo que se refiere al ajuste primario como al secundario se podría intentar incorporar en el modelo que las preferencias en la realidad dependen de otros factores aparte de la renta aunque la identificación exacta y objetiva de estas características sería bastante difícil, si no imposible, por lo que las posibilidades de realizar exactamente los ajustes y obtener, así, un resultado de mejora en sentido estrictamente paretiano serían escasas, como ya apuntamos anteriormente en el caso

²⁸⁸ Como hemos comentado otras ocasiones, si asumimos que tanto la intensidad en el uso de los recursos como su valoración están directamente relacionados con la capacidad económica, tiene sentido que el ajuste secundario del esquema de neutralidad distributiva recaiga en mayor medida en los contribuyentes con mayor nivel de renta.

del ajuste primario. Podríamos pensar, en principio, que identificar diferencias en las necesidades relacionadas con la demanda de los bienes es más fácil, al menos en algunos casos, como volveremos a señalar en el siguiente epígrafe.

El problema del reparto del beneficio, por su parte, también se puede complicar, además de si la valoración de las mejoras depende de preferencias no relacionadas con la renta, si se consideran aspectos intergeneracionales (si parte de los beneficios de las reformas actuales recaen en futuras generaciones). Este caso podría simplificarse para exponer el esquema de forma más simple asumiendo que dentro de los argumentos de la función de utilidad de las familias actuales se encuentra también la utilidad de las generaciones futuras (y que podría modelizarse con diferentes tipos de descuento o, incluso, con un descuento igual a cero).

En el esquema de Kaplow, bajo los supuestos de partida, la valoración de la mejora se estima de forma sencilla ya que, si los impuestos correctores que se han introducido son pigouvianos y el daño marginal es constante, los beneficios son iguales a la reducción en el consumo de los bienes por el impuesto indirecto, tal y como se expresa en la ecuaciones del modelo. A continuación podemos plantearnos en qué circunstancias la combinación del ajuste primario y secundario debe incrementar la progresividad en el impuesto directo para mantener la utilidad de cada uno de los individuos constante. Para ilustrar estas consideraciones vamos a adaptar el planteamiento de Lambert (2001) sobre incidencia del presupuesto en el contexto de nuestro estudio. Para ello vamos a suponer que el beneficio de la política se puede interpretar como el incremento en la provisión de un bien público puro (la calidad medioambiental) y que impuesto indirecto, debido a las características del consumo de los bienes gravados (su elasticidad-renta es inferior a la unidad y su elasticidad-precio es negativa y crece de forma absoluta según aumenta la renta siendo la demanda rígida para los primeros deciles), se ha distribuido de forma regresiva. Tras el ajuste primario es necesario, en primer lugar, determinar la valoración del beneficio y su reparto para calcular posteriormente el ajuste secundario. Para modelizar el reparto del beneficio imputamos el valor del incremento en la calidad medioambiental por su equivalente en efectivo como valoración de la mejora.²⁸⁹ El beneficio puede distribuirse por igual entre todos los individuos, si la valoración fuera independiente de la renta²⁹⁰ o, si se asume que si existe tal relación, de forma proporcional, progresiva (de tal modo que incrementa el beneficio como porcentaje de la renta según incrementa ésta) o regresiva (el

²⁸⁹ Este beneficio, que se podría interpretar como una renta en especie (por ejemplo por los costes evitados ante el incremento en la calidad medioambiental) se imputa en los ejercicios de incidencia distributiva del presupuesto por su valoración monetaria.

²⁹⁰ O, por ejemplo, si planteamos la imputación de la calidad medioambiental como un bien público puro y no en función de su valoración en los diferentes estratos

beneficio para los que tienen menor capacidad económica es porcentualmente mayor). El primer supuesto se puede interpretar también como un reparto regresivo ya que, obviamente, el porcentaje imputado de la mejora decrece en términos relativos según aumenta la renta al tratarse de un reparto en forma de un pago en forma de cuantía única. Estos supuestos son fácilmente adaptables si se consideran beneficios medioambientales locales.

Hagamos un análisis previo en cada uno de los casos anteriores. En el primer supuesto, como hemos apuntado, la valoración de la calidad medioambiental no depende de la renta mientras que en el segundo y en el tercero se está asumiendo que se trata de un bien de elasticidad-renta unitaria o superior, respectivamente, mientras que en el cuarto supuesto la elasticidad-renta sería inferior a la unidad (tanto menor cuanto más regresivo el efecto distributivo del beneficio). Resulta evidente que en estos dos últimos casos, asumiendo la incidencia regresiva del impuesto indirecto, los ajustes primario y secundario, en conjunto, deberían incrementar la progresividad en el impuesto directo para mantener la utilidad constante, tanto más cuanto más inelástico sea el bien gravado respecto a su precio en los primeros deciles (por ejemplo por sus menores posibilidades de adaptación en el consumo o por estar consumiendo en el entorno del nivel mínimo de subsistencia) y cuanto más progresivo sea el reparto del beneficio de la medida. En el cuarto supuesto el resultado dependerá de la comparación entre ambas categorías de regresividad, la del impuesto indirecto y la del beneficio: en concreto, como veremos más adelante, el impuesto directo sólo habría de hacerse regresivo, con los supuestos de partida anteriores, si el beneficio tiene naturaleza de bien inferior, lo que parece muy improbable *a priori*.²⁹¹

De este modo, si el bien gravado tiene una elasticidad-renta igual o menor a la unidad, su demanda es más rígida al principio de la distribución y la valoración de la calidad medioambiental es un bien normal respecto a la renta, los dos primeros ajustes deberían implicar un aumento en la progresividad del impuesto directo si se fijan con los criterios de la neutralidad distributiva lo que implica, en realidad, que se está aplicando el criterio del beneficio en el reparto de la responsabilidad tributaria.

Para formalizar estos efectos vamos a adaptar, como señalamos anteriormente, el planteamiento de Lambert (2001) sobre incidencia del presupuesto en el caso de impuestos directos y vamos a mantener, en lo básico, la notación de este modelo teniendo en cuenta que en nuestro caso se refiere a elementos de tributación indirecta y que el indicador de capacidad económica que determina la

²⁹¹ En cualquier caso no tendría por qué ser así en el supuesto de reformas que incidieran de forma local, en cuyo caso la valoración de las mejoras podría resultar regresiva, en función de las características de los que reciben principalmente el beneficio, siempre y cuando fueran sufragadas también por no beneficiarios de las mismas (con mayor nivel de renta).

renta se puede reinterpretar, como ya hemos señalado en diferentes ocasiones, en forma de indicador de renta permanente por el gasto (y que denotaremos como m , de la forma habitual). Supongamos, en primer lugar, que la accisa medioambiental (o el incremento en el IVA de productos con externalidades) ha resultado ser regresiva por el efecto conjunto de las diferentes elasticidades y sus cambios. Formalmente, esta condición, siendo m la renta y t' el nuevo impuesto equivaldría a:

$$\frac{d \left[\frac{t'(m)}{m} \right]}{dm} \leq 0$$

Definamos g^i como la razón del impuesto indirecto respecto del total de la renta y , como hasta ahora, μ como la renta media. Así la cuota media y la renta media tras los impuestos se pueden expresar como μg^i y $\mu(1 - g^i)$ respectivamente. Definamos, asimismo, la curva de Lorenz de la renta inicial, L_m ,²⁹² y las curvas de concentración de la cuota y de la renta tras el impuesto indirecto, $L_{t'}$ y $L_{m-t'}$, respectivamente²⁹³ como:

$$p = F(y) \Rightarrow L_m(p) = \int_0^y \frac{m f(m) dm}{\mu}$$

$$p = F(y) \Rightarrow L_{t'}(p) = \int_0^y \frac{t'(m) f(m) dm}{\mu g^i}$$

$$p = F(y) \Rightarrow L_{m-t'}(p) = \int_0^y \frac{[m - t'(m)] f(m) dm}{\mu (1 - g^i)}$$

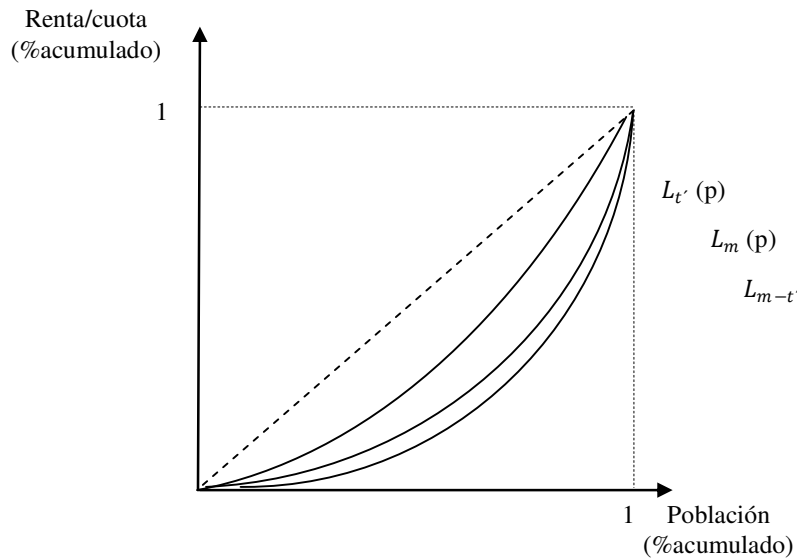
Como el impuesto, al ser regresivo, se reparte de forma más igualitaria que la renta antes del impuesto, la renta neta se reparte de forma menos igualitaria que la renta inicial. Así, al igual que los impuestos progresivos tienen un efecto igualador en la distribución de la renta, tal y como establece el teorema de Jakobsson-Felman, los impuestos regresivos actúan en la dirección opuesta, como es evidente.

Gráficamente, como se puede deducir de las expresiones anteriores, $L_m \equiv g^i L_{t'} + (1 - g^i) L_{m-t'}$:

²⁹² Consideramos esta renta inicial como la renta antes de considerar el nuevo impuesto indirecto pero una vez descontado el impuesto directo inicial

²⁹³ Debemos recordar en este punto que, si no hay *reranking*, estas curvas de concentración se corresponden con las curvas de Lorenz de la cuota y la renta neta respectivamente. Este sería el caso que tratamos aquí, al depender la cuota del impuesto y la valoración del beneficio únicamente de la renta por ahora. En el epígrafe siguiente incorporaremos la posibilidad de que las preferencias varíen con otros factores o que existan diferencias en las necesidades en diferentes colectivos, en cuyo caso sí se produciría *reranking*.

Gráfico 5.1. Curvas de Lorenz y de concentración del impuesto (impuesto regresivo)



Como explicamos en detalle en el epígrafe referente a la tercera fase de los estudios, el grado de regresividad que introduce el impuesto indirecto se puede medir en función de la desproporcionalidad entre el impuesto y la renta o gasto sobre el que se aplica, por ejemplo con los índices de progresividad de Kakwani o de Suits, o en función de su efecto distributivo, por ejemplo con los índices que miden los cambios en la desigualdad de Reynolds-Smolesky y de Musgrave-Thin. Considerando la aplicación del impuesto indirecto bajo los supuestos realizados sobre las elasticidades del bien, teniendo en cuenta los primeros indicadores de cada tipo y siendo G el índice de Gini asociado a cada curva y con la notación empleada hasta ahora, se cumplirá que:

$$IP_{KAK} = G_{t'} - G_m = 2 \int_0^1 [L_m(p) - L_{t'}(p)] dp < 0$$

$$I_{R-S} = G_m - G_{m-t'} = 2 \int_0^1 [L_{m-t'}(p) - L_m(p)] dp < 0$$

De este modo, el ajuste primario para mantener la utilidad constante una vez introducido el impuesto requerirá que el ajuste posterior en el impuesto directo sea progresivo. Dicho en otras palabras, la curva $L_{m-t'-T_2}$ (representando T_2 , como en el modelo de neutralidad distributiva expuesto anteriormente, el impuesto directo una vez realizado el ajuste primario, el que compensa por la pérdida de utilidad del impuesto indirecto) debe quedar por encima de $L_{m-t'}$ si la elasticidad-renta de los bienes gravados es inferior a la unidad y, además, más cerca de L_m cuanto más haya que compensar a las familias en los primeros deciles, por ejemplo si la sensibilidad

de la demanda ante cambios en el precio es menor en los primeros estadios de la distribución.²⁹⁴

Así, siendo g_1 la razón del impuesto directo tras el primer ajuste respecto de la renta, si definimos la curva de Lorenz de la distribución de rentas una vez realizado el ajuste primario como:

$$p = F(y) \Rightarrow L_{m-t'-T_2}(p) = \int_0^y \frac{[m - t'(m) - T_2(m)] f(m) dm}{\mu (1 - g^i + g_1)}$$

y los índices de progresividad asociados:

$$IP_{KAK} = G_{t'+T_2} - G_m = 2 \int_0^1 [L_m(p) - L_{t'+T_2}(p)] dp \geq 0$$

$$I_{R-S} = G_m - G_{m-t'-T_2} = 2 \int_0^1 [L_{m-t'-T_2}(p) - L_m(p)] dp \geq 0$$

con desigualdad estricta si la elasticidad-precio de la demanda de los bienes gravados es menor en valor absoluto en los primeros deciles.

Consideremos, a continuación, el reparto del beneficio, aún sin integrarlo junto a la incidencia del impuesto indirecto, para ver con más claridad ambos efectos por separado y suponiendo, igualmente, que la valoración de la mejora sólo depende de la renta. Analicemos en primer lugar el caso en que la imputación se realiza de forma progresiva (es decir, la valoración de la calidad medioambiental, o el beneficio derivado de la reducción de la externalidad en bienes locales en su caso, es un bien normal y superior). Siguiendo la notación de Lambert (2001) (que mantenemos excepto cuando la adaptación requiera hacer cambios), si denominamos $b(m)$ al beneficio en función de la renta, si la distribución de éste es progresiva se cumple que:

²⁹⁴ Este resultado se aprecia fácilmente si se considera el caso extremo en que en los primeros estadios de la distribución la elasticidad-precio fuera 0 y, por lo tanto el ajuste primario hubiera de compensar exactamente por el aumento en la cuota del impuesto indirecto en dicho nivel de renta, mientras que según ésta aumentase la demanda se hiciera más elástica respecto del precio y, así, el ajuste primario fuera menor que en ausencia de adaptación en el consumo. Resulta evidente que en este caso la distribución una vez aplicado el impuesto y el ajuste primario queda más cerca de la equidistribución que la correspondiente a la situación inicial. Este supuesto puede no estar muy lejos de la realidad en algunos casos como, por ejemplo, cuando se aplican algunas accisas energéticas si en los primeros percentiles se está consumiendo ya en un nivel cercano al de subsistencia: la elasticidad-precio estará próxima a cero (que es tanto como asumir que la función de gasto deja de ser cóncava y no hay ajuste en el consumo ante los cambios en los precios)

$$\frac{d \left[\frac{b(m)}{m} \right]}{dm} \geq 0$$

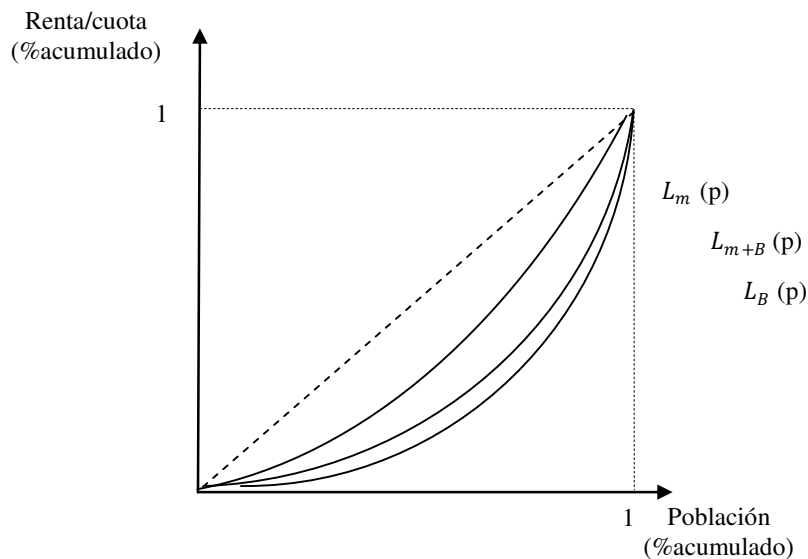
De forma similar a la fase anterior, b es la razón entre el beneficio y la renta total y μb y $\mu(1+b)$ denotan, respectivamente, el beneficio medio y la renta después de distribuido el beneficio. Definiendo de forma análoga las curvas de concentración asociadas al beneficio, L_B , y a la renta post-beneficio desde la renta inicial, L_{m+B} , de nuevo:

$$p = F(y) \Rightarrow L_B(p) = \int_0^y \frac{b(m) f(m) dm}{\mu b}$$

$$p = F(y) \Rightarrow L_{m+B}(p) = \int_0^y \frac{[m + b(m)] f(m) dm}{\mu (1 + b)}$$

Gráficamente, como se puede deducir de las expresiones anteriores, $L_m \equiv (1 + b)L_{m+B} - bL_B$:

Gráfico 5.2. Curvas de Lorenz y de concentración del beneficio (beneficio imputado de forma regresiva)



Al igual que los impuestos regresivos conducen a una mayor desigualdad, un reparto progresivo de los beneficios (a más renta mayor beneficio imputado) tiene el

mismo efecto, como se refleja en los indicadores de progresividad asociados (para distinguirlos de los calculados para los impuestos añadimos el superíndice B):²⁹⁵

$$IP_{KAK}^B = G_m - G_B = 2 \int_0^1 [L_B(p) - L_m(p)] dp < 0$$

$$I_{R-S}^B = G_m - G_{m+B} = 2 \int_0^1 [L_{m+B}(p) - L_m(p)] dp < 0$$

De forma similar a lo que señalamos al considerar que el ajuste primario implicaba un aumento en la progresividad del impuesto directo para mantener la utilidad constante, también en el caso del ajuste secundario, con el mismo fin, será necesario aumentar de nuevo la progresividad en el impuesto directo, tanto más cuanto mayor sea la valoración de la calidad medioambiental según aumenta la renta. Es importante señalar que la distribución tras el ajuste secundario se superpone a la distribución desde la que se haya realizado dicho ajuste una vez realizadas las compensaciones para conseguir la neutralidad distributiva se reparta como se reparta el beneficio, por la propia dinámica de la neutralidad distributiva: la naturaleza regresiva o progresiva de la distribución de la mejora determina el cambio que será necesario inferir en el impuesto directo para mantener la utilidad pero no tiene efectos redistributivos. Formalmente, siendo T^B el cambio en el esquema del impuesto directo que anularía el efecto del beneficio considerado aisladamente:²⁹⁶

$$IP_{KAK}^B = G_m - G_{m+B-T^B} = 0$$

$$I_{R-S}^B = G_m - G_{m+B-T^B} = 0$$

Si unimos ambos ajustes la combinación de la accisa medioambiental con los ajustes primario y secundario, bajo los supuestos anteriores, implicará que, en conjunto, el impuesto directo habrá de hacerse progresivo, tanto más cuanto menos elástica sea la demanda del bien gravado en las primeras fases de la distribución, menor sea su elasticidad-renta y mayor sea la elasticidad-renta de la demanda de calidad medioambiental. Además la combinación de ambos ajustes conduciría a una distribución más igualitaria, considerando también la imputación del beneficio, sea como sea ésta, siempre que la demanda del bien gravado sea más rígida en los primeros deciles. Así, siendo g_2 la razón del impuesto directo tras los dos primeros

²⁹⁵ En el caso del índice de Kakwani aplicado al reparto de los beneficios su valor es el negativo del correspondiente a un impuesto equivalente para que así se refleje un aumento en la progresividad con un valor positivo del índice.

²⁹⁶ Este cambio sería, integrado en el esquema de la neutralidad distributiva, igual a $(T^1 - T_2)$

ajustes respecto de la renta, si definimos la curva de Lorenz de la distribución de rentas una vez realizados los dos ajustes y considerado el beneficio como:

$$p = F(y) \Rightarrow L_{m-t'-T'+B}(p) = \int_0^y \frac{[m - t'(m) - T'(m) + b(m)] f(m) dm}{\mu (1 - g^i - g_2 + b)}$$

El índice de progresividad de Reynolds-Smolesky asociado será, bajo los supuestos de partida:²⁹⁷

$$I_{R-S}^{neto} = G_m - G_{m-t'-T'+B} = 2 \int_0^1 [L_{m-t'-T_2+B}(p) - L_m(p)] dp \geq 0$$

con desigualdad estricta si la demanda es más elástica respecto del precio cuando aumenta la renta. Si la elasticidad fuera la misma en toda la distribución la curva de Lorenz inicial y final se superpondrían y el índice de Reynolds-Smolesky del conjunto de la medida sería cero. Los signos de las elasticidades son los que determinan el cambio que es necesario realizar en la tarifa del impuesto directo.

En resumen, a menos que la valoración medioambiental sea un bien inferior, bajo los supuestos que hemos planteado acerca de las elasticidades y la concavidad de la función de gasto, bajo el esquema de neutralidad distributiva, tras los ajustes primario y secundario, el impuesto sobre la renta habría de hacerse más progresivo, tanto más cuanto mayor sea la elasticidad-renta de la mejora, y la distribución final será más igualitaria.

La naturaleza del ajuste terciario puede mantener este resultado, de nuevo si se reparte de forma proporcional a la renta ya ajustada, o incrementar la igualdad si se distribuye en forma de reparto de tanto alzado o de forma progresiva y, especialmente, si se focaliza en el grupo de menos renta (por ejemplo para compensar por la pobreza energética en el caso de impuestos que recaigan en este sector). El resultado final dominaría claramente, bajo la perspectiva de la triple dominancia, a la situación inicial, especialmente en el caso de un ajuste terciario dirigido a incrementar la eficiencia energética en los hogares más pobres, por ejemplo.

Todos estos comentarios los podemos también explicar a través de un ejemplo muy ilustrativo sobre los efectos distributivos de los impuestos en términos netos explicado en Lambert (2001): una situación en la que la combinación de un

²⁹⁷ En este caso el cálculo del índice de Kakwani es complicado ya que habría que especificar la curva de Lorenz del impuesto neto, que podría no estar definida en algunos puntos, por ejemplo cuando $g^2=b$ y que, como apunta Lambert (2001) no tiene la forma típica de curva de concentración.

impuesto regresivo junto con un beneficio imputado de forma regresiva conducen a una distribución más igualitaria, y que se produce en el caso en que los impuestos sean regresivos sobre la renta original pero progresivos cuando se valoran respecto a la renta post-beneficio. Este supuesto sólo podría darse en el caso de la imposición medioambiental si ésta tiene aisladamente efectos regresivos si la valoración de la calidad medioambiental, o en general la mejora que la aplicación de los impuestos pudiera provocar, fuera un bien inferior (tanto más inferior cuanto más regresivo el efecto inicial del impuesto indirecto). De aquí se deduce de nuevo que, en los supuestos más verosímiles en el caso de ciertos impuestos medioambientales, esta situación es imposible y los efectos directos de las accisas medioambientales, aún imputando el beneficio, serían regresivos si el impuesto lo es originalmente.

Aunque ya hemos reflexionado sobre estos efectos con más profundidad en un epígrafe anterior de este capítulo, volvemos a señalar que en principio parece que la disposición a pagar por la calidad medioambiental crece de forma bastante proporcional a la renta, por lo que se valorarán más las mejoras en las últimas fases de la distribución. La asignación de ese efecto hay que suponerlo o calcularlo con algún ejercicio de valoración de la calidad medioambiental para estimar cómo depende ésta del nivel de renta. En varios estudios, como en Williams (2005), se asume que esta valoración es proporcional a la renta después de impuestos. Por ejemplo, si consideramos los beneficios de reducir la congestión en el tráfico si parece razonable pensar que la reducción de los atascos será más apreciada en los niveles de renta más altos atendiendo a la valoración del coste del viaje ya que los costes de oportunidad del tiempo perdido serán mayores. En cualquier caso, siendo prudentes, el esquema de neutralidad distributiva puede asumir valores conservadores en cada caso, con una imputación aproximadamente proporcional al nivel de renta y, en lo posible, considerar varias estimaciones para comprobar la robustez en los resultados, aunque bajo supuestos bastante verosímiles sobre la naturaleza de los bienes el impuesto directo debería ajustarse de forma progresiva.²⁹⁸

Si el impuesto indirecto no fuera el óptimo, o el daño marginal no fuera constante, como ya hemos señalado en algunas otras ocasiones, la única forma de calcular el valor del beneficio es también a través de ejercicios de valoración económica de la calidad medioambiental, lo que sin duda resulta más complicado cuanto más globales sean las externalidades medioambientales consideradas o realizar una estimación aproximada a partir de la consideración de un daño marginal

²⁹⁸ En el ejercicio que desarrolla Kaplow (2012) para demostrar lo que supone asumir la forma de la oferta de trabajo cuando ésta es separable de hecho también implica aceptar, en la aplicación de la reforma fiscal analizada, si el beneficio medioambiental crece más o menos que proporcionalmente respecto de la renta.

constante.²⁹⁹ Algunos de los métodos valorativos han sido cuestionados pero la investigación científica más reciente ha perfeccionado su metodología, principalmente en lo que respecta a métodos indirectos como la aproximación de la función de producción y la estimación de funciones dosis-respuesta. Por ejemplo, existen cada vez más evidencias sobre los costes asociados a la contaminación en las ciudades o sobre los costes asociados a la congestión, por lo que contar con datos monetarios fiables es cada vez más asequible, al menos para ciertos problemas medioambientales.³⁰⁰

Desde estas reflexiones hemos deducido un importante resultado que nos parece necesario subrayar de nuevo para ponerlo en conexión con las opciones de reciclaje de los tributos medioambientales: si la demanda de los bienes gravados es inelástica, si la elasticidad-precio es inferior en valor absoluto para las primeras decilas, si su elasticidad-renta o gasto es positiva (lo que también se manifiesta en valores altos, en valor absoluto, del parámetro de Frisch medio), un reciclaje proporcional de los ingresos derivados de las accisas a través de un impuesto directo lineal o progresivo no sería suficiente para compensar la pérdida de utilidad sufrida por la población con menor nivel de renta, ni siquiera en promedio. Los estudios revisados en este trabajo parecen apuntar, en general, que este puede ser perfectamente el caso de algunos de los bienes susceptibles de ser gravados con tributos medioambientales, como por ejemplo los que recaen sobre el uso de ciertos recursos y sobre ciertos productos energéticos, y, similarmente, los cálculos que hemos revisado del parámetro de Frisch apuntan en la misma dirección.³⁰¹ En cualquier caso, e incluso si el impuesto medioambiental fuera en origen progresivo (por ejemplo en el caso de la gasolina en algunos países como hemos visto en la revisión de los estudios) quizás el impuesto directo habría de tender asimismo hacia

²⁹⁹ Aunque en este caso se podría tomar como aproximación la cantidad de Kaplow, por ejemplo, para estudios valoración contingente y reducir así el *sesgo del anclaje* en los modelos dicotómicos que plantean una cantidad determinada de valoración para plantear la cuestión de la valoración en formatos de referendun.

³⁰⁰ Existen numerosos estudios que evalúan los efectos de la contaminación sobre la morbilidad y en algunos de ellos, siguiendo la aproximación de la función de producción o de la función de producción doméstica en la valoración monetaria y se han calculado los coste económicos evaluando, por ejemplo, el ahorro en gastos médicos que implicaría el aumento en la calidad medioambiental.

³⁰¹ Asimismo recordemos que, según el modelo LES, cuanto mayor sea la elasticidad de la utilidad marginal de la renta en valor absoluto, también será menor el gasto discrecional respecto del gasto total, lo que tiene su importancia también en el caso de la imposición medioambiental y el parámetro de Frisch varíe con el nivel de renta. Recordemos asimismo que, como hemos apuntado también en numerosas ocasiones, muchos de los bienes necesarios, como los alimentos o los bienes energéticos, son los que representan un mayor volumen de emisiones y serían los que más se encarecerían ante intervenciones medioambientales a través de instrumentos económicos.

una mayor progresividad en función del reparto del beneficio, bajo el esquema de neutralidad distributiva y, especialmente en el caso de países muy desiguales y con niveles altos de pobreza, se podría asimismo, aún con más motivo, considerar el reciclaje progresivo del ajuste terciario.

Asimismo, hemos señalado anteriormente que, en términos prácticos, si las preferencias no son homogéneas se puede rebajar el requerimiento de realizar ajustes en el marco de la neutralidad distributiva por la dificultad en la identificación de las características pero, también, para facilitar que se generen incentivos para reducir el consumo de los bienes gravados en todos los grupos de renta para aquellos que tienen menor dificultad en la adaptación del consumo, al depender éste de una preferencia y no de una necesidad. Los resultados, si se realizan los ajustes de acuerdo con la renta como hemos señalado anteriormente, se situarían en un lugar intermedio entre un óptimo de Pareto y una mejora en el sentido de Kaldor-Hicks. Debemos, en cualquier caso, realizar un salvedad: el hecho de que las familias en los primeros deciles de renta pudieran ser muy heterogéneas implicaría que las pérdidas netas para parte de la población con menor capacidad adquisitiva podrían ser elevadas si no se consideran apropiadamente diferencias y, así, podría perjudicarse muy seriamente a algunas familias que se encuentren en dicho grupo por lo que, de nuevo, podría resultar conveniente realizar un ajuste terciario centrado en ese grupo social si este fuera el caso. En el próximo epígrafe volveremos a reflexionar sobre estas diferencias cuando se refieren a necesidades y no a preferencias.

De alguna manera los resultados que venimos apuntando ya fueron señalados en otro contexto cuando tratamos sobre la relación de la elasticidad de la utilidad marginal de la renta con el reparto de la carga fiscal y sus implicaciones para la justicia distributiva en una parte anterior de nuestro trabajo. Como argumentamos en ese momento, y tal y como Neill (2000) señala, cuando los impuestos financian bienes públicos puros, si la utilidad marginal de la renta es decreciente, para igualar la carga fiscal de las intervenciones la cuota debe crecer con la renta y si, además, la elasticidad-renta de la utilidad marginal de la renta es menor que menos uno el impuesto debe ser progresivo. Asimismo, cuando el bien público sea normal respecto a la renta, de acuerdo con el principio de igual beneficio, los impuestos que igualan la carga fiscal serían injustos con aquellos individuos con menor nivel de renta, por lo que sería necesaria una progresividad aún mayor. Si adaptamos estos comentarios en el contexto de las reformas fiscales verdes con neutralidad distributiva es evidente, de nuevo, que si la accisa medioambiental ha tenido consecuencias regresivas el ajuste primario y secundario deberían, en conjunto, resultar progresivos (y más que compensar el efecto distributivo inicial) tanto más cuanto mayor sea el parámetro de Frisch en valor absoluto en las primeras decilas y mayor la elasticidad-renta del beneficio medioambiental simplemente aplicando el principio del beneficio. Sería necesario, además, realizar un ajuste terciario más

progresivo (o realizar otras reformas en este sentido en la tributación directa) si, además, se desea adaptar la tributación a la capacidad contributiva ya que en los dos primeros ajustes se considera el principio del beneficio. Lo interesante del nuevo planteamiento que hemos expuesto es que, para tener una idea más ajustada de los efectos de la introducción de los tributos sobre el bienestar y los ajustes que se requerirían en su caso no sería necesario calcular el parámetro de Frisch sino simplemente tener una idea aproximada de las elasticidades relevantes.

Esta perspectiva está, asimismo, en relación con las ideas del reciente premio nobel de economía Angus Deaton, sobre cuyas aportaciones en la estimación de modelos de demanda hemos tratado en partes anteriores de este trabajo. Una de las más destacadas ha sido, precisamente que las políticas económicas deben estar basadas en datos. En este sentido, como aquí defendemos, los modelos teóricos, sustentados en supuestos concretos, nos sirven para entender el origen de los efectos y tener una comprensión más clara de cómo influyen o pueden influir de forma aislada en las variables que se estén estudiando. En el contexto de nuestro estudio creemos que el planteamiento de esquemas formales, como el de Kaplow, resultan enormemente clarificadores, pero asimismo creemos que pueden inspirar aplicaciones prácticas que deben basarse en la observación del comportamiento real de los agentes. En este sentido hemos observado en la revisión de los estudios que es posible contar con indicios bastante fiables de cómo es la relación de demanda respecto de los bienes que podrían ser objeto de gravamen medioambiental, y su relación con el resto de productos consumidos en función de diferentes variables, y esas estimaciones pueden servir para diseñar mejor las intervenciones. Por ejemplo, como ya hemos subrayado, si se estima que los bienes gravados son inelásticos respecto de renta, más rígidos respecto del precio en los primeros deciles y los beneficios normales respecto de la renta (como indican en su mayoría los estudios tanto basados en microdatos como en encuestas), la compensación en el contexto de una reforma fiscal ecológica debería realizarse con un incremento en la progresividad del impuesto directo que, asimismo, se puede calcular de forma aproximada si se cuenta con los datos adecuados. El aspecto normativo de las políticas puede integrarse, debe integrarse, asimismo, cuando se valoran sus efectos y se plantean variaciones para tener en cuenta otras dimensiones de las mismas, por ejemplo si se realizan reciclajes de los ingresos posteriores con objetivos redistributivos o, como trataremos en el siguiente epígrafe, al considerar cuestiones sobre equidad en sentido horizontal.

Otro resultado interesante relacionado con esta reflexión, y que también hemos subrayado en partes anteriores de este trabajo, es que si la calidad medioambiental es un bien normal respecto de la renta, el nivel asociado a las preferencias del votante mediano crece si aumenta la renta mediana por lo que es probable, asimismo, que cuanto menor sea el nivel de desigualdad de partida mayor

sea la valoración del beneficio derivado de la política medioambiental y, así, se puedan aplicar más fácilmente medidas de política medioambiental más estrictas que en caso contrario, por la oposición que seguramente se generaría.

Evidentemente, en términos prácticos, si los contribuyentes no tienen una percepción adecuada de la mejora medioambiental, y de los efectos sobre el bienestar que la reforma posibilita, la intervención podría no tener los efectos deseados, ya que sería más probable que se percibiera únicamente en su naturaleza recaudatoria y afectara a la oferta de trabajo, especialmente para aquellos para los que, en conjunto, los ajustes sean negativos. Esta percepción dependerá, además, del grado en que sean aprehensibles las consecuencias de la política y de la gravedad de los daños medioambientales antes de la reforma. Si la mayor calidad posibilita la reducción de ciertos consumos asociados al deterioro medioambiental, además de por las razones económicas obvias, esos costes evitados suponen una señal muy poderosa del incremento del bienestar (tanto individual como social). Asimismo, si el nivel de calidad de partida es muy bajo, como en muchos problemas medioambientales se puede considerar que el daño marginal es creciente y convexo, pequeñas reducciones en la presión medioambiental tienen resultados mucho más evidentes. En este sentido, muchas de las políticas medioambientales más valoradas se realizan en el ámbito local, precisamente porque esa cercanía permite una mejor apreciación de los efectos y una mayor implicación de los ciudadanos.³⁰² Si las instituciones públicas que impulsen las medidas consiguen justificar las políticas y explicar adecuadamente tanto la parte fiscal de las intervenciones como sus consecuencias no sólo se conseguirá una aceptación mayor de las intervenciones sino, también, que sus efectos sean más valorados y se desarrollen con mayor eficiencia, en el sentido de Kaplow, y sin resultados sociales discutibles. De nuevo, una educación extendida y de calidad y una correcta información sobre los problemas medioambientales son esenciales para un desarrollo eficaz de las políticas.

5.2.5 Neutralidad distributiva cuando las necesidades son heterogéneas

Un problema que no se ha señalado cuando se han apuntado las limitaciones del enfoque de neutralidad distributiva que estamos explicando, al menos que tengamos constancia, es el relativo a la heterogeneidad en las necesidades de los afectados por los cambios tributarios, aquellas características que son éticamente relevantes diferentes a la renta, un aspecto de la política medioambiental sobre el

³⁰² Los éxitos en este sentido de las políticas en ciudades que, como en Copenhague, han hecho del desarrollo urbano con criterios medioambientales un objetivo compartido por toda la sociedad es prueba de ello.

que ya hemos tratado anteriormente. Sin entrar a valorar de nuevo el debate sobre si es posible o, incluso, procedente medir la desigualdad horizontal, remitimos al capítulo dos de este trabajo, en el que expusimos los argumentos de las distintas visiones en esta controversia.³⁰³ Simplemente, aceptemos ahora que es posible identificar variables que definan diferentes necesidades y que éstas determinan el consumo de los bienes gravados de tal modo que pudiera resultar normativamente relevante tenerlas en cuenta. Como hemos apuntado en otras partes del trabajo es probable que algunos impuestos medioambientales afecten más a unos colectivos que a otros no tanto por divergencias en las preferencias o en los niveles de renta sino porque debido a cambios en los patrones de consumo relacionados, por ejemplo, con el tipo de familia o el lugar de residencia, no tienen los mismos requerimientos de los bienes susceptibles de ser objeto de gravamen, lo que podría ocasionar problemas de inequidad horizontal.

Al igual que sucede cuando las preferencias o los gustos no son homogéneos, si las necesidades difieren dentro del mismo grupo de renta el ajuste neutral es imposible si se basa únicamente en la relación entre el nivel de renta y el consumo de los bienes gravados. Por ejemplo, como hemos visto en algunos de los estudios que hemos revisado extensamente en partes anteriores del trabajo, como el de Ekins y Dresner (2004), se ha constatado que tras la introducción de los tributos, incluso una vez aplicados reciclajes progresivos, un porcentaje de las familias en los primeros deciles tenía importantes pérdidas netas. Asimismo en Mirrless et al. (2011) se ha observado que la varianza asociada a estas pérdidas en los primeros deciles era mucho más acusada que la media. Si tenemos en cuenta la naturaleza de muchos de los bienes objeto de imposición medioambiental, en particular los energéticos y dentro de estos los que se consumen en los hogares, esta variabilidad es con más probabilidad achacable a las diferencias en las necesidades que a las divergencias en las preferencias. Es este sentido resultaría conveniente considerar en el modelo que las familias se diferencian además por otras características al margen de sus gustos y habilidades (para obtener rentas) ya que en el modelo tal y como originalmente se plantea se infiere que las familias tipo w (aquellas que traducen sus horas de trabajo u otras funciones productivas en unos ingresos determinados) debían ser tratadas de forma análoga. Este problema, habitualmente presente en la

³⁰³ Como apuntamos en su momento por ejemplo Kaplow (2000) señalaba que el mandato de la equidad horizontal podría incluso chocar con el principio de Pareto si, por ejemplo, aumentos claros en el bienestar de todos beneficiaban comparativamente más a algunos individuos. Este no sería el caso en el contexto en el que estamos, ya que se estamos considerando que, en la aplicación de impuestos indirectos, algunos individuos iguales respecto de las características relevantes, tienen diferentes necesidades, por lo que se ven perjudicados en mayor medida por la colocación de un impuesto que traerá un beneficio cuyo reparto no tiene relación con la distribución del sacrificio derivado del devengo. En este sentido la definición de inequidad horizontal, siempre y cuando la característica que defina la necesidad esté clara, resulta relevante en nuestra opinión.

fiscalidad medioambiental, podría resolverse a nuestro entender también en este caso si se juzgara procedente la diferenciación: los ajustes para conseguir la neutralidad deberían compensar adicionalmente a los contribuyentes en estas circunstancias, lo cual podría hacerse dentro del esquema impositivo siempre que su identificación pudiera realizarse de forma objetiva. Detectar si existe el problema es relativamente sencillo si se cuenta con los datos necesarios (reales o simulados a partir de las encuestas) para medir el *reranking* e identificar sus determinantes, como indicativo de la inequidad horizontal, una vez aplicada la medida.

Como hemos señalado en partes anteriores de este trabajo, existen dos tipos de características que definen el bienestar de los individuos: aquellas que no son éticamente relevantes y que en principio no se consideran en el diseño de los tributos y aquellas que sí son susceptibles de ser tenidas en cuenta para que aquél que las presenta pudiera tener un tratamiento diferenciado y que podrían, así, condicionar la forma en que los esquemas fiscales afecten a los contribuyentes o a los beneficiarios de transferencias. La propia filosofía tributaria, idealmente reflejo de los valores sociales, debería decidir a qué grupo de características pertenece cada situación. Entre las primeras, por ejemplo, podrían hallarse aquellas asociadas a las preferencias o a los gustos personales y entre las segundas las condiciones de salud o ciertas circunstancias familiares. Aunque esta diferenciación es totalmente relevante en el planteamiento de las políticas en general, y en particular en el diseño de los tributos, tiene una interpretación completamente diferente en el contexto de la corrección de las externalidades bajo los supuestos de la neutralidad distributiva.

Según este esquema en teoría se debería compensar en todos los casos, puesto que se basa en la idea de devolver a los individuos a su nivel de utilidad inicial una vez aplicado el impuesto medioambiental y teniendo en cuenta el beneficio. La distinción entre ambos supuestos no resulta, en cualquier caso, indiferente tampoco en la aplicación de este planteamiento por tres motivos. En primer lugar resulta con toda probabilidad más fácil ajustar el consumo una vez gravado el bien si depende de una preferencia que de una necesidad, por lo que el ajuste primario requerido será menor en el primer caso, lo que implica que podría resultar conveniente moderar la aplicación del esquema neutral y no considerar las preferencias que, además de por su escasa justificación en la práctica, su identificación puede ser imposible en muchos supuestos lo que, repetimos, no sería un problema sustancial sino simplemente una rebaja en la aplicación exacta del esquema de neutralidad distributiva. Además, si aceptamos que el consumo basado en preferencias se ajusta de forma más fácil que el basado en necesidades conseguiríamos, con este trato diferenciado, que se recorte más el consumo donde el coste marginal asociado a la reducción es menor, lo que implicaría también una mayor efectividad de la medida. En tercer lugar, si alguna de las características que definen las necesidades es más habitual en el grupo de renta más bajo podría resultar

aún menos justificable la ausencia de ajuste en necesidades si éste fuera posible. La parte positiva de este asunto hace que una de las limitaciones del modelo sea, asimismo, una de sus fortalezas para aceptar su aplicación aunque sea un tanto desvirtuada, incluso si no es posible observar todas las características que afectan a la demanda del bien, ya que en principio parece más fácil tanto la identificación de los sujetos afectados como la justificación de un ajuste adicional basado únicamente en las necesidades y no en aspectos de la personalidad.

Así, formalmente, como acabamos de señalar, existen dos tipos de características que definen el bienestar de los individuos: aquellas que no deberían ser objeto de compensación, que denominaremos C^a , y aquellas que si son susceptibles de ser consideradas para que aquel que las presenta pudiera tener un tratamiento diferenciado, o C^b . Si la incorporación en el sistema tributario de impuestos medioambientales afecta de forma desproporcionada a ciertos colectivos, especialmente si las características que los definen son necesidades o características del tipo C^b , los tres ajustes que hemos analizado en el esquema de neutralidad distributiva deberían implicar una compensación superior en dicho caso. En la práctica la idea se aplicaría separando en la estimación al grupo que presente la característica de interés y calculando de forma específica la compensación.

Este ajuste adicional, siempre que sea posible su identificación de forma precisa y objetiva, y especialmente si se acepta socialmente que la característica es susceptible de *merecer* un tratamiento especial, es perfectamente compatible con la idea de neutralidad distributiva de Kaplow ya que de lo que se trata es de devolver la utilidad a su nivel inicial y, de hecho, no tenerlo en cuenta sí podría suponer que el esquema no se aplicaría de forma adecuada, ya que la compensación no sería suficiente para mantener la utilidad constante, especialmente si en ese grupo, como es probable, la demanda del bien gravado es muy rígida. De este modo las características relevantes podrían ser incorporadas de forma similar en la estructura del impuesto sobre la renta al objeto de realizar los ajustes primario, secundario o terciario o, en su caso, en forma de otro ajuste de forma separada. Así esta compensación se puede considerar como un cuarto ajuste, añadiendo un nuevo elemento a la ecuación sobre los ajustes a nivel familias que dependa de las características tipo C^b o como una variación de los ajustes anteriores aplicados a un colectivo concreto: calculando una función de gasto diferente para cada tipo de familia en función de las mismas, haciendo que el ajuste secundario dependa de la renta de las familias y de dichas características si éstas afectan a la preferencia por el medio ambiente o, alternativamente, definiendo el ajuste terciario en función de las características relevantes. Formalmente, adaptando la ecuación planteada anteriormente en este último caso:

$$a_h = \sum_{i=1}^n \frac{\partial e_h(\mathbf{p}, \mathbf{t}, \mathbf{Z}, \mu_{h_0})}{\partial t_i} + \sum_{i=1}^n d_{ih} \frac{\partial Z_i(x_i(\mathbf{p}, \mathbf{t}, T, w, l))}{\partial x_i} \frac{\partial x_i}{\partial t_i} + c_h(\mathbf{t}', T''(wl), C_h^b)$$

Este ajuste diferenciado en el caso de las necesidades se justifica también si tenemos en cuenta que la utilidad marginal de la renta para la familia que presenta la característica que define una mayor necesidad, i.e. que es por lo tanto éticamente relevante, es mayor que la asociada a un hogar con idéntico nivel de renta pero que no la presente. El esquema de neutralidad distributiva exigiría que la compensación fuese superior para la familia con la necesidad.

Este tipo de tratamientos diferenciados se llevan a cabo con frecuencia, por ejemplo en la consideración de las características de los consumidores en el bono social de la facturación eléctrica en España, que tiene en cuenta tanto la situación familiar como el status laboral y económico, como explicamos anteriormente al referirnos a las aplicaciones de las políticas medioambientales y medidas relacionadas.

Para la definición de estas características es necesario realizar algunas precisiones. Como ya hemos señalado anteriormente, aunque la trasposición exacta del esquema de neutralidad distributiva exigiría ajustes tanto ante diferentes preferencias como ante cambios en las necesidades probablemente es mejor realizar una distinción en el tratamiento, por requerir el objetivo medioambiental que se generen los incentivos en aquellos colectivos para los que resulte menos complicado realizar una readaptación en el consumo. En este sentido podría resultar apropiado que los ajustes se realicen únicamente sobre las necesidades lo que, además de ser más justificable en términos normativos, parece más asequible que la diferenciación asociada a aspectos de la personalidad y tampoco desvirtúa en exceso el esquema de neutralidad si tenemos en cuenta que en esos colectivos es probable que la demanda sea rígida y, por lo tanto, no afecte en exceso la compensación al incentivo medioambiental. En cualquier caso, y aunque las características que determinan el consumo fueran observables y cuantificables (de forma directa o, en su defecto, por variables relacionadas) la decisión sobre cuáles de esas características son necesidades relevantes no es, en cualquier caso, trivial. Ilustremos esta reflexión con una categoría intermedia de bienes, como son lo que se denominan *gustos involuntarios*. Para explicar este caso recurriremos al trabajo de Starkey (2012) en el que se enumeran los supuestos en que los hogares tienen más necesidades energéticas, en el contexto de los criterios para decidir el reparto de las cuotas en un mercado personal de permisos de emisión, que es fácilmente adaptable a nuestro contexto. Así, se establece que requerirían más recursos para alcanzar el mismo nivel de bienestar aquellos que son más sensibles al frío, los que viven solos y no

disfrutan de economías de escala en el consumo, los que residen en regiones más frías o en zonas rurales con menores posibilidades de transporte público y acceso a ciertas fuentes más eficientes de energía y los que tengan menores a su cargo. Como expone Starkey, las teorías de justicia distributiva difieren en cuanto a si esos hogares deberían disfrutar de un tratamiento diferenciado, algo que ilustra centrándose en la comparación de los enfoques igualitaristas de Dworkin y Cohen. Para ambos las diferencias basadas en diferencias en los recursos personales (tal y como los define el primero) relacionados, por ejemplo, con la salud si deben ser tenidas en cuenta. Sin embargo difieren en la consideración de ciertas preferencias: Cohen defiende que también deberían considerarse a aquellos que requieren de mayor consumo derivado de un *gusto involuntario* mientras que Dworkin sostiene que en ese caso las personas deberían soportar las consecuencias derivadas de sus afinidades, sea cuál sea la naturaleza de dicha preferencia.

En el esquema de la fiscalidad ecológica estas diferentes perspectivas podrían resultar relevantes. Por ejemplo, podemos suponer que las personas enfermas o ancianas podrían ser consideradas dentro de un colectivo con necesidades especiales (respecto de los grupos con igual renta) en lo que respecta a los bienes que necesitan para tener un nivel paralelo de bienestar (para aclimatar sus viviendas, por ejemplo). En este caso aceptar un tratamiento diferenciado no sería muy discutible pues el nexo entre la característica y la necesidad está más o menos claro (lo que no quiere decir que resulte sencillo calcular las compensaciones como vimos en su momento al referirnos al *winter fuel allowance* británico). En otro contexto, como hemos señalado en diversas partes de este trabajo, las familias que viven en el ámbito rural tienen unos gastos asociados a ciertos bienes susceptibles de ser objeto de gravámenes medioambientales, como la gasolina y otros bienes energéticos, superiores a los de las familias urbanas y, asimismo, su demanda de muchos de estos bienes suele ser, por sus menores posibilidades de sustitución, más rígida.³⁰⁴ La decisión de vivir en el campo podría responder a una preferencia (el gusto por la vida tranquila) o a una necesidad (motivos laborales). En ambos casos se debería realizar el ajuste en el contexto de la neutralidad distributiva aunque el primer supuesto se correspondería con una preferencia y, como tal, no debería *merecer* un trato especial según Dworkin mientras que, en el segundo caso, la característica se enmarcaría en el grupo de necesidades y, así, podría ser aceptado un tratamiento fiscal especial (además se podría adicionalmente justificar por las externalidades medioambientales positivas asociadas a las actividades rurales). Desde este punto de vista no sería muy exigente aceptar que las familias residentes en el medio rural y

³⁰⁴ En el caso español, por ejemplo, Labandeira et al. (2006) estiman que la elasticidad-precio de la electricidad y de los combustibles para calefacción (como gases licuados) es sensiblemente más rígida en los hogares rurales que en los urbanos. Por ejemplo, en el último caso está próxima muy a cero (-0,15).

cuyos ingresos procedieran de una actividad del sector primario o de un servicio de atención a la población rural fueran compensadas adicionalmente para evitar supuestos de inequidad horizontal.³⁰⁵ De forma similar se podría justificar este tratamiento diferenciado en algunos casos también desde la perspectiva del reparto del beneficio: por ejemplo en la tributación que afecte al sector del transporte si consideramos que las familias urbanas se benefician más de una mejora medioambiental derivada del menor uso del automóvil ya que en las ciudades, además de los beneficios medioambientales generales, se producen adicionalmente otros como menores atascos o menor probabilidad de sobrepasar los umbrales máximos aconsejables de concentración de contaminantes (es decir en términos de nuestro modelo, una mayor α_h para las familias urbanas, lo que se traduciría en un mayor ajuste secundario).³⁰⁶ Obviamente, las familias con niños podrían perfectamente ser consideradas en este sentido.

Es importante señalar que los ajustes no afectan al objetivo medioambiental, simplemente reajustan la carga asociada, considerando diferencias en las utilidades de los diferentes grupos, por lo que podría estar más justificado responder únicamente a las diferencias en las necesidades *objetivas*, como hemos señalado anteriormente, con el objeto de que se consigan mayores ajustes en el consumo de los bienes gravados, aunque se desvirtúe un tanto el esquema de neutralidad distributiva.

Aceptar un ajuste diferenciado entre las preferencias y las necesidades es compatible, asimismo, con el enfoque de las capacidades de Sen. Como explicamos en su momento lo que Sen propone es que el bienestar se defina en función de dos elementos intermedios en la traducción del consumo de los bienes en utilidad o bienestar para el individuo: las capacidades y las funcionalidades. Las primeras proceden de la conversión del consumo de los bienes en características materiales

³⁰⁵ No se trata de un abaratamiento en el precio del bien gravado, por ejemplo del combustible utilizado para la producción agraria (que podría asimismo considerarse como otra intervención adicional si se considera conveniente), sino que la idea es que se aplique una rebaja adicional en el impuesto directo para aquellos que, por trabajar en el ámbito rural, tengan unos costes energéticos mayores por no tener acceso a fuentes sustitutivas, lejanía de núcleos urbanos etc. Esta idea podría resultar interesante como parte de estrategias más generales para fijar población en el medio rural.

³⁰⁶ El que las familias residentes en el medio rural tengan un menor o mayor nivel de renta medio que en las ciudades depende de las características idiosincráticas de los países. Por ejemplo, en algunos países densamente poblados es mayor su capacidad económica, al ser sus residentes principalmente familias con alto poder adquisitivo que prefieren ese estilo de vida. En otros países con menor densidad de población y de implantación del transporte público, como España, esa población está más bien asociada al sector primario en la mayor parte de las regiones, por lo que su capacidad económica suele ser más baja. La diferenciación en función de su vinculación directa o indirecta a actividades productivas propias del medio rural previene que se dé un trato fiscal más favorable en función de características que, en principio, no deberían requerir un tratamiento diferenciado.

que, combinadas con el entorno físico y el contexto en que habita el individuo, determinan un nivel en su capacidad para funcionar y le permiten, junto a sus características personales, alcanzar unos determinados logros (las funcionalidades) que implican, al integrarse con su estado psíquico, que alcance un concreto nivel de utilidad. Tener en cuenta las diferencias en características relevantes o necesidades lo que implica es, esencialmente, que se asegure el mantenimiento de las capacidades para los colectivos que requieran un mayor consumo de los bienes gravados para alcanzar un nivel determinado de bienestar respecto de los que no presentan las características que definen la necesidad. Esto resultaría especialmente relevante si, además, el colectivo más necesitado se concentra en mayor proporción en las fases iniciales de la distribución (por ejemplo, si en el ámbito rural la renta media es menor que si se considera el conjunto de la población). Asimismo esta idea podría interpretarse de acuerdo con el concepto de sostenibilidad de Sen: al igual que, en virtud de nuestra capacidad, las generaciones del presente deberíamos implicarnos en la solución de los problemas medioambientales que podrían perjudicar principalmente a las futuras generaciones, precisamente porque *somos capaces de hacerlo*, en el plano intrageneracional, asimismo, parecería adecuado que realicen un mayor esfuerzo en términos cuantitativos aquellos para los que resulta más sencillo ajustar su consumo tanto por tener mayores posibilidades de sustitución, por el lugar de residencia por ejemplo, como por tener mayor capacidad para hacerlo en el caso de aquellos que disfrutan de un mayor nivel de renta.

Como hemos mencionado anteriormente, para detectar la importancia de estos efectos y la intensidad en que las necesidades pudieran implicar situaciones que se pudieran definir como inequidades en sentido horizontal, existen indicadores de progresividad que permiten detectar la existencia de supuestos de inequidad horizontal y valorarlos en función de las diferencias en las necesidades, por ejemplo estimando los determinantes de las familias para las que se produce el *reranking* en ejercicios de simulación previos al desarrollo de las políticas o con los datos de los efectos de éstas una vez introducidas para calcular las compensaciones.

5.2.6 Una nueva idea de dominancia en el análisis del bienestar sostenible: la neutralidad distributiva desde el enfoque de la triple dominancia

Cuando la calidad medioambiental se considera un bien público puro, es esperable que los objetivos de la política medioambiental tiendan a reflejar aquel nivel preferido por el votante mediano. Si asumimos que la calidad medioambiental es un bien normal, aunque no fuera superior, su demanda será, para la misma renta media asociada, mayor cuanto menor sea el nivel de desigualdad. En la conjugación de los objetivos de eficiencia y equidad en la valoración de resultados distributivos,

como reflejamos en la parte correspondiente de este capítulo, la dominancia estocástica de primer orden establecía que, para iguales niveles de renta media, en términos comparativos, el bienestar asociado a la distribución más igualitaria sería mayor, simplemente asumiendo concavidad en la función de utilidad. En este sentido se puede añadir otra dimensión asociada a la sostenibilidad medioambiental a esta idea de dominancia, la *triple dominancia*, para requerir que, además, se asocie un mayor bienestar a la situación en la que el nivel de calidad medioambiental aumente. Si aceptamos entonces que, para un mismo nivel de eficiencia económica y medioambiental una situación más igualitaria es preferible desde el punto de vista de la utilidad socialmente considerada entonces el resultado final sería indicativo de un mayor nivel de bienestar global, también por el propio efecto positivo de una mayor igualdad sin costes en términos de eficiencia.³⁰⁷

Políticas como las propuestas de acuerdo con el marco general de neutralidad distributiva son positivas desde el punto de vista medioambiental (se derivan de la aplicación de una medida con dicho objetivo expreso), tienen previsiblemente resultados financieros progresivos (por aplicación de las compensaciones derivadas de la neutralidad en cuanto a la utilidad) y no afectan al nivel de renta medio (por la aplicación de las compensaciones) o incluso pueden incrementarlo (en función de su diseño), por lo que son claramente superiores conjugando las tres dimensiones del bienestar. Estas dimensiones son, además, complementarias: cuanto más igualitaria es la situación preexistente, *caeteris paribus*, se podrán aplicar las políticas medioambientales de forma más sencilla y los supuestos que se asumen en el esquema de neutralidad distributiva expuesto para que la eficiencia de las medidas se mantenga, en cuanto a la oferta de trabajo, se facilitan también.

De este modo, si los impuestos medioambientales se fijan en el entorno de su nivel pigouviano óptimo³⁰⁸ y si los supuestos se cumplen y los bienes tienen una baja elasticidad-precio y gasto, por el ajuste primario, el impuesto sobre la renta se haría más progresivo, efecto que se reforzaría si la calidad medioambiental es un bien superior, por lo que la reforma en su conjunto reduciría la desigualdad: en la

³⁰⁷ Aunque la utilidad individualmente considerada se mantuviera constante tras el ajuste inicial, si la función de bienestar social es cóncava y se mantiene la oferta de trabajo por la compensación, y por lo tanto no hay efecto sobre el nivel de producción, la utilidad social incrementa por el propio efecto de la igualdad sobre ésta: se ha trasladado el cubo de agua sin que se haya perdido contenido en el desplazamiento, utilizando la conocida imagen del cubo agujereado (*leaky bucket*). Con los supuestos del modelo, si partimos de una situación subóptima, una reforma que incremente la eficiencia del sistema sin afectar a otros incentivos, es superior en términos de bienestar social, más aún si se produce en el sentido explicado.

³⁰⁸ Como ya hemos señalado, aunque los niveles de los tipos sean inferiores al óptimo seguiría resultando en un incremento en la recaudación y, bajo ciertos supuestos verosímiles, también en el caso de reformas fiscales aisladas.

combinación de los ajustes primario y secundario la probabilidad de recibir una compensación positiva disminuiría con el nivel de renta. Si las mejoras ambientales se perciben adecuadamente, al no cambiar la utilidad, al menos al no cambiar mucho, no habría grandes pérdidas de eficiencia derivadas de ajustes en la oferta de trabajo y, además, los impuestos conseguirían que los precios reflejaran el verdadero coste de producción de los bienes al internalizar el efecto externo. Los niveles de calidad medioambiental, asimismo, mejorarían al generar la medida una cierta readaptación en el consumo de los bienes gravados.

El ajuste terciario podría contribuir a reforzar uno o varios de los objetivos anteriores, por ejemplo el medioambiental si se dirige a financiar programas en ese ámbito. Una posibilidad, a la que nos hemos referido sin más comentarios hasta ahora, consistiría en posibilitar una transferencia de tanto alzado con el excedente de los ingresos. Esta opción, en comparación con un ajuste proporcional a la renta para mantener la distribución constante, resulta más progresiva. En función de la cuantía de los ingresos caben asimismo, otras alternativas. Por ejemplo, para reforzar el objetivo de equidad se podría destinar el conjunto del incremento en los ingresos a las familias con bajos recursos en general, por ejemplo reforzando los programas sociales de renta mínima o de impuesto negativo sobre la renta o, en particular a reducir la pobreza energética, a través de planes dirigidos específicamente al colectivo que sufre estas carencias bien a través de ayudas específicas para el pago de las facturas relacionadas o bien subvencionando alternativas para procurar el ahorro energético, lo que potenciaría asimismo los resultados medioambientales de la medida. Una posible aplicación de los ingresos, en caso de impuestos que generen un volumen suficiente, para reforzar la eficiencia y procurar aumentos en la oferta de trabajo, sería sufragar, por ejemplo, reducciones en las cotizaciones sociales o un sistema de complementos salariales como el que se aplica por ejemplo en EEUU y otros países.³⁰⁹ Todas estas opciones tienen diferentes implicaciones en cuanto a los resultados en términos de eficiencia y equidad y muchas dependen en su efectividad de la cuantía de los ingresos pero, en cualquier caso, sea cuál sea la opción, procede de fondos nuevos derivados de una mejora en el sistema en su conjunto, lo que supone una *mejora paretiana*. El ajuste terciario simplemente la distribuye.

Si ponemos estos resultados en relación con la idea de la triple dominancia esta medida fiscal con neutralidad distributiva conseguiría resultados superiores desde el punto de vista medioambiental (por ser su fin prioritario e inherente) pero también tendría como resultado una distribución más igualitaria sin afectar al nivel

³⁰⁹ Es interesante subrayar que esta última posibilidad conduce a incrementos en la oferta de trabajo incluso ante los supuestos en que el parámetro de Frisch fuera muy negativo

de actividad económica, o incluso mejorándolo si el ajuste terciario, por ejemplo, se dirige a sufragar propuestas que incrementen la oferta de trabajo o la producción.³¹⁰

El esquema de Kaplow con las variaciones apuntadas podría, asimismo, plantearse en su aplicación en un contexto dinámico, de forma secuencial, lo que favorecería tanto la calibración correcta de la medida, por permitir adaptar los parámetros en el tiempo (por ejemplo el tipo impositivo) así como favorecer su aceptación social y la readaptación en el consumo. En un primer momento podría plantearse el impuesto medioambiental con devolución completa (pues es probable que en el corto plazo el ajuste primario exigiera prácticamente una devolución de gran parte de los ingresos por la mayor rigidez de la demanda). Ese ajuste primario podría ir decreciendo en el tiempo ante la evidencia de sustitución de los bienes gravados, lo que podría plantear que fuera necesario que incrementase su progresividad en función de la intensidad de la adaptación en el consumo a lo largo de la distribución. El ajuste secundario se llevaría a cabo a continuación, cuando fueran más evidentes las mejoras medioambientales que la medida hubiera procurado, junto con el ajuste terciario (y el cuarto en su caso) que favorecería la aceptación del ajuste secundario de aquellos para los que incrementara más el impuesto directo.

Aunque es cierto que el atractivo de esta idea puede debilitarse si los supuestos no se cumplen como originalmente se plantean, con las salvedades apuntadas, creemos que esta propuesta ofrece una percepción sumamente interesante en el análisis de los efectos de la imposición medioambiental y, en particular, en la consideración de sus consecuencias redistributivas y, como mínimo, puede servir como una guía que permita aclarar las ideas y presentar los efectos de las medidas de una forma más informativa. Como señala Kaplow (2012) la implementación de este tipo de reformas aplicadas con neutralidad distributiva no tiene por qué ser óptima desde el punto de vista distributivo, y en general no lo será si no lo es la distribución preexistente, pero este esquema permite considerar los diferentes problemas de forma separada, lo que resulta muy clarificador.

En primer lugar, este tipo de intervención es consecuente con la idea de que la imposición medioambiental debe responder prioritariamente a objetivos ecológicos y no recaudatorios o de otra índole. Además, en segundo término,

³¹⁰ Una variación de esta propuesta podría ser que el ajuste primario se realizara en vez de en el impuesto sobre la renta en la financiación del programa de complemento salarial, como estiman Burtraw et al. (2009) respecto a algunas propuestas de reciclaje de los ingresos de sistemas de permisos. Este esquema resulta ser muy progresivo y beneficia de forma singular a los primeros deciles de la población y es, de acuerdo con el índice de Suits, la más progresiva de cuantas se analizan en este estudio, incluso más que la devolución per cápita. En la siguiente parte del trabajo volveremos sobre esta idea.

subraya la necesidad de que los instrumentos de intervención pública se coordinen en la consecución de los objetivos políticos y económicos, entre los que se deben incluir los medioambientales.

Asimismo podemos extender este planteamiento para subrayar la idea que venimos defendiendo a lo largo de estas páginas: el nivel de desigualdad de partida condiciona la efectividad de la política medioambiental. En diversas ocasiones hemos señalado que si los niveles preexistentes de desigualdad y de pobreza (y de pobreza energética) son elevados sería muy complicado poner en práctica medidas con potenciales efectos regresivos, incluso aunque pudieran compensarse con otros instrumentos por la dificultad de hacerlo de forma exacta y por posibles errores en la percepción de las mejoras, lo que podría suponer tener que abandonar instrumentos más eficientes por otros menos adecuados, con el coste asociado tanto en términos de su eficiencia económica como medioambiental. Podemos señalar algunas otras ideas relacionadas con este planteamiento: considerando los países con un alto nivel de desarrollo, en aquellos más igualitarios probablemente las necesidades son más homogéneas, al menos en lo que se refiere a los primeros deciles, se favorece el resultado de mejora en el sentido *paretiano* y se simplifica el diseño de la intervención. Así, por ejemplo en la tributación de productos energéticos, en este tipo de sociedades, al existir un mayor sentimiento de colectividad, suelen estar más incorporados los medios de transporte compartidos, lo que facilita asimismo que dentro de los grupos de renta tampoco existan diferencias importantes que dificulten que la redistribución sea neutral y, por ejemplo, será más probable que los medios privados de transporte sean complementarios al ocio y los públicos al trabajo. En partes anteriores de este trabajo hemos visto, precisamente, que en diversos estudios se ha señalado que, en términos generales, en diferentes países europeos los impuestos sobre la gasolina son progresivos mientras que en EEUU son regresivos, lo que refuerza la idea que acabamos de apuntar e implica que la potencial regresividad de estos impuestos tiene más que ver con la distribución que con el nivel de renta medio.³¹¹ Una desigualdad excesiva tiene, así, dos efectos sobre la política medioambiental: en primer lugar, como acabamos de señalar, porque limita la aplicación de las políticas si son susceptibles de tener efectos regresivos pero, asimismo, porque una sociedad dividida implica que no se comparten los mismos objetivos, no hay fines comunes, lo que limita que se pongan en marcha iniciativas que exijan la implicación de toda la sociedad. Los objetivos de la política medioambiental, sin ninguna duda, pertenecen a esta categoría.

³¹¹ O quizás con una combinación de los dos: por ejemplo, para fomentar tecnologías eficientes es necesario el impulso, al menos inicial, del sector público y en sociedades más ricas y que estén menos polarizadas la gente estará más dispuesta a estas iniciativas, e incluso las demandará a sus representantes.

La operatividad de la idea de Kaplow diseñada con las variaciones que hemos propuesto podría depender, así, de la distribución inicial. Como venimos señalando, la redistribución neutral, si los niveles de desigualdad preexistentes son muy elevados y los bienes gravados tienen una baja elasticidad-precio y gasto, exigirá que el impuesto sobre la renta se haga más progresivo para equilibrar la situación a través del ajuste primario. Aunque la compensación fuera diseñada para mantener la utilidad constante es probable que si las preferencias o las necesidades difieren mucho en de cada grupo de renta, y dentro de ellos no sea posible mantener el resultado neutral de forma completa (no sea posible mantener inalterado totalmente y para todos los contribuyentes el nivel de utilidad inicial) se generen interferencias con la oferta de trabajo, incluso si el bien gravado fuera complementario al ocio, por el efecto de la corrección en el impuesto de la renta también, y como hemos señalado, en función del parámetro de aversión relativa al riesgo (o la elasticidad de la utilidad marginal).³¹² El efecto podría en su caso separarse de la optimalidad con más intensidad cuanto más desigual sea la situación de partida por los costes de eficiencia asociados a tener que hacer más progresivo el impuesto directo: una devolución proporcionalmente mayor en los primeros niveles de renta implica una mayor diferencia en los tipos marginales y medios, lo que podría provocar desincentivos en la oferta de trabajo, pero también en el ahorro, la inversión o la asunción de riesgos si los cambios son considerables y, especialmente, si no se perciben suficientemente las mejoras ambientales que la medida ha propiciado y sus efectos sobre el bienestar.³¹³ Como señala Lambert (2001), de acuerdo con el teorema de Jakobsson-Fellman, la progresividad en el impuesto sobre la renta reduce la desigualdad, lo que no implica necesariamente un aumento en el bienestar ya que, de hecho, cualquier tipo de imposición reduce el bienestar social si no consideramos el destino de los fondos y, en este supuesto en particular, el objetivo medioambiental de la medida.³¹⁴ En este caso, si finalmente el impuesto sobre la

³¹² Debemos recordar, en cualquier caso, los comentarios que realizamos anteriormente sobre las dudas que surgían respecto a la forma de la oferta de trabajo. Como vimos, el asumir que tiene pendiente positiva o negativa estaría implicando diferentes valores para el parámetro de aversión al riesgo y el de Frisch. Si este último fuera elevado en valor absoluto (en todo caso dependiendo de la especificación que se asuma para la función de utilidad) no estaría tan claro el efecto sobre la oferta de trabajo derivado de realizar políticas redistributivas.

³¹³ Es un resultado similar al que señala la teoría de la imposición directa óptima en su versión más simple, y en desarrollos posteriores, sobre que el nivel óptimo de progresividad depende de forma inversa de la elasticidad de la oferta de trabajo y de forma directa de la diferencia en las utilidades marginales entre ricos y pobres y de la dispersión de las habilidades en ambos grupos. Más desigualdad hace más atractiva la equidad en relación con la eficiencia y exige una mayor progresividad, con el coste de ineficiencia asociado mayor.

³¹⁴ En este sentido, por el teorema de Shorrocks ya explicado en la parte correspondiente del trabajo, si la función de bienestar social es simétrica, individualista, aditivamente separable y con cierta aversión a la desigualdad, la imposición sobre la renta reduce el bienestar al empobrecer a todas las partes, si no consideramos el efecto de los fondos recaudados. Además, como también

renta aumenta en términos generales tras los ajustes primario y secundario y si estos ajustes no han sido suficientes para mantener el resultado neutral por no cumplirse otros supuestos necesarios, por ejemplo la separabilidad de la oferta de trabajo, cuanto mayor sea la progresividad que se tenga que inducir en el impuesto sobre la renta mayor será el coste de eficiencia. Incluso si en términos generales el impuesto sobre la renta bajara para una mayoría, que también podría ser posible en función de los fondos recaudados por el impuesto indirecto y la magnitud del efecto medioambiental, inducir asimismo a una mayor progresividad por la mayor desigualdad de partida, aunque el tipo medio decreciera, no provocaría un efecto tan positivo sobre la oferta de trabajo, de forma que podría no compensar el propio efecto negativo derivado del incremento de los impuestos indirectos.³¹⁵

Otra consecuencia negativa de la desigualdad sobre los resultados de la política medioambiental tiene que ver con el *efecto rebote* que se produciría sobre el consumo de los bienes gravados, u otros que también generasen externalidades negativas, tras las compensaciones. Si, como consecuencia de la desigualdad preexistente y la naturaleza de los bienes gravados, las familias con menos recursos reciben un ingreso adicional tras el triple ajuste, como estiman empíricamente Chitnis et al (2014), los *efectos rebote* hacia bienes cuyo consumo perjudica al medioambiente son mayores para las familias con menor nivel de renta ya que, por su patrón de consumo, destinarán una mayor parte de los ingresos extra (o en su caso de los costes evitados en función de la naturaleza del ajuste terciario) en necesidades que son normalmente más intensivas medioambientalmente (como alimentos, bebidas o consumos energéticos).

Otro coste asociado a la excesiva desigualdad y la pobreza en la efectividad de la política medioambiental es que en los ajustes primario y secundario no se compensa a los que no pagan impuestos directos, que son los que con mayor probabilidad estarían sufriendo una situación de pobreza o de pobreza energética, por lo que aún si el planteamiento de la neutralidad distributiva fuera teóricamente operativo, el coste social sería inasumible por el efecto sobre aquellos con menor capacidad económica. La idea de la mejora paretina podría lograrse de forma compatible con la equidad si los ingresos adicionales que posibilitan la realización

vimos en partes anteriores de este capítulo, según el esquema de la dominancia hay que considerar tanto el reparto como la magnitud de lo que se reparte, y su interacción, en la evaluación del bienestar.

³¹⁵Este coste podría medirse para comparar situaciones, de forma similar al coste de la desigualdad (la diferencia entre el nivel de renta medio y la renta equivalente igualmente distribuida), por ejemplo calculando el incremento en exceso de gravamen respecto de la situación igualitaria que no requeriría tener que hacerlo más progresivo. Cuanto mayor sea dicha diferencia más se alejara de la optimalidad desde el punto de vista fiscal la propuesta de reciclaje. Asimismo se podría calcular cuánto sería dicho coste para un objetivo medioambiental determinado.

del tercer ajuste fueran dirigidos hacia los colectivos más vulnerables. Así, si los contribuyentes son compensados vía IRPF y su utilidad se mantiene constante, si el excedente es suficiente para compensar a la población cuyos ingresos son tan bajos que no pagan impuestos directos se mantendría la superioridad de la reforma. Así, respecto al ajuste terciario, niveles preexistentes de desigualdad y de pobreza elevados exigirían que las compensaciones se dirigieran hacia su reducción teniendo que abandonar otras iniciativas más eficientes, tanto desde el punto de vista económico como medioambiental, cuya incorporación sería más factible si no hubiera colectivos con carencias o una fuerte inequidad vertical. Asimismo, este excedente será tanto mayor cuanto más se valore la mejora medioambiental (que también dependerá positivamente de la renta mediana) y cuanto menor sea el grado en el que se requiera hacer progresivo el impuesto directo y, de forma relacionada, cuanto menores sean las diferencias en las elasticidades entre los grupos de renta: si la elasticidad es más reducida en los primeros estadios de la distribución el impuesto habría de hacerse más progresivo y el efecto sobre los que no pagan impuestos sería aún mayor. En este sentido subrayamos, de nuevo, como el supuesto de homogeneidad de preferencias y necesidades es menos restrictivo para mayores niveles de igualdad.

De algún modo en este caso se reproduce el intercambio entre eficiencia y equidad con un nuevo componente, una suerte de triple *trade-off*: si los supuestos de la neutralidad impositiva no se cumplen en su totalidad la reforma tiene un resultado incierto en la desigualdad, dependiendo de la combinación del efecto del impuesto directo y del indirecto, consigue mejoras medioambientales por el efecto de la tributación medioambiental, pero puede ocasionar pérdidas de eficiencia económica y limitar los resultados medioambientales, de forma tanto más significativa cuanto más desigualdad haya en origen. En términos de dominancia, no resultaría una mejora clara en el bienestar.

Como vimos en su momento, una forma de valorar el bienestar conjunto de la medida, así como de comparar diferentes alternativas de reciclaje, si no se pueden extraer conclusiones claras con el enfoque de la dominancia sería analizar los cambios con alguna función de bienestar social que incorpore como parámetros la renta de las familias y las preferencias sociales respecto a la desigualdad, para ilustrar si estas preferencias afectan a la valoración de la medida y como diferentes ajustes podrían variar la evaluación. Según la revisión del enfoque *welfarista* clásico de Saez y Stantcheva (2013) al que nos hemos referido en partes anteriores de este trabajo, se podrían incorporar estos pesos de forma que reflejen una determinada concepción de justicia social, realizando así un análisis normativo. En el mejor de los escenarios, en la aplicación de un impuesto medioambiental ajustado para conseguir resultados de neutralidad distributiva cuando se cumplen los supuestos iniciales y cuando los bienes gravados tienen baja elasticidad gasto y la calidad medioambiental es un bien

superior, al igual que concluiría el análisis de la dominancia, se conseguiría un aumento en el bienestar social medido por funciones de bienestar social muy diferentes: desde el punto de vista de la capacidad los que tienen más capacidad económica acabarían pagando más, pero desde el punto de vista del beneficio también serían los que más valorarían los resultados medioambientales de la medida por lo que sería preferido desde planteamientos tan diferentes como el utilitarista, el rawlsiano, el liberal-libertario o para cualquier función cóncava. Asimismo, al conseguir mejoras medioambientales la medida sería superior para funciones de bienestar social que incorporen criterios ecológicos (por ejemplo si los niveles de renta se ajustan para reflejar la pérdida de capital natural). Según el destino de los fondos recaudados el diseño de las ponderaciones de acuerdo con la visión rawlsiana preferiría una devolución centrada en el grupo más pobre y la utilitarista la que mayor eficiencia económica consiguiera y, si se diseña la función de bienestar social de la forma que acabamos de explicar se valoraría adicionalmente la consecución de un mayor nivel de calidad medioambiental. Asimismo los supuestos de inequidad horizontal se podrían valorar con funciones de bienestar social que incorporasen mayores ponderaciones para los colectivos susceptibles de sufrir proporcionalmente más por presentar alguna de las características relevantes. Variaciones del escenario ideal, no valorables desde el punto de vista de la dominancia, podrían analizarse asimismo desde esta perspectiva, si bien en este caso si se plantearían diferentes conclusiones para las diferentes visiones y habría que optar por alguna función de bienestar en concreto.³¹⁶ En ese caso no hay que ocultar la carga normativa de la propuesta, pues aunque en el plano teórico se puedan realizar diferentes simulaciones considerando diferentes funciones de utilidad social, en la práctica habrá que optar por una de ellas para diseñar el impuesto y su reciclaje aunque siempre se podrá intentar valorar el grado en que los resultados son robustos. En este sentido, la valoración a través de funciones de bienestar social, o en su caso el análisis de dominancia, permiten asimismo probar la robustez de los resultados, comparando las conclusiones con aquellas otras que se deducirían si cambiaran algunos de los supuestos del modelo, como por ejemplo el tipo impositivo del impuesto medioambiental, la valoración de los daños o el supuesto de separabilidad de la oferta de trabajo.

Una interesante variación del enfoque normativo anterior, también propuesto en Saez y Stantcheva (2013), consiste en intentar establecer una teoría positiva sobre las preferencias sociales a través de encuestas. En el estudio anterior se plantea una aplicación en este sentido en la que se pide a los encuestados que valoren diferentes

³¹⁶ Como señalamos en su momento, el análisis de la dominancia, cuando es operativo, solamente implica aceptar concavidad en la función de bienestar social subyacente. La elección de la función de bienestar social aplicable es arbitraria y, como tal, esta decisión o la elección de los pesos distributivos, una cuestión más controvertida.

combinaciones de circunstancias personales, impuestos y transferencias. Por ejemplo, se plantea quién entre varios sujetos, que se diferencian por diversas características así como los impuestos que pagan y las rentas que reciben, merecería más una deducción fiscal. De este modo se puede deducir no sólo a qué función de bienestar social se acomodan en mayor medida las verdaderas preferencias de los ciudadanos, sino también qué circunstancias son valoradas en el sentido de justificarse para ellas un tratamiento fiscal diferenciado. Este procedimiento se podría extender en nuestro contexto para reflejar, asimismo, las preferencias medioambientales, lo que permitiría contar con datos más realistas sobre la valoración de la calidad medioambiental. Este tipo de ejercicios, similares a aquellos otros métodos demoscópicos como los de valoración contingente que estiman la disposición a pagar por las mejoras medioambientales (o por la evitación de los daños), permitirían comparar combinaciones de impuestos directos, indirectos y circunstancias personales o familiares para estimar de un modo más preciso las preferencias sociales por el medio ambiente, evaluar la percepción de las mejoras medioambientales y las reglas de reparto de las responsabilidades en la implementación de la política medioambiental.³¹⁷

Contando con la información adecuada, y en el contexto de sociedades igualitarias con alto nivel educativo y de concienciación social, es probable que, a menos que el efecto sobre la eficiencia fuera significativo, si no se dan todos los supuestos originales una reforma de este tipo sería superior a otras alternativas y podría resultar asimismo operativa. Diamond y Sáez (2011), en su explicación sobre los últimos desarrollos en el contexto de la imposición directa óptima, plantean tres criterios para que una propuesta en el plano teórico pueda ser trasladable en la práctica: debe estar basada en mecanismos empíricamente relevantes, ser robusta ante cambios en los supuestos de partida y ser factible su implementación en el sentido de ser socialmente aceptable y no ser compleja en su aplicación. Creemos que el esquema explicado en estas páginas satisface estos tres requerimientos, especialmente si los niveles de igualdad preexistentes son suficientemente elevados ya que el supuesto de homogeneidad en las preferencias y en las necesidades no será tan determinante, como hemos señalado. En primer lugar, asumiendo un efecto pequeño o nulo en la oferta de trabajo, de acuerdo con el planteamiento original, se pueden plantear sus efectos con modelos de equilibrio parcial y analizar así de forma más informativa sus posibles resultados iniciales. La robustez de éstos podría asimismo estudiarse simplemente planteando condiciones alternativas en diferentes fases del estudio y, por último, el diseño no será demasiado complejo si se cuenta con información suficiente sobre aspectos tales como las elasticidades de los bienes gravados y las relaciones derivadas y, desde luego, la aceptación social no debería ser

³¹⁷ Por ejemplo, un reciente estudio sobre las preferencias medioambientales en España es Hanemann et al. (2011)

un problema dado que los resultados distributivos no deberían ser discutibles. Asimismo, como hemos explicado anteriormente, el esquema se puede aplicar de forma secuencial, lo que permite una adaptación dinámica más eficiente.

Por todo lo anteriormente señalado el diseño de la aplicación de los instrumentos económicos con neutralidad distributiva es interesante desde dos puntos de vista ya apuntados en Kaplow (2011b): en primer lugar representa una interesante construcción analítica en tanto que orienta y clarifica el pensamiento si sirve como marco inicial para estudiar las propuestas, simplifica la comunicación de las medidas y permite considerar de forma separada las distorsiones derivadas de la intervención causadas por distintas fuentes. Además, hace posible concentrarse en los efectos medioambientales de las medidas (para analizar hasta qué punto es óptimo el impuesto medioambiental en su función inherente) al no implicar consecuencias distributivas discutibles y sin alterar su eficiencia económica (o incluso incrementada ésta última si se dan los supuestos necesarios). De nuevo subrayamos que, si esto es así, cuanto más igualitaria sea la distribución, para un mismo nivel de eficiencia, más fácil será la puesta en marcha de estas medidas y, asimismo, mejores sus efectos en términos de eficiencia medioambiental.

En resumen, en la elaboración e integración de la política medioambiental es importante conjugar los objetivos de eficiencia y equidad pero sin desvirtuar la naturaleza de sus fines ecológicos. Ello requiere la incorporación de los instrumentos de mercado en coordinación con las otras medidas de política medioambiental y con el resto de elementos tributarios. En el ámbito local o nacional las estructuras jurídicas y fiscales preexistentes así como la coyuntura social, política y medioambiental pueden hacer requerir diferentes políticas, o combinaciones de sus elementos, en diferentes países. Asimismo, teniendo en cuenta el contexto internacional, en un escenario de creciente liberalización comercial, puede resultar necesario acomodar las políticas por los riesgos que, principalmente en el corto plazo, se pudieran derivar de una implementación unilateral (en este sentido el objetivo medioambiental tendría que ser parcialmente sacrificado por razones económicas). La adopción de políticas multilaterales es, en este sentido, necesaria para lograr objetivos medioambientales más ambiciosos en aquellas áreas en las que los problemas medioambientales son globales.

5.3 EQUILIBRIO ENTRE LOS OBJETIVOS DE DESARROLLO SOSTENIBLE EN EL DISEÑO DE REFORMAS TRIBUTARIAS

5.3.1 Planteamiento general

Diversos organismos internacionales, nacionales y centros de investigación vienen sugiriendo en los últimos años a los países de la UE, de la OCDE y, en particular, a España que sería conveniente aumentar el peso relativo de la imposición indirecta a través de diversas vías: ampliación de la base del IVA (eliminando exenciones y uniformando tipos), aumento en las accisas y mayor uso de la tributación medioambiental. Este tipo de propuestas suelen ser muy criticadas, entre otras cosas por sus posibles efectos regresivos, por lo que un diseño adecuado de los instrumentos de las posibles reformas podría ser decisivo para avalar su introducción.

Una alternativa para hacer más operativas estas medidas podría ser aplicar una aproximación al esquema de imposición medioambiental con neutralidad distributiva en conjunto con una reforma de la fiscalidad indirecta general, lo que afectaría simultáneamente al impuesto sobre el valor añadido, al impuesto sobre la renta, al sistema de transferencias y a los impuestos medioambientales en sus primeras fases, tras los ajustes que hemos denominado primario y secundario, y asimismo a otras esferas en el caso de producirse el ajuste terciario, el que se posibilita si sobran fondos tras las dos primeras correcciones en el impuesto directo. De este modo se conseguirían dos resultados interesantes: por un lado las medidas no tendrían efectos, al menos significativos, sobre la oferta de trabajo, y en este sentido no introducirían distorsiones adicionales en términos de eficiencia y, en segundo lugar, tampoco generarían costes distributivos apreciables, de forma que no se producirían efectos discutibles desde un punto de vista ético. Además, si finalmente los ingresos fiscales aumentasen una vez realizados los ajustes, se podrían alcanzar resultados *aproximadamente paretianos* que sería posible, asimismo, adaptar para completar el alcance medioambiental, económico o social de la política.

El objetivo de esta parte de nuestro estudio es realizar una reflexión sobre la necesidad de realizar una correcta estimación sobre los efectos de las políticas medioambientales de acuerdo con el balance entre los tres objetivos que definen el desarrollo sostenible y sobre factibilidad de la incorporación de instrumentos de fiscalidad medioambiental de forma aproximadamente óptima y, más en concreto, sobre su aplicación en España. Asimismo intentaremos identificar y definir el alcance de los principales problemas que pudieran surgir en la introducción de estas políticas.

Si partimos de la superioridad, en cuanto a su eficiencia, de la uniformización en los tipos de la imposición indirecta general, podemos identificar tres razones por las que en el caso de algunos bienes se podría requerir un diseño adaptado y que en realidad no son sino otra manifestación de la tensión entre los objetivos de eficiencia, equidad y sostenibilidad medioambiental: la imposibilidad de introducir las medidas de forma inmediata por sus efectos sobre la competitividad en sectores sensibles, por ejemplo por la globalización de los mercados, la conveniencia de favorecer el consumo de bienes que generen efectos positivos sobre la oferta de trabajo o externalidades positivas en otros ámbitos y de desincentivar a aquellos que, al contrario, generen daños externos como los medioambientales y, por último, la necesidad de tener en cuenta los posibles perdedores en términos netos por las medidas, de forma especial si se concentran en los primeros estadios de la distribución. No vamos a analizar en términos prácticos el primer supuesto, que es dependiente sin duda de la estructura económica de los países y, asimismo, de la coyuntura económica y política tanto en el plano nacional como internacional, sin olvidar que, como plantea la hipótesis de Porter, a largo plazo las políticas pueden tener efectos muy positivos en algunos sectores por los incentivos que podrían generarse que incrementarían la eficiencia en un sentido dinámico.³¹⁸

Respecto a los otros dos supuestos, la principal diferencia radica en que la incorporación de externalidades forma parte de la racionalización del sistema fiscal mientras que en la corrección por motivos distributivos se diferencian los tipos porque se juzga que los resultados derivados de aplicar un mismo tratamiento a todos los bienes no son correctos. Lo interesante es que estas dos consideraciones se pueden incorporar de diferentes formas en el diseño de las medidas que serían compatibles con el esquema de neutralidad distributiva y que identificaremos más adelante. La reforma consistiría, en general, en ampliar la base del IVA, reduciendo las exenciones y la diferenciación de tipos, y fijar impuestos sobre los bienes cuyo consumo o producción generen externalidades diseñados en función de éstas, realizando los ajustes pertinentes en los impuestos directos (en el impuesto sobre la renta, sobre el gasto o, en su caso, sobre el trabajo) para que la reforma tienda a la neutralidad y reciclando el incremento de ingresos tributarios entre la población.³¹⁹ Asimismo estas políticas se podrían adaptar adicionalmente para intentar auxiliar a

³¹⁸ En algunos casos la solución a este problema pasa por gravar el consumo y no fases previas en el proceso productivo. Por ejemplo, en el caso de los impuestos medioambientales, para evitar que el consumo se desplace hacia otros países en los cuáles no se aplique el mismo tipo de tributos, lo que podría resultar muy inconveniente ya que la política tendría resultados opuestos a los objetivos planteados en cuanto a la reducción de los problemas medioambientales globales.

³¹⁹ Al ser imposible la identificación exacta de los cambios en la utilidad resulta imposible, como venimos apuntando, un ajuste que conduzca a resultados superiores en términos *paretianos* pero la idea puede adaptarse en un sentido aproximado.

las familias con menor capacidad económica, ya que en este esquema sería posible introducir ajustes que podrían contribuir a mejorar la calidad de vida de aquellos que se encuentran al principio de la distribución, o a reforzar los resultados medioambientales.

La idea fundamental, en lo que se refiere a la parte más específica de la medida, es que una reforma que afecte a impuestos con efectos medioambientales debe atender a criterios medioambientales. En este sentido debe basarse en los resultados de los estudios científicos sobre los efectos reales que generan las externalidades y, además, sobre los niveles de calidad que se deben plantear como objetivo y que deben inspirar el diseño concreto de los elementos que configuran los instrumentos de la intervención. Asimismo será necesario tener una idea lo más precisa posible sobre su cuantificación monetaria, por ejemplo a través de estudios de evaluación económica o estimando de forma secuencial sus verdaderos efectos una vez aplicada la política y valorándolos *ex post*. Una vez documentada la evidencia sobre la necesidad de la intervención, y concretados sus objetivos, la política debe adaptarse para reflejar los diferentes costes que implican los actos de producción o de consumo que se identifiquen, típicamente en los sectores de la energía, el transporte o la gestión de residuos. En otras palabras, si la política se aplica a través de instrumentos fiscales debería tender a reflejar el nivel pigouviano óptimo de los impuestos.

Antes de analizar los diferentes aspectos de la reforma vamos a volver a reflexionar sobre el intercambio de los objetivos que definen el desarrollo sostenible y sobre la necesidad de tener en cuenta las diferentes dimensiones sobre las que se manifiestan las políticas. Para ello, tras justificar de nuevo las razones por las que defendemos que se deben considerar los fines de forma transversal y tras reflexionar sobre las tensiones y sinergias entre ellos, que deben ser valoradas en el diseño de las medidas, vamos a proponer un índice para medir las tres áreas de forma integrada y que podría servir tanto para justificar la aproximación integrada a las consecuencias de las políticas como para ilustrar los comentarios sobre en qué dimensiones deben ser más sensibles los planteamientos de los instrumentos concretos. Este indicador que, como veremos, se plantea a nivel europeo nos servirá también para defender la forma en que proponemos la incorporación de reformas fiscales con objetivos medioambientales en España.

5.3.2 Una propuesta para el diseño de un índice de desarrollo sostenible en la UE

Uno de los problemas que podrían surgir en la incorporación de políticas medioambientales más ambiciosas son, precisamente, sus efectos distributivos, lo

que en el caso particular de España debe tenerse en cuenta con especial sensibilidad. Una de las ideas que venimos subrayando a lo largo de estas páginas es que los objetivos medioambientales, económicos y sociales deben ser considerados de forma transversal en el diseño de todas las políticas tanto para asegurar su viabilidad como para responder a exigencias éticas. Otra de las ideas que vertebran nuestro estudio es que los aspectos sociales condicionan también los resultados medioambientales en diferentes sentidos ya que, por ejemplo, si existen niveles elevados de desigualdad o de pobreza será más difícil incorporar políticas que pudieran afectar a las condiciones de mercado de los bienes que se consumen en mayor proporción en los hogares con menor capacidad económica y, asimismo, se debilitan los nexos que favorecen la aparición de normas sociales. En España, donde los datos sobre los patrones de consumo en función del nivel de renta indican que los bienes que podrían ser susceptibles de gravámenes más incrementados con objetivos medioambientales tienen demandas bastante rígidas y más inelásticas al principio de la distribución, el poder adquisitivo se ha deteriorado especialmente para las familias con menor capacidad económica después de la última crisis. Como podemos observar en el cuadro 5.1. España es uno de los países europeos en los que más ha incrementado la desigualdad, medida por diferentes indicadores y considerando el conjunto de la distribución, como en el índice de Gini, como sus extremos, en los índices de Palma y en el ratio interdecílico. De hecho España es, junto con Grecia, el país más desigual de acuerdo con estos últimos y en el que más han crecido los niveles. Aunque la tasa de pobreza, definida sobre una línea del 50% de la renta mediana, está en los niveles previos a la crisis al cambiar también el nivel que define el umbral (de hecho crecería bastante si el umbral se ancla en algún año previo) sus niveles son muy elevados en comparación al resto de países. Asimismo tanto la brecha de pobreza (incluso con línea de pobreza variable) como el indicador AROPE se han incrementado, lo que indica un empeoramiento en el nivel de vida de la población en situación de pobreza o exclusión. Esta tendencia también incidirá, sin duda, en los niveles de pobreza energética.

Cuadro 5.1. Índices de desigualdad y pobreza en países seleccionados de la UE.

	Índice de Gini		Ratio S90/S10		Índice de Palma		Tasa de pobreza		Brecha de pobreza media		Tasa AROPE	
	2007	2013 o año más reciente	2007	2013 o año más reciente	2008	2013 o año más reciente	2007	2013 o año más reciente	2007	2013 o año más reciente	2010	2013 o año más reciente
Alemania	0.287	0.289	6.7	6.6	1.043	1.051	8.5	8.4	0.219	0.202	19.7	20.3
Austria	0.284	0.276	6.9	7.0	0.905	0.959	9.7	9.6	0.213	0.245	18.9	18.8
Bélgica	0.282	0.268	6.7	5.9	0.907	0.921	9.5	10.2	0.193	0.191	20.8	20.8
Dinamarca	0.246	0.249	5.1	5.2	0.822	0.856	6.1	5.4	0.156	0.148	18.3	18.9
Eslovenia	0.240	0.250	5.2	5.4	0.781	0.836	8.0	9.4	0.227	0.231	18.3	20.4
España	0.328	0.335	9.9	11.7	1.144	1.288	14.5	14.1	0.266	0.297	26.1	27.3
Estonia	0.316	0.339	8.2	9.7	1.157	1.314	14.1	12.3	0.201	0.202	21.7	23.5
Finlandia	0.269	0.262	5.8	5.5	0.94	0.911	7.8	7.1	16.9	16.0
Francia	0.293	0.306	6.8	7.4	1.086	1.162	7.2	8.1	0.181	0.191	19.2	18.1
Grecia	0.333	0.340	10.5	12.3	1.28	1.336	13.3	15.1	0.245	0.327	27.7	35.7
Hungría	0.272	0.288	6.0	7.2	..	1.022	6.4	10.1	0.155	0.239	29.9	33.5
Irlanda	0.305	0.304	7.0	7.4	1.057	1.117	9.6	8.4	0.185	0.196	27.3	29.5
Italia	0.313	0.327	8.9	11.4	1.187	1.254	11.9	12.7	0.236	0.28	24.5	28.4
Luxemburgo	0.279	0.302	6.2	7.1	1.061	1.120	7.2	8.4	0.185	0.18	17.1	19.0
Países Bajos	0.295	0.278	7.1	6.6	1.038	0.990	6.7	7.9	0.185	0.197	15.1	15.9
Polonia	0.316	0.298	8.1	7.4	1.151	1.081	9.6	10.4	0.234	0.222	27.8	25.8
Portugal	0.360	0.338	10.4	10.1	1.486	1.331	12.8	12.9	0.24	0.258	25.3	27.5
Reino Unido	0.361	0.351	11.1	10.5	1.37	1.448	11.6	10.5	0.213	0.206	23.2	24.8
Rep. Checa	0.257	0.256	5.3	5.4	0.919	0.891	5.5	5.3	0.181	0.179	14.4	14.6
Rep. Eslov.	0.249	0.251	5.3	5.7	0.879	0.828	7.0	8.5	0.231	0.22	20.6	19.8
Suecia	0.259	0.274	5.8	6.3	0.89	0.963	8.4	9.0	0.17	0.189	15.0	16.4
Promedio	0.29	0.29	7.28	7.70	1.06	1.08	9.31	9.71	0.21	0.22	21.32	22.62

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE y Eurostat. Nota: la tasa de pobreza se ha calculado con la línea del 50% de la renta mediana y la brecha de pobreza con la línea del 60% de la renta mediana

En estas condiciones parece evidente que la incorporación de políticas medioambientales debe, si cabe aún con mayor justificación, prever y compensar los efectos distributivos regresivos que su introducción pudiera provocar. Asimismo, las altas tasa de desempleo y los bajos niveles de ocupación, en comparación con otros países europeos, exigen que las políticas también tengan que estimar con precisión sus efectos sobre el crecimiento económico y el mercado de trabajo.

Como hemos visto en otras partes del estudio, los objetivos de eficiencia, equidad y sostenibilidad medioambiental se pueden reforzar entre si, como de hecho sucede de forma ejemplar en algunos de los países europeos que consiguen buenos resultados en todas las áreas. En este sentido sugerimos que se realice un análisis de dominancia en una triple vertiente de tal forma que los países que se identifiquen con los más altos niveles de bienestar serán aquellos más eficientes, equitativos y que mejor gestionen sus recursos naturales, de acuerdo con sus indicadores de renta o producción, de desigualdad y de sostenibilidad medioambiental. Esta idea también refleja el concepto de Sen de sostenibilidad como la garantía en el ejercicio de las libertades tanto desde una perspectiva estática como, de forma dinámica, en el tiempo y entre diferentes generaciones.

Es importante precisar que, si bien es cierto que existen ciertas tensiones en cuanto a la satisfacción de los objetivos que definen el desarrollo sostenible, también existen sinergias entre ellos que quizás no se manifiesten en plazos cortos pero sí si se considera un horizonte temporal más extenso y quizás no en todos los niveles de desarrollo económico pero sí cuando se alcanzan ciertas cotas en el mismo. Identificar las complementariedades entre las dimensiones del desarrollo sostenible puede ser un paso previo necesario para incorporar nuevos planteamientos integradores en el diseño de las políticas. Vamos a referirnos a continuación a los elementos principales que definen la relación entre objetivos dos a dos, deteniéndonos en particular sobre el que se produce entre equidad y sostenibilidad medioambiental para volver a recoger algunas de las ideas que se han apuntado previamente en epígrafes anteriores y que resulta especialmente interesante en el contexto de nuestro trabajo, especialmente enfocado en el análisis de los efectos distributivos de las políticas medioambientales.

Así, y en primer lugar, la dimensión del intercambio sobre la que más se ha reflexionado, entre los objetivos de eficiencia y equidad, y que se suele producir especialmente en la transición de las economías hacia mayores niveles de desarrollo económico por los cambios estructurales que se originan, no tiene por qué permanecer cuando crecen los niveles de actividad de los países. De hecho, como demuestran empíricamente estudios recientes como el de Ostry et al. (2014), se pueden identificar fuertes vínculos entre la fragilidad en el crecimiento económico y la persistencia de la desigualdad debido a que ésta deteriora los niveles medios de bienestar, incluso los logros educativos y de salud, causa inestabilidad política y económica, desincentivando la inversión, y debilita los vínculos sociales necesarios para afrontar los retos globales. Además, la existencia de niveles elevados de desigualdad puede impedir que se realicen políticas que pudieran acelerar el crecimiento si tuvieran efectos regresivos o por tener que concentrar los esfuerzos fiscales en otras direcciones, por ejemplo para realizar políticas con un acento marcadamente redistributivo que pudieran debilitar la eficiencia, por ejemplo por desincentivar la oferta de trabajo. En el estudio anterior, por ejemplo, se ha estimado que los países con menores niveles de desigualdad en renta disponible crecen más para un nivel dado de redistribución.

De forma similar, la tensión entre eficiencia y sostenibilidad medioambiental es evidente ya que los recursos naturales son factores de producción de los que es necesario disponer para incrementar el crecimiento económico a corto plazo y, en este sentido, a veces la única forma de compatibilizar ambos criterios es moderando el alcance de uno o de los dos objetivos. Sin embargo este enfrentamiento no es generalizado si tenemos en cuenta que en ciertos sectores productivos se puede generar empleo y, a la vez, contribuir a lograr mayores niveles de calidad medioambiental, por ejemplo en el ámbito de las energías renovables o la economía

verde y si consideramos, asimismo, los incentivos dinámicos que facilitan algunas intervenciones medioambientales para aumentar la competitividad a largo plazo si se integran en estrategias más generales de innovación, investigación y desarrollo de la economía del conocimiento.

Por último, y en lo que se refiere a la igualdad como determinante de la calidad medioambiental, se han identificado también movimientos en una doble dirección que, al igual que en el caso del crecimiento, podríamos relacionar al menos en parte con el nivel de desarrollo de los países, y en este sentido nos parece adecuado que aquellos que han alcanzado niveles elevados de desarrollo económico auxilien a los que se encuentran en situación más precaria.³²⁰ En primer lugar podríamos pensar que, al incrementar la igualdad en los países se generaliza también el consumo y con él las presiones medioambientales y en ese sentido, y si la calidad medioambiental es un bien superior, son los mayores niveles de desigualdad los que generarían menores presiones medioambientales como apuntan por ejemplo los estudios de Scruggs (1998) y Heenrik et al. (2001). En sentido opuesto se puede asimismo asegurar que en las sociedades más polarizadas se fomenta el consumo posicional, no surgen con la misma fuerza las normas sociales que incentiven comportamientos más respetuosos con el medio ambiente y se deterioran las relaciones en términos de confianza entre los ciudadanos, lo que debilita las relaciones sociales e impide que los ciudadanos se comprometan con la intensidad necesaria en la solución de problemas que exijan aunar voluntades y esfuerzos en una misma dirección. Todo ello podría tener efectos negativos desde el punto de vista medioambiental como apuntan, por ejemplo, los estudios de Wilkinson y Pikett (2010), Magnani (2000) o, incidiendo más en el tema de las asimetrías de poder, Boyce (2008).³²¹ En cualquier caso creemos que ambos efectos pueden ser compatibles si nos fijamos en que probablemente su carácter es secuencial en el sentido de que, para iguales niveles de partida en países que ya han alcanzado cotas importantes de desarrollo, una menor polarización y una mayor igualdad asegura, *caeteris paribus*, una mayor calidad institucional, incide en el capital social y refuerza las normas sociales necesarias para afrontar en común los retos globales que, asimismo, incentivan la responsabilidad social corporativa de las empresas y con ello se retroalimentan los efectos positivos. De nuevo insistimos asimismo en la idea de que además, desde el punto de vista de las intervenciones, en los países donde las desigualdades son más acusadas, y especialmente si el grado de pobreza o exclusión es acusado, resulta más difícil llevar a cabo políticas medioambientales, especialmente si se estima que podrían producirse efectos regresivos.

³²⁰ Un interesante trabajo reciente sobre las tres dimensiones del desarrollo sostenible desde una perspectiva global se encuentra en Sachs (2015)

³²¹ Una clarificadora revisión de estos argumentos contrapuestos se encuentra en un trabajo reciente de Berthe y Elie (2015)

Para ilustrar las reflexiones anteriores hemos diseñado *ad hoc* un indicador que mide los logros de los países europeos en las tres áreas que definen el desarrollo sostenible en su dimensión económica, social y medioambiental. Este indicador está inspirado por las propuestas de la Estrategia de Crecimiento Sostenible 2020 de la UE, que recoge estas ideas en el planteamiento de sus objetivos. En la Comunicación de la Comisión al respecto se subraya que el crecimiento al que se debe aspirar en la UE debe ser, en primer lugar, inteligente y estar basado en la innovación y la economía del conocimiento, debe ser también sostenible para incentivar la eficiencia en el uso de los recursos y promover una economía que sea a la vez más ecológica y competitiva y debe ser, por último, integrador para promover que se alcancen altos niveles de empleo y garantizar la cohesión social. Para ello se plantean objetivos en diferentes áreas para incrementar la ocupación, reducir la pobreza, incentivar la investigación y, en materia de clima y energía, frenar las emisiones y subir la cuota de fuentes de energía renovables en el sentido del objetivo 20-20-20: recortar las emisiones de gases de efecto invernadero en un 20% en relación con las efectuadas en 1990, con posibilidad de incrementar el límite hasta un 30% si el resto de países se compromete en el mismo sentido, y cubrir un 20% de las necesidades energéticas con energías renovables.

Técnicamente hemos calculado este índice que proponemos definiendo valores objetivo en cada una de las dimensiones relevantes y calculando la distancia de las observaciones en cada país a los mismos, de forma similar al Índice de Desempeño Medioambiental (*Environmental Performance Index* o EPI) que utiliza la ONU para monitorizar el grado de satisfacción de los objetivos de desarrollo sostenible en el ámbito medioambiental.³²² El valor final del Índice de Desarrollo Sostenible Europeo (IDSE) es la media geométrica de los valores en las tres áreas evaluadas. Tomamos la media geométrica, como se hace también en el cálculo del Índice de Desarrollo Humano de la ONU, ya que de este modo se rebaja la valoración en términos de la medición a aquellos países que presenten diferencias acusadas entre los distintos niveles.

³²²El EPI es un índice de eficiencia medioambiental que evalúa los objetivos de reducción del efecto de la degradación medioambiental sobre la salud humana y la promoción de la adecuada gestión de los recursos naturales y la calidad de los ecosistemas a partir de 25 subíndices, correspondientes a otras tantas variables agrupadas en 6 áreas: salud medioambiental, calidad del aire, recursos hídricos, biodiversidad y hábitat, recursos naturales productivos y energía sostenible.

Cuadro 5.2. Dimensiones y valores objetivo para el cálculo del Índice de desarrollo sostenible

Dimensión	Variable	Valor Objetivo	Fuente
Eficiencia	Tasa de ocupación	75%	Eurostat
	PIBpc PPP	45000 PPP	OCDE
Equidad	1-AROE	14%	Eurostat
Sostenibilidad medioambiental	Tendencia carbono	Environmental Performance Index (variable)	EPI (2014)
	%energía renovable	Estrategia 20-20-20 (variable)	Eurostat

Fuente: elaboración propia

Así, para medir la dimensión medioambiental se han planteado dos objetivos: el mismo que en el EPI respecto de la tendencia de dependencia del carbono y el de la participación de las energías renovables de la Estrategia 2020, que en ambos casos difieren entre países.

Respecto a la dimensión social se ha tomado el indicador AROPE (*at risk of poverty and exclusion*) calculado por Eurostat y cuya reducción se especifica como objetivo de la estrategia 20-20-20 (reducir al menos en 20 millones el número de personas en riesgo de pobreza o exclusión social). Esta tasa, como hemos explicado en el capítulo 3, se refiere a la situación de las familias en una de las siguientes situaciones: están en riesgo de pobreza (por debajo del 60% de la renta mediana), presentan privación material severa (en al menos tres de las nueve categorías de bienes que se consideran) o viven en un hogar con baja intensidad laboral (en el que los miembros en edad de trabajar, excluyendo estudiantes, lo hayan hecho por debajo de un 20% del número de meses potenciales). Se ha fijado un valor de referencia de un 14% en la tasa AROPE (un poco menor al valor mínimo de los países europeos considerados como se expresa en el cuadro 5.1) y se ha calculado, asimismo, un indicador de proximidad al objetivo.

La eficiencia se ha medido a través del PIB corregido por la tasa de ocupación para la que se ha definido el objetivo del 75%, como en la Estrategia 2020.³²³ Podemos observar los diferentes indicadores y su valor agregado en el siguiente cuadro.

³²³ El cálculo en el caso de la eficiencia se ha realizado calculando el logaritmo neperiano del PIB en cada país y se ha estimado la proximidad al objetivo con un valor de 45000 \$PPP, más o menos el valor del dato en Países Bajos en 2013. Este indicador se ha ponderado por el indicador de proximidad al objetivo en la tasa de ocupación (el 75% de la Estrategia 20-20-20)

Cuadro 5.3. Índice de desarrollo sostenible en la UE

	Proximidad al objetivo renovable	Proximidad al objetivo carbono EPI	IMA	Proximidad al objetivo tasa de ocupación	Proximidad al objetivo PIBpc	IEF	IEQ (PROX. Obj. AROPE)	IDSE
Alemania	68.89	65.24	67.04	102.80	99.17	101.95	92.67	85.88
Austria	95.88	54.70	72.42	100.67	99.56	100.23	94.42	88.17
Bélgica	60.77	61.80	61.28	89.60	98.72	88.46	92.09	79.33
Dinamarca	90.67	68.22	78.65	100.80	99.29	100.08	94.30	90.54
Eslovenia	70.00	54.68	61.87	89.60	95.09	85.20	92.56	78.72
España	77.00	77.96	77.48	77.60	96.42	74.83	84.53	78.84
Estonia	102.40	79.79	90.39	97.73	94.32	92.18	88.95	90.50
Finlandia	96.84	62.10	77.55	97.73	98.36	96.13	97.67	89.97
Francia	61.74	62.10	61.92	92.67	98.03	90.84	95.23	81.21
Grecia	83.33	60.38	70.93	70.93	94.11	66.76	74.77	70.74
Hungría	66.89	75.68	71.15	84.27	93.42	78.72	77.33	75.66
Irlanda	48.75	70.69	58.70	87.33	99.92	87.27	81.98	74.89
Italia	98.24	53.69	72.62	79.73	97.00	77.34	83.26	77.62
Luxemburgo	32.73	65.21	46.20	94.80	105.76	100.26	94.19	75.84
Países Bajos	32.14	51.32	40.61	102.00	99.86	101.86	97.79	73.96
Polonia	75.33	77.14	76.23	86.53	93.44	80.86	86.28	81.02
Portugal	82.90	78.41	80.63	87.47	94.65	82.78	84.30	82.56
Reino Unido	34.00	57.37	44.17	99.87	98.17	98.04	87.44	72.34
Rep. Checa	95.38	77.62	86.05	96.67	95.27	92.10	99.30	92.32
Rep. Eslovaca	86.00	90.00	87.98	86.67	94.83	82.19	93.26	87.69
Suecia	106.33	90.00	97.82	106.40	99.41	105.77	97.21	100.19

Fuente: elaboración propia

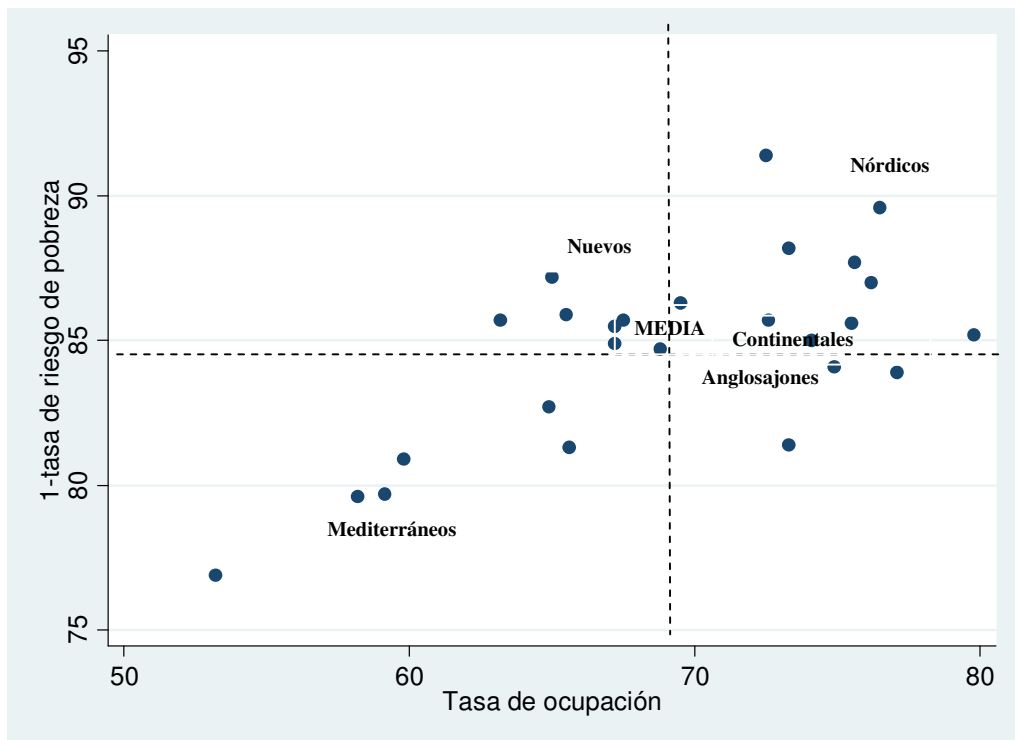
Analizando los datos anteriores podemos llegar a una serie de conclusiones interesantes. En primer lugar observamos que los países europeos continúan reflejando, en lo básico, los resultados en términos del cumplimiento de eficiencia y equidad que ya antes de la crisis observó Sapir (2006):³²⁴ los países nórdicos y los continentales son los que mejores resultados alcanzan en cuanto a equidad (medida por la tasa de pobreza, para hacer posible la comparación con el estudio anterior), los nórdicos y los anglosajones en eficiencia³²⁵ y los países mediterráneos son los que exhiben resultados más discretos en ambas dimensiones. Respecto del estudio de Sapir si se detecta una mayor convergencia entre los datos de los países

³²⁴ Según esta tipología, centrada en los países de la UE-15, éstos se dividen en cuatro grupos atendiendo a sus similitudes en el desarrollo de las diferentes áreas del Estado de Bienestar: los continentales, los anglosajones, los nórdicos y los mediterráneos. En la más popular de las clasificaciones, algo más amplia conceptualmente al referirse a regímenes de bienestar (que incluyen además del estado otras instituciones como la familia) y que incluye también países no europeos de Esping-Andersen (1990) se diferencian tres grupos: los socialdemócratas, que coincidirían con los nórdicos, los corporativistas, con los centroeuropeos, y los liberales, básicamente los países anglosajones.

³²⁵ El dato de Irlanda en ocupación refleja el efecto acusado de la crisis en este país, pero las tendencias más actuales de fuerte crecimiento hacen prever un incremento también en la tasa de ocupación en los próximos periodos.

continentales y anglosajones, quizás por la activación en estos últimos de los programas asistenciales bajo prueba de recursos durante la crisis que han permitido, incluso, rebajar los niveles de desigualdad y de pobreza en Reino Unido e Irlanda respecto de los niveles pre-crisis, a diferencia de los países mediterráneos, donde más incrementan, como vimos en el cuadro 5.1. Los datos de países de más reciente incorporación en la UE, no considerados en el estudio anterior, son más diversos, destacando positivamente el caso de la República Checa y de Estonia. En el siguiente cuadro hemos señalado los valores medios correspondientes a cada tipo de estado de bienestar.

Gráfico 5.3. Eficiencia y equidad en los estados de bienestar europeos



Fuente: elaboración propia

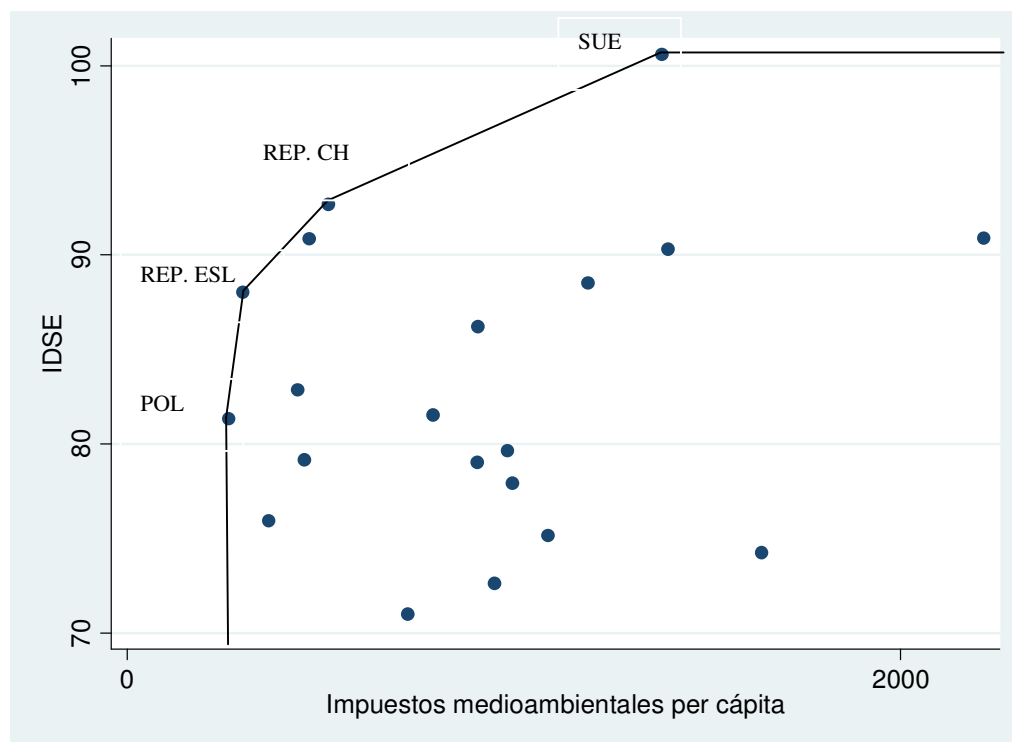
Si añadimos en la valoración el resultado medioambiental podemos ver que, de nuevo, que los países nórdicos presentan valores muy positivos también en esta dimensión y asimismo la república Eslovaca y la república Checa y Estonia. En este sentido podríamos identificar un efecto de sinergia entre los objetivos sociales y medioambientales.

Los estados nórdicos, con altos niveles de producción, dominarían, en el sentido de la triple dominancia, a los demás grupos de países considerados. El nivel de cumplimiento de los fines medioambientales de los países continentales, a excepción de Austria, y especialmente los anglosajones, son menores. En algunos países, como Reino Unido y Países Bajos, los resultados medioambientales se rebajan considerablemente principalmente por la distancia al objetivo de renovables

y, asimismo, el valor del índice global se reduce por la diferencia en los logros entre las tres dimensiones. Destacan, en positivo, los referentes a los países mediterráneos, aunque es probable que, respecto a la tendencia de carbono los datos reflejen también su menor nivel de actividad económica, el descenso en las emisiones por la crisis y el hecho de que sus niveles de referencia sean más asequibles. En general, en cualquier caso, en ningún país, excepto en Suecia, se satisface plenamente el objetivo de renovables ni tampoco el de tendencia de carbono, por lo que es previsible que, en menor o mayor medida, en todos los países haya que seguir realizando intervenciones con el objetivo de reducir las emisiones, especialmente si finalmente el objetivo de reducción en Europa sube al 30%.

En el siguiente gráfico, en el que se representa la frontera de eficiencia entre el nivel de impuestos en el sector de la energía y el cumplimiento del objetivo medioambiental podemos ver cómo los valores de Polonia, República Eslovaca, República Checa y Suecia marcan la frontera.

Gráfico 5.4. Frontera de eficiencia del Índice medioambiental (un input, un output)



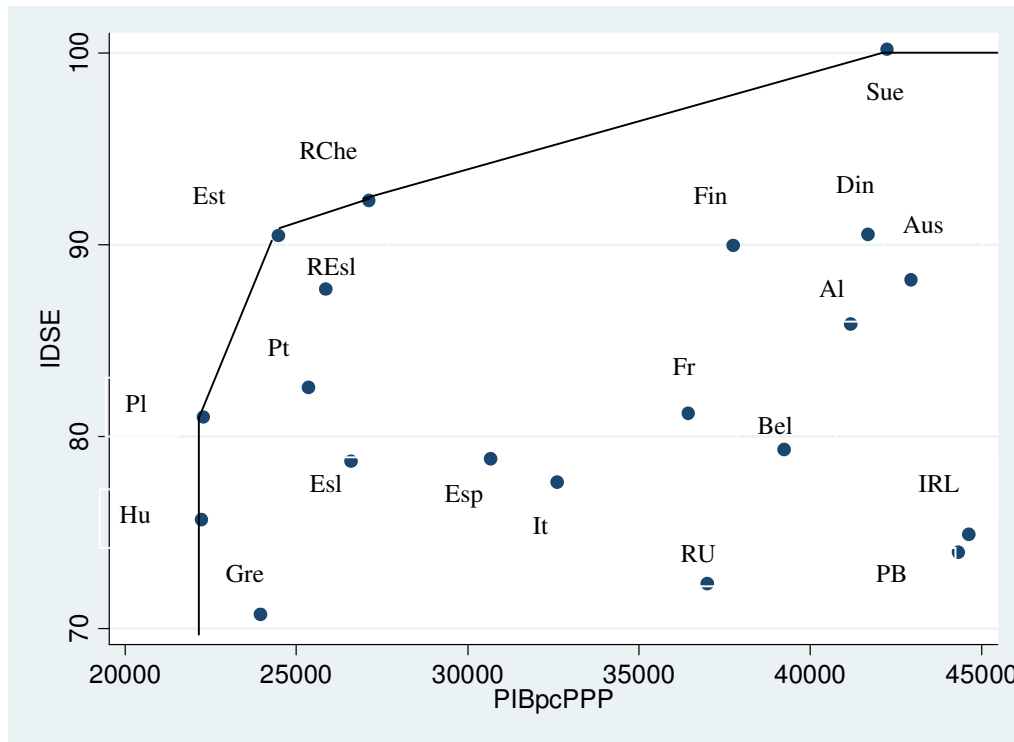
Fuente: elaboración propia con datos de la OCDE y del índice Índice de Desarrollo Sostenible Europeo

Obviamente, en aquellos países con niveles altos de eficiencia y equidad, como los nórdicos, el hecho de que algunas intervenciones pudieran tener resultados regresivos es mucho menos preocupante que en los mediterráneos, con

bajos resultados en términos de ocupación y de igualdad y altas tasas de riesgo de pobreza.

Los países nórdicos y algunos de los países de más reciente ingreso en la UE, como vemos en el siguiente gráfico, marcan la frontera o están más próximos a ella cuando nos referimos al índice en su conjunto respecto del PIB per cápita. En el caso de España, la medición del índice se separa bastante de la frontera, y es similar a otros países con menor nivel de actividad productiva, como Hungría o Eslovenia, muy inferior a otros países menos ricos como los que definen la frontera, sin incluir a Suecia, u otros como la República Eslovaca o Portugal, aunque se sitúa en mejor posición respecto de la frontera que países similares, aunque algo más ricos, como Italia así como los países anglosajones y algunos continentales que son los más alejados de la línea que define la frontera.

Gráfico 5.5. Frontera del Índice de desarrollo sostenible



Fuente: elaboración propia

Si realizamos un análisis de regresión muy simple, con los datos sobre los que hemos elaborado estos índices y que presentamos en el cuadro 5.4, podemos extraer asimismo algunas conclusiones interesantes.

Cuadro 5.4. Determinantes de los indicadores de desarrollo sostenible

<i>Determinantes de la calidad medioambiental (Índice medioambiental)</i>		
Variable	Valor	t ratio
Constante	154.73	4.04***
PIB pc ajustado (miles \$PPP)	-1.09	-2,99**
Gini	-1,75	-1,72*
Nórdico	24,72	3,03***
R ² = 0.4632, F(3,16)=4.60, n=20.		
*,**,***: estadísticamente significativo al 10, 5 y 1% respectivamente		

Fuente: elaboración propia

En primer lugar podemos comprobar que tanto el PIBpc como el índice de Gini afectan negativamente al índice medioambiental. El PIBpc se expresa en PPP y se ha ajustado al efecto por el índice de Palma, para reflejar así una medida más precisa del poder adquisitivo medio real. De esta relación entre las variables podemos deducir que el incremento en el poder adquisitivo aumenta la presión medioambiental pero que, para iguales niveles de producción per cápita, los países más igualitarios presentarán mejores resultados en términos medioambientales, por lo que podemos deducir que la sinergia entre ambos objetivos está presente en esta relación y podríamos apuntar que, según estos datos, en las sociedades menos polarizadas se dan las condiciones adecuadas, tanto en términos de implicación ciudadana como para la aplicación de medidas de política medioambiental, que aseguren un desarrollo más sostenible, según la interpretación que realizamos de la sinergia entre estos objetivos con anterioridad.

La variable ficticia que nos ha servido para incorporar el tipo de estado de bienestar es muy significativa e indica la fuerte influencia de ser un estado nórdico en los niveles medioambientales tal y como se miden en el indicador. Así, como venimos apuntando, el modelo de Estado de Bienestar Nórdico responde de forma ejemplar a la integración de objetivos y, sin duda, en estos países las normas sociales que definen la relación entre los ciudadanos entre si y con las instituciones han favorecido que se alcancen estos altos niveles de bienestar sostenible.

Normalmente, cuando se analiza la introducción de reformas fiscales ecológicas los reciclajes que se plantean sirven para incidir en el objetivo de incrementar la eficiencia del esquema, reduciendo los impuestos sobre la renta o las contribuciones a la Seguridad Social, o en forma de devoluciones de tanto alzado para no perjudicar a las familias con menor capacidad económica. También se ha sugerido un reciclaje para reforzar el objetivo medioambiental de las medidas. De algún modo, con estas propuestas, se reproducen los intercambios entre los fines que definen el desarrollo sostenible ya que, por ejemplo, la primera propuesta no compensaría a los más pobres, con la segunda no se tendrían en cuenta posibles

efectos distorsionadores y, en el tercer caso, prevalecerían los efectos distributivos y sobre la oferta de trabajo que un incremento de la tributación indirecta podría generar. En los países anglosajones, por ejemplo, las reformas fiscales medioambientales deberían procurar no acentuar los niveles de desigualdad, y serían en este sentido más aconsejables los reciclajes en forma de transferencias de tanto alzado o dirigidas más en concreto a la población en riesgo de pobreza y exclusión, como de hecho se diseñan muchas políticas en estos países, como en el Reino Unido donde los programas asistenciales están muy desarrollados. En los continentales habría que tener mayor cautela con los efectos sobre los niveles de empleo, por lo que serían más convenientes reciclajes procurando reducir el coste del trabajo. Sin duda estas compensaciones no son tan determinantes en el caso de otros países más igualitarios y eficientes, donde podrán elegir entre las alternativas anteriores la que mejor se ajuste en cada momento, pero en países como España no existe un margen de maniobra equivalente.

Así, en el caso particular de España los elevados índices de desempleo y de pobreza exigen que las medidas necesarias para reducir la presión medioambiental, que tampoco podrán posponerse mucho más, se diseñen con especial atención, para no perjudicar adicionalmente al empleo ni empeorar las condiciones de vida de aquellos con menor capacidad económica. Por este motivo creemos que el esquema de neutralidad distributiva podría resultar especialmente atractivo para que las políticas se planifiquen intentando asimismo que sean eficientes, no sólo desde el punto de vista medioambiental sino también en su acepción más económica, y que no tengan efectos distributivos indeseables.

En el ejercicio con datos de España que planteamos al final de este capítulo, de reforma de la fiscalidad indirecta en general y de la medioambiental en particular, el análisis se focalizará en los gravámenes sobre bienes energéticos, aunque apuntaremos también algunas reflexiones en la tributación de los medios de transporte, las dos áreas principales que pueden ser objeto de imposición medioambiental. No pretendemos plantear directrices exactas, sino reflexionar sobre la operatividad de algunas nuevas alternativas para la incorporación de estos impuestos tal y como lo hemos analizado en las páginas anteriores. Este ejercicio será ilustrativo, en cuanto a que se trata de un caso hipotético, con unos supuestos que no se han aplicado aún, ni hay previsión inmediata de hacerlo, pero creemos que en los próximos años las propuestas podrían ir por esa dirección de forma que se trata también, en este sentido, de un ejercicio prospectivo.

Antes de exponer los puntos principales del ejercicio simulado de reforma fiscal vamos a revisar brevemente la ordenación jurídica de la tributación indirecta en España y en la UE.

5.3.3 Imposición medioambiental en España: oportunidades y retos

La introducción de impuestos con objetivos expresamente medioambientales en el sistema fiscal español ha sido bastante discreta. De hecho, incluso en el contexto de la última crisis económica, y a pesar del incremento de gran parte de los instrumentos tributarios para hacer frente al creciente déficit público, se ha recurrido a la imposición medioambiental de forma muy testimonial y solamente se han introducido en este periodo unos impuestos de bajo poder recaudatorio que gravan el consumo de los aparatos que emiten gases fluorados y la gestión y almacenamiento de cierto tipo de residuos. Poco antes se había adaptado el impuesto indirecto sobre determinados bienes de transporte para vincularlo a las emisiones y no a la potencia de los vehículos y, con estas excepciones, la imposición diseñada con objetivos medioambientales no va más allá en el ámbito estatal. Asimismo, los impuestos con efectos medioambientales sobre la energía y el transporte se han mantenido básicamente y, en términos generales, la tributación sobre los productos energéticos sigue siendo muy reducida si la comparamos con los niveles medios de la UE. Como podemos observar en la tabla 5.5, la tributación en estos sectores como porcentaje del PIB en España es uno de los más bajos, sólo unas décimas superior al de la República Eslovaca, el país que recauda menos en términos relativos con este tipo de gravámenes.³²⁶

³²⁶ En los últimos años en las CCAA se han introducido algunas figuras teóricamente medioambientales, entre otras cosas por la imposibilidad de gravar hechos imposables que ya lo estén a nivel estatal, con resultados diversos.

Cuadro 5.5. Impuestos medioambientales como porcentaje del PIB. UE

	2000	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Alemania	2.29	2.41	2.17	2.14	2.26	2.13	2.17	2.12	2.04
Austria	2.35	2.52	2.31	2.29	2.28	2.24	2.31	2.27	2.23
Bélgica	2.48	2.57	2.21	2.11	2.18	2.2	2.24	2.13	1.99
Dinamarca	4.7	4.86	4.63	4.25	3.92	4.01	4.06	3.86	3.94
Eslovenia	3.43	3.53	3.2	3.16	3.61	3.81	3.65	4.06	4.31
España	2.19	1.99	1.85	1.68	1.65	1.66	1.61	1.61	1.89
Estonia	1.47	2.23	2.14	2.22	2.82	2.83	2.62	2.62	2.45
Finlandia	3.05	2.96	2.64	2.57	2.51	2.66	3	2.95	2.9
Francia	2.24	2.01	1.86	1.85	1.88	1.84	1.89	1.9	1.96
Grecia	2.24	2.03	1.98	1.89	1.85	2.44	2.61	2.74	2.74
Hungría	2.96	2.91	2.99	2.89	2.81	2.77	2.63	2.85	2.74
Irlanda	2.75	2.38	2.42	2.26	2.22	2.34	2.27	2.25	2.3
Italia	3.09	2.69	2.57	2.41	2.59	2.54	2.6	2.89	2.79
Luxemburgo	2.64	3.01	2.6	2.62	2.57	2.43	2.42	2.39	2.16
Países Bajos	3.55	3.6	3.45	3.49	3.35	3.58	3.48	3.33	3.39
Polonia	1.96	2.12	2.2	2.14	2.03	1.92	1.86	1.97	1.93
Portugal	2.59	2.86	2.72	2.46	2.41	2.4	2.29	2.14	2.14
Reino Unido	2.84	2.37	2.34	2.34	2.48	2.53	2.48	2.48	2.48
Rep. Checa	2.44	2.8	2.73	2.69	2.72	2.72	2.87	2.84	2.78
Rep. Eslovaca	2.26	2.39	2.13	2.03	1.93	1.84	1.84	1.74	1.74
Suecia	2.67	2.71	2.51	2.56	2.68	2.59	2.41	2.4	2.36
Promedio	2.70	2.75	2.58	2.50	2.53	2.58	2.57	2.59	2.58

Fuente: OCDE

En España, sin embargo, las oportunidades que presenta la fiscalidad medioambiental son realmente interesantes. Los impuestos medioambientales permiten contar con una fuente adicional de financiación a la vez que corrigen externalidades negativas de forma eficiente. Si se diseñan adecuadamente pueden tener, además, otros efectos positivos de forma colateral y no es imposible aprovechar las ventajas de estos instrumentos para intentar compatibilizar los fines que definen el desarrollo sostenible sobre eficiencia, equidad y calidad medioambiental. En este sentido, la calidad institucional, entendida como el grado en que las *reglas del juego que orientan las relaciones humanas* sean capaces de reducir la incertidumbre e incentivar el comportamiento productivo³²⁷ (entendido desde la sostenibilidad) definirá el éxito de estas intervenciones, en su nivel social, económico y ecológico. Los poderes públicos, en tanto que actores principales en este proceso, deberán aprovechar las posibilidades que le brindan estos instrumentos para la consecución de los fines que, como condición necesaria, deben figurar de forma prioritaria en la agenda política. Asimismo estos objetivos deben ser reconocidos socialmente de forma amplia. Curiosamente, y como ponen de manifiesto Hanneman et al. (2009), las preferencias en España se inclinan, según los resultados de este estudio de valoración contingente, por unos impuestos diseñados con objetivos medioambientales, lo que podría indicar que en el fondo su grado de aceptación sería mayor de lo que podríamos pensar *a priori*.

³²⁷ Según la definición de North (1990)

En el futuro las demandas sociales que insten a los poderes públicos a solucionar de forma eficaz los problemas más locales así como los compromisos que se asuman en el plano internacional o comunitario, sin duda cada vez más exigentes como se deduce del reciente Acuerdo de París contra el cambio climático de diciembre de 2015, harán necesario que en todos los países europeos, y de forma particular en España, se incorporen medidas de política medioambiental de forma mucho más intensa, especialmente si, como es previsible, aumentan los objetivos comunitarios respecto a la corrección de las externalidades medioambientales, por ejemplo, en los niveles máximos de emisiones de dióxido de carbono. En este sentido, los impuestos diseñados expresamente para internalizar los daños medioambientales, en coordinación con el resto de instrumentos, pueden resultar no solo convenientes sino, incluso, imprescindibles debido a la trayectoria creciente en los niveles de presión medioambiental en los últimos años. Por ejemplo, como podemos observar en la tabla 5.6, las emisiones de gases responsables del efecto invernadero han aumentado en España más que en ningún otro de los países europeos de la tabla y, aunque por efecto de la crisis las emisiones han decrecido respecto de los niveles de 2008 en los últimos años, su incremento sigue siendo el mayor en el conjunto del periodo, respecto de los niveles de 1990 que ha sido el año de referencia para fijar los objetivos de emisión.³²⁸

³²⁸ En la decisión 406/2009/ce del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de abril de 2009 sobre el esfuerzo de los Estados miembros para reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero a fin de cumplir los compromisos adquiridos por la Comunidad hasta 2020 se especifican los límites de emisión por países, para responder de forma conjunta a los objetivos comunitarios, respecto de los niveles de 2005.

Cuadro 5.6. Evolución de las emisiones de gases responsables del efecto invernadero (GHG) en países de la UE

	1990	1995	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Alemania	100	89.55	83.36	79.68	80.32	78.25	78.51	73.12	75.83	74.41	75.24
Austria	100	102.12	102.81	118.56	114.89	111.37	111.26	102.64	108.61	105.99	102.53
Bélgica	100	105.16	102.03	99.38	96.78	93.35	95.01	86.19	91.37	84.05	81.51
Dinamarca	100	110.37	99.91	93.67	104.93	98.43	93.41	89.28	89.98	82.91	75.86
Eslovenia	100	100.57	102.76	110.14	111.29	112.08	115.94	105.04	105.24	105.52	102.53
España	100	113.52	133.92	152.03	149.35	152.29	140.42	126.75	122.36	121.9	120.11
Estonia	100	49.4	42.24	45.36	43.92	51.58	48.13	39.86	48.98	50.44	47.25
Finlandia	100	100.62	98.38	97.58	113.61	111.26	99.71	93.85	105.79	95.07	86.69
Francia	100	99.37	100.75	100.57	98.48	96.85	96	91.79	93.18	88.51	88.55
Grecia	100	104.57	120.64	128.96	125.61	128.32	124.62	118.28	112.34	109.34	105.77
Hungría	100	80.4	78.38	80.3	79.39	77.51	75.13	68.62	69.3	67.66	63.5
Irlanda	100	106.62	123.48	126.08	125.2	123.76	123.12	112.79	112.04	104.53	105.95
Italia	100	102.17	106.2	110.64	108.54	106.94	104.16	94.42	96.21	93.75	88.64
Luxemburgo	100	78.89	75.67	101.51	100.35	95.81	94.48	90.57	94.95	93.98	91.77
Países Bajos	100	105.34	100.55	98.87	97.03	96.39	95.97	93.36	98.79	92.08	90.47
Polonia	100	94.58	84.93	85.52	88.8	89.08	87.07	83.13	87.37	87	85.61
Portugal	100	117.5	138.4	144.3	136.01	132.09	128.41	123.18	116.24	114.07	113.14
Reino Unido	100	93.32	89.07	87.09	86.74	85.53	83.04	76.19	78.22	72.71	75.03
Rep. Checa	100	77.38	74.6	74.42	74.96	75.07	72.49	68.42	69.85	68.97	67.03
Rep. Eslov.	100	72.69	66.84	68.64	68.72	66.09	66.92	61.03	61.98	61.04	58.33
Suecia	100	101.98	94.29	92.02	91.84	89.71	86.66	81.27	89.49	83.55	79.22
Promedio	100	96	96	100	100	99	96	90	92	88	86

Fuente: elaboración propia a partir de los datos de la OCDE. Nota: 1990=100

Es muy probable que, una vez recuperados niveles normales de crecimiento, las emisiones vuelvan a aumentar con fuerza en los próximos años y, de continuar la tendencia anterior, el cumplimiento de los compromisos medioambientales exigirá un recorte más significativo en algunos países, como probablemente será el caso de España. En este sentido es importante la comparación con el resto de estados de la UE, como hemos hecho en la parte anterior de este capítulo.

La forma en la que se introduzcan las políticas medioambientales, en particular en el caso de los impuestos por su propia naturaleza recaudatoria, debe asegurar su viabilidad, lo que requiere que se entiendan y se acepten tanto los fines de las medidas como los instrumentos que las ejecutan. En este sentido la anticipación de los efectos distributivos y sobre la competitividad resulta esencial para incorporar estas medidas sin oposición y, sobretodo, de forma eficiente y equitativa. No olvidemos los casos en que reformas que se han propuesto, con mayor a menor grado de concreción, no se han podido implementar por la oposición generada, a veces por una percepción distorsionada de las medidas. De nuevo recordamos, aunque no entremos con mayor profundidad en ello, que la posición estratégica de algunos sectores que se identifiquen políticamente podría justificar la aplicación de mecanismos que suavicen o corrijan algunos efectos de las medidas como, por ejemplo, el sector del turismo en España. En España en particular resulta, asimismo, necesaria una correcta coordinación, no sólo entre instrumentos sino también entre jurisdicciones y, ampliando el enfoque a la UE, la armonización de los elementos principales de las intervenciones es fundamental para asegurar el éxito de las medidas. Asimismo subrayamos que además, en especial en países con poca experiencia en el ámbito de las políticas fiscales con objetivos

medioambientales, la información sobre las políticas y sus efectos y su visibilidad son aspectos cruciales para asegurar su aceptación.

5.3.4 El marco normativo de la fiscalidad indirecta en España

El sistema fiscal español se articula de forma bastante equilibrada entre impuestos directos e indirectos.³²⁹ Entre estos últimos el más importante en términos de recaudación es el IVA, impuesto general y multifásico sobre el consumo de bienes producidos o importados y servicios comercializados en el territorio peninsular y las Islas Baleares y cuyas bases se regulan en la Directiva 2006/112/CE, de 28 de noviembre, relativa al sistema común del impuesto sobre el valor añadido.³³⁰ Los impuestos indirectos sobre consumos específicos se legislan a nivel comunitario en la Directiva 2008/118/CE, de 16 de diciembre, relativa al régimen general de los impuestos especiales.

El fundamento jurídico de estas normas se encuentra en el artículo 113 del TFUE que establece que Comisión Europea adoptará las disposiciones referentes a la armonización de las legislaciones relativas a los impuestos indirectos, generales y sobre consumos específicos y, en el caso de la imposición sobre productos energéticos, además en el artículo 192 en cumplimiento de los objetivos medioambientales del artículo 191 del TFUE. De esta manera, para que el mercado interior funcione adecuadamente, las instituciones europeas promueven normativas con el propósito de armonizar y coordinar las legislaciones nacionales sobre el IVA y los impuestos especiales. Aunque sin duda aún queda un largo recorrido en la armonización de la fiscalidad indirecta, en especial en lo que se refiere a las accisas sobre consumos específicos y en particular sobre los energéticos, el derecho comunitario ha establecido un marco común que debe ser respetado, excepto en los supuestos expresamente autorizados, por los países miembros. En este sentido cualquier reforma en la imposición indirecta debe adecuarse al marco común de las

³²⁹ Por ejemplo, de acuerdo con los datos del último informe de recaudación de la agencia tributaria, los ingresos por IRPF e Impuesto de Sociedades han supuesto un 50% del total mientras que la correspondiente al IVA y a los Impuestos Especiales ha representado un 44%, siendo el IRPF y el IVA las figuras tributarias que más fondos aportan a las finanzas públicas y que representan de forma aproximada, y respectivamente, un 40 y un 34% del total. Esta relación viene manteniéndose en los últimos ejercicios.

³³⁰ Esta directiva ha sido modificada o actualizada por las Directivas del Consejo, 2006/138/CE, de 19 de diciembre, 2007/75/CE, de 20 de diciembre, 2008/8/CE, de 12 de febrero, 2008/117/CE, de 16 de diciembre, 2009/47/CE, de 5 de mayo, 2009/69/CE, de 25 de junio, 2009/162/UE, de 22 de diciembre, 2010/23/UE, de 16 de marzo, 2010/88/UE, de 7 de diciembre, 2010/45/UE, de 13 de julio, 2013/42/UE, de 22 de julio, y 2013/43/UE de 22 de julio.

normas comunitarias. Entre estas directrices, por ejemplo, se fijan rangos o valores mínimos de los tipos y se regulan los supuestos susceptibles de ser objeto de gravámenes reducidos o de exenciones. Así, la Directiva 2010/88/CE modifica la Directiva 2006/112/CE y extendió la obligación de respetar un tipo normal mínimo del 15%, fijado en la Directiva 92/77/CEE, de 19 de octubre, sobre armonización de los tipos impositivos, hasta el fin de 2015. La Directiva 2006/112/CE contiene un extenso título dedicado a los supuestos de exención (básicamente referidos a prestaciones de servicios sociales, sanitarios y educativos) y establece en un anexo los bienes y servicios que podrán ser gravados en su caso con tipos reducidos. Algunos de estos supuestos se podrían adaptar para contribuir a objetivos de eficiencia, de equidad o con criterios medioambientales. Por ejemplo, reducir los impuestos en los puntos regulados en los apartados 10 y 20 del Anexo III de la Directiva 2006/112 en la prestación de servicios de limpieza en las viviendas y de asistencia a domicilio para cuidado de dependientes podría contribuir a aumentar la oferta de trabajo mientras que los que se establecen en los puntos 10, sobre obras de reparación en las viviendas, y 19, sobre reparaciones de bicicletas y otros bienes, se podrían ajustar para incidir en la reducción de los daños medioambientales si se especifican para reformas que incrementen la eficiencia energética, en el primer caso, o para fomentar el reciclaje y el uso de transportes ecológicos en el segundo. Estos supuestos fueron añadidos posteriormente por la Directiva 2009/47/CE, de 5 de mayo, que modifica a la anterior en algunos aspectos relativos a los tipos reducidos del impuesto. La reforma del anexo en lo que se refiere a los puntos anteriores probablemente se debe al menos en parte a los motivos que hemos apuntado.

En la Directiva 2008/118/CE, en lo que respecta a los impuestos especiales en general, se establece que los tipos mínimos de los impuestos sobre bienes energéticos se determinen en función de su contenido energético y que los gravámenes se distingan, asimismo, en función del tipo de consumo (menores para combustibles y carburantes para ciertos usos industriales que para los carburantes en general). En este sentido se disponen los límites inferiores en los anexos finales de la Directiva 2003/96/CE, de 27 de octubre de 2003, por la que se reestructura el régimen comunitario de imposición de los productos energéticos y de la electricidad.³³¹ Ha habido asimismo algunas propuestas para promover avances más significativos en la armonización de estos tributos que no se han traducido en directivas pero, a juzgar por las propuestas de modificación de la norma anterior, es altamente probable que en el futuro, además de por el contenido energético, los mínimos también se establezcan con criterios medioambientales basados, por ejemplo en el caso de los bienes que generan contaminación del aire, en función de

³³¹ España, en virtud del artículo 18.3, contó con un periodo transitorio en la adaptación a algunos de estos límites.

sus emisiones o de su contenido en carbono. Una de estas propuestas, de 2011, que no se ha materializado en directiva tenía entre otros objetivos, como señalan Gago et al. (2013), resolver las incoherencias derivadas de tratamientos diferenciados entre diferentes bienes y diferentes usos sin base medioambiental y se sugería una tarifa con dos tipos: uno que se fijara respecto al contenido energético y otro vinculado a las emisiones de CO₂.

Otra normativa europea especialmente relevante en el contexto de nuestro estudio es la Directiva 2006/32/CE, de 5 de abril, sobre la eficiencia del uso final de la energía y los servicios energéticos, y por la que se deroga la Directiva 93/76/CEE, y que establece, entre otras medidas, que los estados deben procurar incentivar los instrumentos financieros para el ahorro de energía que se definen en su exposición de motivos como *todos los instrumentos financieros, como fondos, subsidios, rebajas fiscales, créditos, financiación por terceros, contratos de rendimiento energético, garantía de contratos de ahorro de energía, subcontratación energética y otros contratos conexos ofrecidos en el mercado por organismos públicos o privados a fin de reducir total o parcialmente el coste inicial del proyecto de aplicación de medidas de mejora de la eficiencia energética*. Esta directiva permite, por lo tanto, discriminar fiscalmente a favor de bienes que supongan mejoras ambientales, lo que justificaría el trato favorable a aquellos que generen externalidades positivas y que se podrían asimismo adaptar en el contexto del esquema de neutralidad distributiva.

En España la Directiva 2006/112/CE ha sido traspuesta a la legislación nacional por la Ley 28/2014, de 27 de noviembre, por la que modifica la Ley 37/1992, de 28 de diciembre, del impuesto sobre el valor añadido. La Directiva 2008/118/CE, de 16 de diciembre, ha sido adaptada asimismo por la ley anterior, que modifica la Ley 38/1992, de 28 de diciembre, de impuestos especiales y por el RD 1715/2012, de 28 de diciembre, por el que se adapta el Reglamento de los Impuestos Especiales, aprobado por el RD 1165/1995, de 7 de julio. Los tipos actuales del IVA en España se aprobaron en el RDL 20/2012, de 13 de julio, de medidas para garantizar la estabilidad presupuestaria y de fomento de la competitividad que supuso un incremento en el tipo general al 21% y el mantenimiento de dos tipos reducidos, el mayor de los cuales también se subió del 7 al 10%, por lo tanto la reforma no ha contribuido a la uniformización de la fiscalidad indirecta general. El gravamen selectivo se introduce a través de impuestos especiales, o accisas, que gravan de forma adicional (con un gravamen incrementado) ciertos consumos (básicamente, tabaco, alcohol, bienes energéticos y la compra de medios de transporte) y que se justifican, como en el caso de los tipos diferenciados en el IVA, por diferentes motivos como la existencia de costes externos en ciertos bienes, para crear incentivos para reducir su consumo, por motivos recaudatorios o por razones históricas. Se definen con tipos *ad valorem*, cuando gravan características no esenciales, o específicos (por unidades) para

características específicas.³³² Así, se grava, en primer lugar, con un impuesto monofásico sobre los fabricantes el consumo de alcohol (con un tipo especificado en € por litro en función de la graduación), de hidrocarburos (en € por litro o kilogramo en función del tipo), de tabaco (con una accisa proporcional más otra específica por tipo) y electricidad (con un tipo *ad valorem*). Asimismo el impuesto especial sobre medios de transporte se grava con un impuesto monofásico en la fase minorista, en el momento de la compra y vinculado, como ya se ha señalado, a las emisiones del vehículo.

La Ley 51/2007, de 26 de diciembre, de presupuestos generales del estado para 2008, modifica asimismo la Ley 38/1992 en lo que se refiere a la reestructuración del impuesto especial sobre determinados medios de transporte, que pasa a fijarse en función de las emisiones de los vehículos pero que, como hemos señalado, no es un impuesto tipo pigouviano al no estar vinculado al uso del vehículo ni, por lo tanto, a la externalidad. La Ley 28/2014 reforma también la Ley 16/2013, de 29 de octubre, por la que se establecen determinadas medidas en materia de fiscalidad medioambiental y se adoptan otras medidas tributarias y financieras, en concreto se incorporó el impuesto sobre los gases fluorados y un grupo de impuestos sobre la producción de energía eléctrica y la producción y almacenamiento de residuos de la energía nucleoelectrónica.³³³

En estas normas se fijan los tipos en vigor y las exenciones en cada uno de los impuestos anteriores. En lo que se refiere al IVA, por ejemplo, se reducen los tipos de algunos de los bienes que permite la Directiva 2006/112/CE en el sentido que hemos indicado anteriormente y, así, la gestión de residuos y las obras de renovación de viviendas tienen un gravamen reducido mientras que la ayuda a domicilio tiene un gravamen super-reducido. Asimismo se consideran exentas las actividades de guarda y custodia de niños, que además se ha extendido a la atención en el tiempo fuera del horario escolar, y la atención a la tercera edad, así como a la rehabilitación energética de las viviendas. Todas estas excepciones pueden resultar adecuadas para contribuir al incremento en la oferta de trabajo o al tratamiento de externalidades. En cualquier caso, sería conveniente que todas las excepciones tuvieran un objetivo claro en uno de los sentidos que hemos apuntado.

³³² Para calcular el precio final unitario de los bienes sujetos la accisa por unidad se suma al precio por unidad antes de impuestos y, sobre esta cantidad se aplica el IVA correspondiente, siendo el precio final por unidad el resultante de sumar el precio antes de impuestos más el montante de la accisa más el importe del IVA. El tipo *ad valorem* de la accisa, de forma sencilla, se calcularía dividiendo su precio por unidad entre el precio unitario antes de impuestos.

³³³ Como dato ilustrativo, su recaudación en 2014 ascendió a 31 millones y 1625 millones de euros respectivamente, de acuerdo con los datos del último informe anual de la Agencia Tributaria.

5.3.5 Propuesta de reforma de la imposición indirecta y medioambiental en un marco de neutralidad distributiva

5.3.5.1 Una propuesta de reforma fiscal a partir de la valoración de las alternativas de compensación disponibles

En términos generales, una reforma que podría incrementar la eficiencia del sistema fiscal en su conjunto podría diseñarse incorporando elementos de fiscalidad medioambiental, con objetivos expresamente medioambientales, en el marco de una reforma con uniformización de los tipos y ampliación de las bases de la imposición indirecta. Un correcto diseño de los impuestos es esencial, en primer lugar, para establecer sus elementos con criterios medioambientales. Su base imponible debe ser extensa, para ser eficaz, y uniforme, para ser eficiente y debe afectar de forma homogénea a todos los agentes y bienes que generen externalidades similares, y sus tipos deben estar ajustados a los objetivos planteados, definidos en su naturaleza ecológica. La diferenciación en los tipos no es la única opción, como veremos, para corregir algunas de las limitaciones en la aplicación de tarifas uniformes.

En primer lugar, la igualación en los tipos en la tributación indirecta se justifica desde el punto de vista de la eficiencia porque evita distorsiones en las elecciones de los consumidores y reduce la complejidad en la aplicación del tributo, por lo que resulta más eficiente. Como apunta Mirrless (2011), tradicionalmente se ha defendido la diferenciación tanto por motivos de eficiencia (la regla de la elasticidad inversa de Ramsey) como de equidad. Respecto al primero si los tipos se igualan la relación de precios tiende a reflejar el verdadero coste relativo de los bienes, por lo que no tiene sentido gravar más unos bienes que otros y, además, como los bienes necesarios son inelásticos la regla de Ramsey trae problemas desde una perspectiva ética también. Desde planteamientos de eficiencia sólo cabría defender excepciones en unos casos muy concretos: el tratamiento más favorable por motivos vinculados a los efectos sobre la competitividad en sectores sensibles a estos cambios y la posible diferenciación (aunque no siempre fácil de interpretar) en el caso de los bienes complementarios al trabajo (por ejemplo reducir el tipo impositivo a los gastos de guardería y cuidado de niños o al transporte público) o mayor a los complementarios del ocio (mucho más polémico y discutible en ciertos casos puesto que podría implicar, por ejemplo, un gravamen superior sobre bienes que presentan también externalidades positivas como los culturales). Al aplicar la reforma en el contexto de neutralidad distributiva se evitan movimientos en la oferta de trabajo si el trabajo es débilmente separable pero si no lo fuera, como por otra parte es probable ya que en la realidad difícilmente se darán exactamente las condiciones requeridas, aunque se intente minimizar el efecto se justificaría esta

excepción. También desde este punto de vista se podría defender el imponer una diferente carga a los bienes que generan externalidades ya que así sí reflejamos sus verdaderos costes (tanto en un sentido como en otro), por lo que este caso no es una excepción a la regla de uniformización de tipos sino una consecuencia de extender la racionalización del sistema fiscal. Lo ideal sería establecer impuestos pigouvianos óptimos, pero incluso tributos por debajo de ese nivel son, como hemos visto, adecuados y, si se dan ciertas condiciones, también se posibilita incrementar los ingresos fiscales.

Asimismo, desde un punto de vista más normativo, se ha defendido aplicar gravámenes más reducidos a los bienes a los que destinan un mayor porcentaje de su renta las familias con menor capacidad económica, entre los que se encontrarían aquellos susceptibles de ser objeto de gravámenes incrementados por las externalidades medioambientales que generan, lo que supone la incompatibilidad entre ambos objetivos o, como lo hemos denominado en otras ocasiones, un nuevo episodio del intercambio entre eficiencia y equidad. Sin embargo, y como ya apuntaron Atkinson y Stiglitz (1980), con las extensiones de Kaplow (2006), la redistribución es mucho más efectiva cuando se realiza de forma directa, a través de los impuestos sobre la renta y el sistema de transferencias (que aunque puedan distorsionar asimismo la oferta de trabajo, al menos en parte el efecto se puede corregir si se gravan más los bienes complementarios del ocio y además, en el contexto de los ajustes con neutralidad distributiva, como para muchos contribuyentes se reduce el impuesto directo se compensan las consecuencias negativas del incremento en la imposición indirecta).

En lo que respecta al IVA, utilizar la diferenciación con efectos distributivos complica su aplicación además de no ser realmente muy operativa para incrementar la progresividad ya que los tipos reducidos, al aplicarse de forma universal, en términos absolutos acaban beneficiando a los que más consumen y no a los que tienen menor capacidad económica (con excepción de los bienes inferiores), lo que supone perder recaudación que podría haberse utilizado para otros fines (programas que incrementaran otras prestaciones de forma progresiva o redujeran la pobreza, por ejemplo). Se han planteado algunas soluciones para resolver los problemas derivados de incorporar la progresividad en la imposición indirecta sobre el consumo aplicadas, por ejemplo, en Japón (donde se exime a la población objetivo del pago del IVA en los bienes de primera necesidad) o en Canadá, (donde se habilita una transferencia con similar propósito). Estas opciones se explican en la propuesta de IVA personalizado para Uruguay de Barreix et al. (2011): una ampliación de la base con uniformización de tipos y transferencia a los deciles más bajos. La devolución selectiva en el IVA de esos productos es una interesante alternativa que podría sustituir a la reducción general de gravámenes por motivos sociales pero tiene dos problemas que habría que tratar de solucionar: en primer

lugar la identificación de los beneficiarios y de las cuantías objeto de la compensación y, en segundo término, las posibles discontinuidades que se podrían crear por el umbral que se fije para ser beneficiario de esta exención. Estos problemas podrían corregirse, al menos hasta cierto punto, si se aplica el esquema de la neutralidad distributiva ya que se podrían vincular las devoluciones al impuesto de la renta y a los programas asistenciales preexistentes y no se producirían discontinuidades, por la propia dinámica de la devolución.

De forma similar, se podría compensar a las familias con menor capacidad económica o mayores necesidades energéticas (ajustadas por su renta) del incremento en los impuestos indirectos medioambientales o bien eximiéndolas del pago del incremento del tributo o bien compensándolas a través de alguna transferencia si bien, al igual que en el caso del IVA, el problema de identificación de los individuos que deberían recibir la ayuda podría resultar complicada, especialmente si hay mucha dispersión en el uso de la energía en grupos con igual nivel de renta. Si el patrón de consumo fuera más uniforme sería más sencillo diseñar una compensación más ajustada, basada únicamente en el nivel de renta, lo que de nuevo subraya la idea de que en sociedades más igualitarias resulta más sencillo incorporar políticas más creativas y eficientes. En el caso de la parte medioambiental del tributo, si la compensación se realiza mediante la exención en el pago del aumento en el impuesto, como una extensión de las medidas del tipo del bono social, el incentivo de ahorro energético podría verse afectado, por lo que desde este punto de vista será mejor realizar la compensación mediante pagos directos por parte de la administración a través de la tributación directa y de los programas de renta mínima y otros programas asistenciales ya que podría resultar sencillo, al menos para aquellos que ya son beneficiarios de algún tipo de prestación, ajustar ésta para compensar el efecto del incremento en el impuesto.

La compensación tendrá un efecto rebote más acusado cuanto más desigualdad exista ya que cuanto menor es la renta más aumenta el consumo de bienes intensivos en energía cuando aumenta el poder adquisitivo, pero el incentivo de ahorro permanece pues se mantiene la relación de precios. La subvención de medidas de eficiencia energética es, sin duda, la opción que más refuerza el objetivo medioambiental y, si se concentra en las familias con más necesidades, será asimismo equitativo, aunque el problema de una correcta elección de las familias podría ser difícil igualmente y, especialmente en el corto plazo, el efecto de los incrementos en los precios de bienes tan necesarios podría resultar insostenible para algunas familias hasta que se realizasen las reformas para incrementar la eficiencia energética en los hogares o hasta que se pusieran en funcionamiento los sistemas de transporte alternativos. Por este motivo este tipo de medidas, al menos a corto plazo, deben ser complementarias a otras de mantenimiento en el nivel de utilidad. Las cuantías que estos programas de eficiencia requieren abogan por una prioridad

de inversión en los mismos en los momentos de crecimiento económico, lo que además podría conducir a la creación de empleo en estos sectores. En cualquier caso, y si bien por esta vía podría no compensarse suficientemente a las familias más perjudicadas, a las que beneficiaría más otro tipo de retorno, estos programas son un excelente complemento que debería potenciarse.

Los problemas asociados a la selección de los beneficiarios por los programas se podrían corregir, al menos hasta cierto punto, si se aplica el esquema de la neutralidad distributiva como explicaremos un poco más adelante

La propuesta que planteamos aquí, con el objetivo de intentar ordenar algunas de estas ideas y reflexionar sobre su operatividad y posibles efectos en nuestro país, es una combinación de todos estos argumentos: consistiría en la ampliación de la base del IVA con reducción de exenciones y establecimiento de un tipo uniforme con tres posibles excepciones: bienes de primerísima necesidad, complementarios muy claros del trabajo y bienes que generen externalidades (entre los que se encontrarían, obviamente, los que generen externalidades medioambientales). La justificación en el primer supuesto, que en el caso de los bienes inferiores es inmediata, también se fundamenta en que facilita la comunicación de la medida: cuando se han propuesto reformas similares el hecho de subir el IVA a productos muy necesarios, como algunos alimentos, se suele criticar con gran intensidad, lo que hace perder de vista el atractivo intrínseco de la medida y no parece que vaya a resultar en una gran pérdida de recaudación o en grandes distorsiones en las decisiones de consumo, especialmente si resulta difícil devolver de forma exacta selectivamente el IVA. En el segundo caso se justificaría, por ejemplo, reducir o eliminar el gravamen del cuidado de niños o dependientes, de la educación infantil, del servicio de limpieza a domicilio así como del transporte público, entre otros. La tercera excepción de la uniformidad de tipos para el gravamen de bienes que generen externalidades se realiza, como hemos señalado, para reflejar los verdaderos costes y beneficios que genera la producción y el consumo de ciertos bienes, en principio podríamos pensar en los medioambientales, no sólo a través de los impuestos sino también a través de subvenciones a las alternativas más respetuosas con el medio ambiente y para la instalación de tecnologías que contribuyan a incrementar la eficiencia energética, aunque también podrían incluirse otros relacionados con otros bienes preferentes como la educación o la salud.³³⁴ Es importante precisar que en este último supuesto la justificación se basa en la necesidad de internalizar los efectos externos positivos, no a otras razones sociales. Por ejemplo, podríamos pensar que si el transporte público tiene un gravamen diferenciado inferior al general se pierde de vista el objetivo principal de

³³⁴ En este sentido, por ejemplo, eliminar el gravamen en bienes relacionados con la educación se justificaría también por sus efectos externos positivos sobre la oferta de trabajo.

beneficiar a aquellos con menor capacidad económica y que sería mejor focalizar en estos la medida, sin embargo los efectos beneficiosos para todos de un mayor uso de los medios transporte público justifican la universalidad en el tratamiento.

Para hacer operativas las medidas anteriores se podrían proponer diferentes medidas. En primer lugar, si solamente se exime del pago del IVA en el consumo de los bienes de primerísima necesidad (por los motivos de comunicación de la medida que hemos apuntado) se podría proceder a una devolución del IVA de la cesta básica (alimentos y energía de uso doméstico, por ejemplo) pero sólo a aquellos cuyos ingresos sean tan bajos que no tributen por IRPF y que se identificaran como destinatarios de prestaciones de tipo asistencial. La forma de realizarlo habría de ser precisada si se llevara a cabo exactamente pero podría, asimismo, aplicarse por aproximación si la opción anterior fuera muy compleja o no hubiera acceso a los consumos históricos calculando el monto de estos gastos y habilitando pagos a través de los programas de renta mínima, por ejemplo. En los demás casos se procedería a subir el mínimo exento y a la compensación aproximada en el resto de escalones a través de la reducción proporcional en los tipos del IRPF, por el ajuste primario: la devolución de parte de los ingresos que ha generado la reforma fiscal con el objeto de mantener la utilidad constante para evitar así efectos negativos sobre la oferta de trabajo, al menos los más significativos, y compensar, asimismo, a las familias con menor renta que probablemente al menos en parte se vean perjudicadas al equiparar los gravámenes. De este modo se evitan los problemas asociados a la identificación de los beneficiarios de la medida y sería bastante ajustado a la realidad si no hubiera grandes diferencias en las pautas de consumo en un mismo tramo fiscal, aunque el ajuste primario por la vía de rebajas en la tributación directa podría asimismo mejorar la aplicación de estas diferencias, puesto que el IRPF, o en general, el impuesto directo que se aplique podría plantear deducciones especiales en estos supuestos.

Hay algunas posibles variaciones al reciclaje según el esquema propuesto. Por ejemplo, si el impuesto sobre la renta se diseña también posibilitando en la declaración la existencia de tramos en los que el impuesto sea negativo, por ejemplo con compensaciones con desembolso, la devolución sería más sencilla, pero podría tener consecuencias sobre la oferta de trabajo, aunque en general, si la cuantía no es muy elevada, serán pequeños. Una alternativa también podría consistir en que los ingresos se devolvieran en forma de *complementos fiscales sobre las rentas de trabajo*, una de las alternativas de reciclaje en el caso de mercados de permisos que ha sido analizado en Burtraw et al. (2009).³³⁵ Este tipo de programas, como demuestran los autores anteriores, son muy progresivos, benefician especialmente a los trabajadores

³³⁵ Estos complementos, una especie de impuestos negativo pero sólo sobre los salarios, o alguna variación de estos existen, entre otros países, en EEUU, el Reino Unido, Canadá, Bélgica Francia, Holanda y los países nórdicos de la UE.

en situación de pobreza y son también eficientes al incentivar la oferta de trabajo si se diseñan bien, aunque en este caso se dejaría fuera de la compensación a aquellos que no participen en el mercado laboral, por lo que habría que compensar adicionalmente a través de otros programas de prestaciones, por ejemplo ajustes en pensiones y subsidios de desempleo. Asimismo habría que diseñar bien el sistema para que no se generasen ajustes en los salarios brutos, como advierte por ejemplo Rothstein (2009). Un impuesto progresivo sobre el gasto, como el propuesto por Kaldor, podría también ajustarse perfectamente según este esquema.

En todos los supuestos de reciclaje deberían ajustarse también los programas de renta mínima y otros asistenciales en su caso para intentar que el ajuste llegue a las familias con menos recursos. Estos programas, que en España se regulan a nivel autonómico, confieren un derecho subjetivo a su titular (que tiene derecho a la renta mínima o garantizada en tanto no cambien sus condiciones) y se arbitran como una ayuda de último recurso, que es subsidiaria e incompatible si su titular disfruta de otra prestación (aunque normalmente si puede pedirla el cónyuge hasta el nivel máximo de la ayuda si lo que tiene el otro perceptor es un subsidio parcial).

Otra posibilidad que se ha planteado, en lo que se refiere a servicios básicos como la energía, podría ser aplicar medidas de mitigación, como un consumo exento y, a partir del mismo, establecer un precio que se fuera incrementando, aunque esta posibilidad podría plantear algunos problemas de incentivos en ese primer tramo (igual que si se rebaja la tarifa a ciertas familias también se pierde parte de eficiencia medioambiental) o perjudicar a familias más numerosas, con necesidades especiales o que presenten características diferentes a la renta que les condicionen en sus patrones de consumo, especialmente si se concentran con mayor intensidad en los primeros deciles. De nuevo, por el ajuste primario se podrían considerar mejor estas diferencias para que la devolución fuera más exacta, aunque no lo sería por completo puesto que siempre habría factores que no se podrían incorporar de forma objetiva en el diseño. Las técnicas de dominancia secuencial podrían resultar especialmente útiles para valorar estos cambios e identificar a los perfiles de los individuos o familias más afectados. En cualquier caso, y tanto en lo que se refiere al IVA como a las accisas para corregir externalidades, ajustar los programas de renta mínima puede garantizar que, al menos, las familias más necesitadas no sufran por los cambios.

El cálculo de la compensación del ajuste primario se podría hacer o bien calculando la pérdida de bienestar en cada nivel de renta, a través de la estimación de los cambios en funciones de utilidad que se asuman de forma continua y aplicando al efecto ajustes también por escalas de equivalencia o deducciones para recoger otras diferencias que sea relevante considerar y no generar situaciones de inequidad en un sentido horizontal, o intentar que la reforma sea neutral en un sentido global,

de forma que los efectos para las familias en los diferentes escalones de renta, en cualquier dirección, sean modestos.

El ajuste secundario, que vuelve a modificar el impuesto indirecto al imputar el beneficio de la medida de forma que se mantenga asimismo la utilidad, se podría realizar de forma secuencial. La complicación principal en el cálculo del ajuste secundario es la estimación del valor de los daños evitados con los tributos medioambientales y la imputación de los beneficios generados entre la población. En el primer caso existen cada vez más estudios que estiman estos valores y que podrían servir de orientación y, en cualquier caso, se podría tomar como aproximación el valor de la reducción del impuesto indirecto recaudado en esos bienes, como se plantea en el estudio original de Kaplow (2012), teniendo en cuenta que, dado que es probable que el daño marginal sea en realidad creciente, el verdadero ajuste será mayor al que se estime (y por lo tanto se recaude menos, limitando el alcance del ajuste terciario).³³⁶ En relación a la distribución de la mejora, se puede realizar de forma proporcional a la renta o, en su caso, con ponderaciones justificadas. Asimismo, resultaría conveniente analizar la robustez de los resultados con diferentes niveles de la valoración de los daños. En cualquier caso, aunque el reparto de los beneficios que generara la política es difícil, y su especificación podría ser discutible, lo que no lo es en absoluto es que deben tenerse en cuenta. Cuando se analizan los efectos de políticas correctoras de externalidades a veces se nos olvida que su razón de ser es, precisamente, incrementar la calidad de vida de los ciudadanos, por lo que no tener en cuenta los cambios inferidos en el bienestar, aunque sea de forma cualitativa o aproximada, realmente limita el alcance del análisis.³³⁷

Creemos que en el caso de las familias para las que la suma de los dos ajustes sea positiva, es decir que deberían ser compensados al considerar la medida en su conjunto, las deducciones en la cuota del impuesto sobre la renta deberían ser reembolsables para que aquellos que estén exentos del pago del impuesto, o que con la compensación superen la cuota, tengan derecho a recibir el exceso.

Con los dos ajustes planteados en teoría, y si se ha diseñado bien la reforma, no se requeriría la devolución de todos los ingresos resultantes al producirse una adaptación en el consumo en respuesta al incremento en los precios, aunque obviamente el cálculo preciso de los ajustes es imposible, aunque los resultados mantendrían al menos los objetivos principales de racionalización del sistema fiscal y

³³⁶ En este caso se estaría asumiendo, como hemos explicado anteriormente, que el impuesto es *pigouviano* y el daño marginal constante.

³³⁷ Más adelante justificaremos adicionalmente esta forma de ajuste.

no provocarían ni distorsiones ni efectos distributivos importantes a la vez que conseguirían resultados medioambientales positivos que la medida también persigue.

Siguiendo con la aplicación del esquema, como de acuerdo con los supuestos planteados los fondos públicos aumentarían, con esos ingresos restantes, en función de su cuantía (que dependerá obviamente de los niveles que se fijen en los ajustes anteriores en función de la información que se pueda incorporar en el diseño de la medida) se podrían financiar diferentes alternativas con diferentes consecuencias en cuanto a sus efectos sobre los objetivos de eficiencia, equidad y sostenibilidad medioambiental por el ajuste terciario. Entre ellas, por ejemplo, subvenciones para combatir la pobreza o la pobreza energética en particular (que reforzaría la equidad y, además, el objetivo medioambiental al menos si se sufragaran tecnologías sustitutivas, aunque podría generarse efecto rebote), con devoluciones de tanto alzado (de forma que aumente la progresividad), devolución proporcional (más neutral desde el punto de vista de la eficiencia y la equidad), programas que aumenten oferta de trabajo o para acentuar los resultados medioambientales.

En particular, creemos que podría ser muy positivo dirigir de forma específica programas que incrementen la eficiencia en el consumo doméstico de bienes energéticos a familias con riesgo de sufrir pobreza energética. Por ejemplo, como posibilidades sugerimos a las familias que consuman más de un 8% de su gasto total en bienes energéticos y tengan una renta inferior a un umbral incrementado de pobreza, por ejemplo el 150% de la línea de riesgo de pobreza. Otra opción, más sencilla aunque no llegaría a todos los que podrían estar sufriendo pobreza energética ya que no se puede identificar de forma completa, aunque la intersección sea considerable, las familias en riesgo de pobreza y en riesgo de pobreza energética y aún menos a los que sufren pobreza severa, sería seleccionar para el programa a los que ya estén recibiendo prestaciones asistenciales. Estas ayudas que incrementen la eficiencia pueden resultar muy positivas tanto para combatir la pobreza, en ambas acepciones, como para incrementar la eficiencia medioambiental. Además, supondría una generación de ingresos para el sector productivo relacionado con la sostenibilidad medioambiental, lo que podría incentivar este tipo de actividades productivas.³³⁸ Asimismo, en otro diseño del ajuste terciario menos focalizado se podrían concentrar las subvenciones espacialmente para incrementar la eficiencia energética con aislamientos o calderas más eficientes centrados en las zonas urbanas con viviendas en peores condiciones climáticas, que se suelen concentrar en los barrios más humildes, como han hecho algunos ayuntamientos en el caso de la restauración de elementos estructurales de las viviendas o, asimismo, para facilitar el ahorro energético en el medio rural. En el

³³⁸ Que también son incentivadas a nivel europeo por la directiva europeas 2006/32/CE

siguiente cuadro recogemos de forma esquemática las propuestas que nos parecen más adecuadas.

Cuadro 5.7 .Propuesta de ajustes primario, secundario y terciario		
<u>Ajuste primario</u>	<u>Actualización en IRPF con reembolso</u>	<u>Complemento en salario</u>
Ajustes adicionales (sentido horizontal)	Deducciones (familiar, por residencia, otras circunstancias)	Actualización en complemento (familiar, por residencia, otras circunstancias)
Ajustes compensatorios	Renta mínima y otros programas asistenciales	En subsidio de desempleo, pensiones y renta mínima y otros programas asistenciales
<u>Ajuste secundario</u>	Proporcional	Proporcional
<u>Ajuste terciario</u>	Programa de fomento de eficiencia medioambiental focalizado en familias con bajo poder adquisitivo	Programa de fomento de eficiencia medioambiental focalizado en familias con bajo poder adquisitivo

Fuente: elaboración propia

5.3.5.2 Ilustración práctica de la factibilidad de la propuesta mediante un sencillo ejercicio de microsimulación

Vamos a realizar a continuación un ejercicio de simulación para completar algunas de estas reflexiones, en particular para estimar cómo los ajustes del modelo en el caso de aumentar la tributación medioambiental, por las características del patrón de consumo de los bienes que podrían ser gravados en ese sentido, implicaría incrementar la progresividad en la tributación directa. Con el objetivo de ilustrar algunos aspectos sobre la operatividad de las medidas propuestas vamos a utilizar el microsimulador de imposición indirecta del IEF.³³⁹ Este microsimulador resulta especialmente adecuado ya que incorpora el comportamiento y permite, además, que la respuesta ante los cambios en los precios varíe a lo largo de la distribución modelizando la demanda con el sistema AIDS (*Almost Ideal Demand System*) de Deaton y Mullbauer (1980), explicado en partes anteriores del trabajo, lo que resulta muy interesante para recoger todos los efectos de la aplicación de los cambios

³³⁹ El planteamiento y explicación sobre el diseño de esta herramienta se encuentra en Sanz et al. (2003).

fiscales con los ajustes que permiten que los resultados se aproximen a la neutralidad distributiva. Al ser un simulador estático es más bien indicativo de los efectos más inmediatos pero se pueden perfectamente apuntar tendencias a más largo plazo a partir de los resultados.

El diseño de este instrumento resulta especialmente útil para plantear de forma sencilla diferentes escenarios que nos permitirán interpretar en la práctica nuestras reflexiones anteriores. Existen microsimuladores más recientes pero, para los objetivos que nos planteamos el diseño y la estructura de esta herramienta en concreto, se adapta perfectamente a nuestras necesidades, ya que la idea es ilustrar si el diseño fiscal propuesto podría ser factible, por lo que los resultados se plantearán, al efecto, de forma más bien valorativa. No pretendemos simular un escenario de tributación indirecta similar al actual, más bien lo que queremos demostrar es que bajo supuestos bastante razonables sobre la estructura de la demanda y sobre el comportamiento de los consumidores, y asumiendo una distribución inicial y una estructura de consumo similares a las que podría haber en la realidad, es posible incorporar instrumentos de fiscalidad medioambiental no solo sin muchos costes en términos de utilidad sino que, si se consideran también los beneficios derivados de las medidas y se realizan los ajustes que requiere la neutralidad distributiva, los resultados pueden ser superiores a los iniciales en términos de bienestar, de acuerdo con los argumentos de la triple dominancia.

El *escenario inicial* es aquel que se define en el microsimulador: la estructura de IVA con tipos reducidos y superreducidos y de accisas tal y como se estructuraba en España en el momento de diseñar el microsimulador, antes de las últimas reformas. El *escenario reforma* reduce los tipos a dos, con el tipo general en el tipo mínimo que marca la Directiva 113/2006/CE, y aumenta los tipos de las accisas correspondientes para reflejar las externalidades medioambientales.³⁴⁰

Antes de simular los efectos de la reforma, con carácter exploratorio, procedimos a realizar un ajuste en etapas, consistente en sustituir la estructura inicial basada en tres tipos de IVA coexistiendo con distintos impuestos especiales, por otra caracteriza por un único impuesto indirecto con tipo uniforme. En esta situación, con un tipo general superior al gravamen medio del escenario inicial y sin accisas se producían dos cambios fundamentales en línea con los resultados esperados. Por un lado, la recaudación aumentaba (porque el tipo uniforme era mayor al tipo medio anterior), y además tanto la variación equivalente como la variación compensatoria agregadas eran positivas al eliminar la diferenciación de los tipos y las accisas lo que significaba que teóricamente se podría reducir la renta a

³⁴⁰ Se pasa así, de un tipo general del 16% a uno del 15% y de dos reducidos, 4% y 7%, a uno del 8%.

todos los individuos manteniendo su utilidad constante respecto de la situación de partida y sobran fondos, en cuantía superior a la diferencia de la recaudación. Este efecto se debe a la readaptación en el consumo y se mantiene sea cuál sea el tipo uniforme elegido al considerar los nuevos ingresos junto a la variación compensatoria resultante: siempre hay un remanente una vez realizados los ajustes para mantener la utilidad constante. Adicionalmente, a lo largo de la distribución las medidas monetarias del bienestar pasan de ser negativas en los primeros deciles a ser positivas en los últimos, reflejando un sentido completamente diferente en las consecuencias de las medidas a lo largo de la distribución. Por otro lado, se aprecia que aumenta la desigualdad los cambios son regresivos tal y como indicaban los índices de Reynolds-Smolesky y de Kakwani. Este resultado se explica porque al eliminar los tipos reducidos en ciertos bienes de demanda rígida al principio de la distribución se perjudicaba más a las familias con menor capacidad de gasto (de hecho las que se encontraban en los cinco primeras deciles eran perdedores netos mientras que en los cuatro últimas eran ganadores netos). Finalmente, al eliminar los gravámenes diferenciados de las accisas, en este escenario no se corrigen las externalidades que estos tipos incrementados procuran, lo cual habría de ser considerado también.

En un segundo paso se consideró la incorporación de accisas para internalizar externalidades derivadas de los efectos para la salud de ciertos consumos y de los efectos medioambientales de otros y se ajustaron, asimismo, algunos tipos para incentivar incrementos en la oferta de trabajo. Se consideró la estructura de accisas inicial (la que prevalecía en el momento de diseño del microsimulador y que en nuestro ejercicio tomamos como valor inicial). Respecto del escenario inicial tanto la variación equivalente como la variación compensatoria media son negativas, pero inferior la primera y prácticamente igual la segunda al incremento en los fondos recaudados, lo que podría indicar asimismo una compensación para mantener la utilidad constante casi sin costes en cuanto a que no se producen pérdidas significativas en la recaudación, incluso sin tener en cuenta el segundo ajuste. La reforma, igualmente, incrementa la desigualdad y es regresiva respecto del escenario inicial.

En el *escenario reforma* se considera la aplicación de impuestos indirectos con objetivos medioambientales específicos. Como hemos señalado se redujo el número de tipos de IVA a dos, uno general y un único tipo reducido, y se incrementaron las accisas sobre bienes energéticos en función del tipo mínimo de la parte de la tarifa que se fija con criterios medioambientales de la Propuesta de Directiva de 2011, que tenía por objetivo la armonización en la fiscalidad de la energía y la fijación de tipos mínimos de acuerdo con las externalidades medioambientales estimadas a la que hemos hecho referencia anteriormente, y que es analizada en detalle en Gago et al. (2013). Aunque esta propuesta no se ha materializado finalmente en una Directiva sus

valores nos pueden servir para ilustrar nuestros comentarios, pues contiene unos tipos mínimos cuya tarifa se especifica en dos partes para cada bien gravado: un tipo que se fija por emisión de CO₂ (y se expresa en €/tonelada de CO₂) y otro por contenido de energía (y se especifica en €/Gigajulio de energía generada). Algunos autores defienden que los impuestos se basen preferentemente en sus efectos medioambientales y no en su contenido energético,³⁴¹ lo que exigiría calcular por ejemplo en el caso de los combustibles para automoción, los costes generados no solo por las emisiones sino también por los atascos, accidentes y contaminación local por emisión de partículas y otros compuestos, y que no es el método que se sigue en la propuesta. En cualquier caso, volvemos a repetir, es bastante seguro que al menos en parte la legislación en materia de armonización de la fiscalidad medioambiental se dirija en esta dirección, ya explorada en varios países europeos pero que no se ha impuesto de forma global por las dificultades lógicas asociadas a la consecución de acuerdos unánimes en materias tan relevantes y con tantos efectos colaterales.

En el ejercicio ilustrativo sólo vamos a considerar los efectos de un incremento en función de las emisiones desde los niveles iniciales, cuyo límite inferior sugerido es de 20€por tonelada de CO₂ a partir de 2013, un tipo en cualquier caso bastante inferior al que se aplica ya en otros países europeos, por lo que la reforma que analizamos es bastante discreta, y además no considera la otra parte del gravamen, por lo que no vamos a ajustar adicionalmente el tipo para reflejar los cambios en los precios. Para convertir estos tipos en tipos *ad valorem* y añadirlos en la estructura de tributación indirecta son necesarios, en primer lugar, los factores de emisión que hemos obtenido de la Decisión de la Comisión de 18 de julio de 2007 por la que se establecen directrices para el seguimiento y la notificación de las emisiones de gases de efecto invernadero de conformidad con la Directiva 2003/87/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.³⁴² A partir de la información sobre las toneladas de CO₂ que se emiten en la producción de un terajulio de energía en cada combustible, es posible deducir los kilovatios-hora que se generan por cada kilogramo o litro de combustible, de forma que es posible definir la base imponible del impuesto en función de las emisiones de CO₂. De aquí se ha incorporado el tipo exclusivamente derivado de la parte medioambiental, que supone unos incrementos discretos en la estructura de las accisas del escenario inicial que supone, por ejemplo, un encarecimiento de 5 céntimos por cada litro de

³⁴¹ Como explicamos en partes anteriores del trabajo los impuestos sobre el contenido energético son menos eficientes desde el punto de vista medioambiental que los que se basan en el contenido en carbono o en las emisiones.

³⁴² Esta directiva establece el marco común respecto a la fiscalidad de los productos energéticos y la electricidad (con las excepciones para algunos países que se recogen en las Directivas 2004/74/CE y 2004/75/CE).

gasolina y gasóleo y de 6 céntimos por cada kilogramo de gases licuados de petróleo (GLP).

Estudios previos, como por ejemplo en Labandeira (2011), han simulado reformas medioambientales que consideran todo el conjunto de incrementos en los impuestos como los contenidos en la Propuesta de Directiva en lo que se refiere, principalmente, a los aspectos recaudatorios. Por nuestra parte, vamos a simular una modificación de tipos en un contexto más amplio de reforma en la tributación indirecta, de tal modo que, en conjunto, se aproximen a un esquema de neutralidad distributiva. En este ejercicio hipotético sólo hemos calculado el incremento derivado de la parte asociada a las emisiones, muy inferior a las reformas que probablemente se llevaran a cabo en el futuro, y no vamos a tener en cuenta todos los posibles ajustes que probablemente sería necesario realizar tanto en el impuesto indirecto como en el medioambiental para asegurar su viabilidad.

Pasamos a continuación a realizar un análisis distributivo del escenario reforma en comparación con el escenario inicial. En primer lugar el ajuste primario se realiza como sigue: la variación compensatoria media, calculada a partir de una función de demanda AIDS, se ha devuelto en cada decila de gasto. Como podemos ilustrar con los datos del cuadro 5.8, este ajuste primario, una vez estimados los nuevos niveles de gasto neto tras la aplicación de la reforma, al repartirse de forma progresiva la variación compensatoria, permite alcanzar los niveles iniciales de utilidad y así el ajuste primario exigiría incrementar la progresividad en la tributación directa.

Conviene recordar en este punto los motivos por los que hemos optado por utilizar la variación compensatoria (VC) para realizar el ajuste primario. La variación equivalente (VE), tras la aplicación de un impuesto que encarezca algún bien, representaría la cantidad que, una vez restada de la renta familiar, les situaría en el nivel de utilidad final por lo que indicaría la máxima disposición a pagar, para que no se aplique la medida, en forma de un impuesto de tanto alzado. Si se trata de elaborar un sistema de compensación cuando los cambios ya se han producido resulta más apropiada la VC, ya que representa la cantidad monetaria que una familia debería recibir con los nuevos niveles de precios más altos para que su nivel de utilidad se mantuviese en sus niveles de partida, precisamente el ajuste que se requiere en el esquema de neutralidad distributiva. No resulta tampoco conveniente el excedente del consumidor (EC) cuando cambian los precios de varios productos puesto que en este caso los efectos se suman para obtener el valor conjunto (asumiendo que la elasticidad cruzada fuera cero). La VC por el contrario, y también la VE, sí tienen en cuenta los efectos cruzados y el efecto global no es igual a la suma de los efectos separadamente considerados. De esta manera la VC nos permite calcular muy fácilmente los cambios en el coste de la vida ya que se deduce a partir

de la consideración de los *verdaderos o exactos índices de precios del coste de la vida* (*True Cost of Living Index* o TCOL) que se calculan dividiendo el gasto necesario en la situación posterior a la medida, con los nuevos precios, para alcanzar el mismo bienestar que en el estado inicial (es decir el gasto neto tras el ajuste primario) y el gasto asociado a dicho nivel de utilidad en el escenario inicial.

En el cuadro siguiente hemos calculado también estos índices respecto de la situación sin impuestos y vemos como, aunque tanto la situación inicial como la reforma propuesta son más progresivas que el escenario sin impuestos (aunque obviamente el gasto neto asociado es menor), el índice de coste de la vida se encarece más en los primeros deciles una vez aplicada la reforma, lo que precisamente aboga por un retorno progresivo de la compensación.

Cuadro 5.8.Efectos distributivos de la reforma simulada tras el ajuste primario

Escenario inicial

	Gasto bruto	GB/dec	%Acc/dec	%IVA/dec	%imp/dec	Imp/dec	GN ₀ /dec	Gasto neto 0	GN ₀ /dec
Decil 1	5793.6	2.84%	1.64%	2.16%	1.99%	398.7	2.93%	5394.9	2.93%
Decil 2	9241.7	4.51%	3.81%	3.73%	3.76%	754.9	4.59%	8486.8	4.59%
Decil 3	11766.5	5.75%	5.70%	5.06%	5.27%	1057.6	5.80%	10708.9	5.80%
Decil 4	14150.2	6.91%	7.23%	6.29%	6.59%	1324.5	6.95%	12825.6	6.95%
Decil 5	16473.6	8.05%	8.45%	7.42%	7.75%	1556.1	8.09%	14917.4	8.09%
Decil 6	19019.1	9.30%	9.92%	8.87%	9.21%	1849.0	9.30%	17170.1	9.30%
Decil 7	21979.5	10.75%	11.86%	10.61%	11.02%	2209.5	10.72%	19770.0	10.72%
Decil 8	25904.5	12.66%	13.41%	12.74%	12.96%	2600.5	12.63%	23303.9	12.63%
Decil 9	31988.4	15.64%	15.54%	16.23%	16.01%	3212.4	15.60%	28775.9	15.60%
Decil 10	48288.0	23.59%	22.44%	26.89%	25.45%	5111.9	23.38%	43176.1	23.38%
		100.00%	100.00%	100.00%	100.00%		100.00%		100.00%

Índice de Gini (gasto bruto): 31.78291

Índice de Gini (gasto neto): 31.34844

Índice de Kakwani:0.385543

Índice de Reynolds-Smolesky: 0.43447

Escenario reforma

	%Acc/dec	%IVA/dec	%imp/dec	Imp/dec	%GNR/dec	GNR/dec	VC media	%VC/dec	TCOL	(GNR- VC)/dec	%(GNR.VC)/dec
Decil 1	1.77%	2.64%	2.38%	584.5	2.90%	5209.2	-175.6	3.34%	103.03	5384.8	2.91%
Decil 2	3.90%	4.27%	4.16%	1025.3	4.56%	8216.4	-266.7	5.07%	102.89	8483.2	4.57%
Decil 3	5.74%	5.53%	5.59%	1377.1	5.77%	10389.4	-330.4	6.28%	102.81	10719.8	5.79%
Decil 4	7.24%	6.70%	6.86%	1689.9	6.92%	12460.2	-388.8	7.38%	102.75	12849.0	6.93%
Decil 5	8.46%	7.81%	8.00%	1969.9	8.06%	14503.7	-444.5	8.44%	102.70	14948.1	8.07%
Decil 6	9.89%	9.11%	9.34%	2300.1	9.29%	16719.0	-504.2	9.58%	102.65	17223.2	9.30%
Decil 7	11.77%	10.65%	10.98%	2702.0	10.72%	19277.6	-572.3	10.87%	102.60	19849.8	10.72%
Decil 8	13.37%	12.62%	12.84%	3161.1	12.64%	22743.3	-660.4	12.54%	102.55	23403.7	12.64%
Decil 9	15.51%	15.81%	15.72%	3869.1	15.63%	28119.3	-793.3	15.07%	102.48	28912.6	15.61%
Decil 10	22.35%	24.86%	24.11%	5939.5	23.51%	42348.5	-1128.3	21.43%	102.34	43476.8	23.45%
		100.00%	100.00%		100.00%			100.00%			

Índice de Gini (gasto bruto): 31.78291

Índice de Gini (gasto neto): 31.60076

Índice de Kakwani:0.0145439

Índice de Reynolds-Smolesky: 0.18215

Incremento en la recaudación: 5268840448

Variación compensatoria total: -5264460800

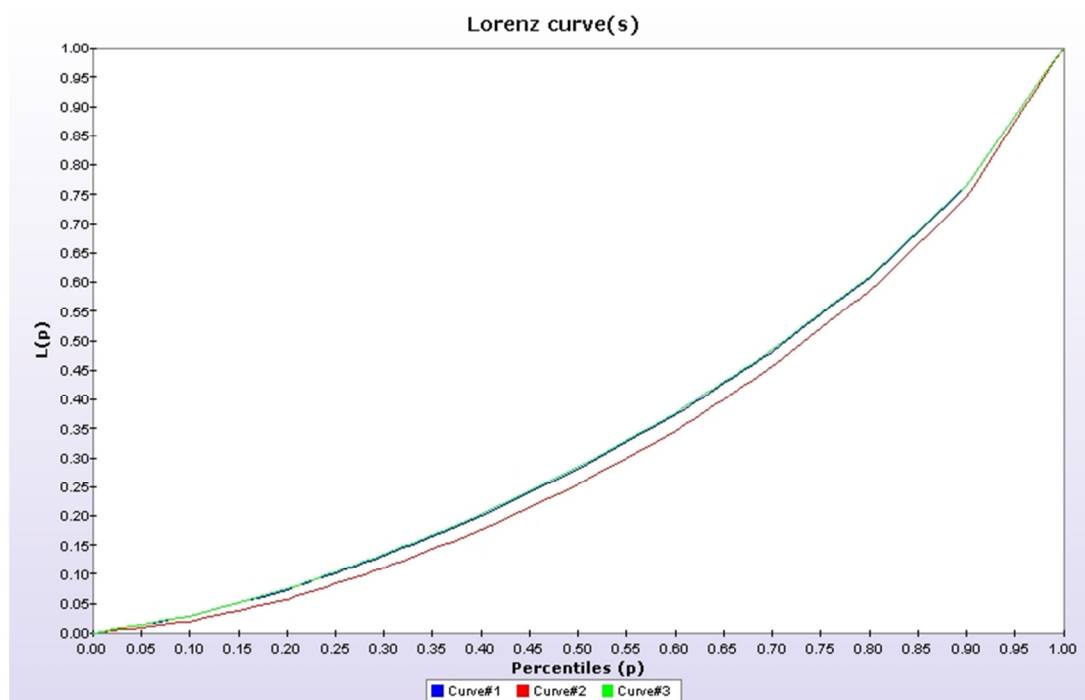
Como también comprobamos con los datos del cuadro, este ajuste es posible sin requerir necesidades adicionales de fondos públicos respecto del escenario inicial, al ser la variación compensatoria ligeramente inferior al incremento de la recaudación indirecta. Este efecto sobre la recaudación tras el ajuste primario no tiene por qué prevalecer en todo caso, dependerá de la reforma de los tipos en concreto así como de la estructura de consumo sobre la que se aplique y, además, aún no hemos considerado el ajuste secundario, que requerirá aumentar el impuesto directo en algunos casos.

Los resultados obtenidos en nuestra microsimulación confirman los resultados apuntados por Kaplow (2012), cuando demostró la posibilidad de encontrar una nueva estructura tarifaria que permitiera incrementar la recaudación. En nuestro ejemplo resulta especialmente revelador que la recaudación prácticamente no varíe, incluso aumente simplemente tras el ajuste primario, a pesar de que la reforma ha exigido una importante devolución de los ingresos para ajustar la utilidad a su nivel inicial. Esto indica un incremento seguro en los ingresos tras el ajuste secundario que imputa el beneficio de la medida y corrige de nuevo el impuesto directo.

Respecto de la distribución del gasto bruto puede observarse que en el escenario reforma, se preserva la progresividad, si bien algo menor que el escenario inicial, sin duda por la existencia de tipos super-reducidos. En cualquier caso debemos señalar que, dado que renta se reparte de forma más desigual que el gasto, el escenario reforma va a ser con seguridad más igualitario. Este argumento se refuerza, en segundo lugar, si el ajuste secundario se realiza de forma progresiva. Aplicando las técnicas de dominancia, y sin tener en cuenta lo que acabamos de comentar, la curva de Lorenz generalizada del escenario reforma prácticamente se superpone a la del escenario inicial, quedando por encima al final al tener mayor gasto medio asociado, por lo que si tenemos en cuenta el ajuste secundario y más aún si consideramos lo que acabamos de comentar sobre el gasto y la renta, la situación postreforma será superior en términos de bienestar al escenario inicial.

Podemos ver en los gráficos siguientes que representan las curvas de Lorenz y de concentración asociadas a las diferentes distribuciones, realizados con el programa DAD de Duclos y Araar (2006). En el gráfico 5.6. la curva de concentración del impuesto, en el escenario inicial queda por debajo de la curva de Lorenz del gasto bruto, lo que indica que la estructura inicial era progresiva ya que el impuesto se reparte de forma más desigual que las rentas (o gastos en este caso) sobre las que se aplica, por lo que la curva de Lorenz asociada al gasto neto inicial queda por encima de la curva de Lorenz del gasto bruto. En todos los gráficos que siguen, para facilitar su lectura, en el título se especifican las curvas por el orden en que se representan respecto de la equidistribución, de izquierda a derecha en el gráfico.

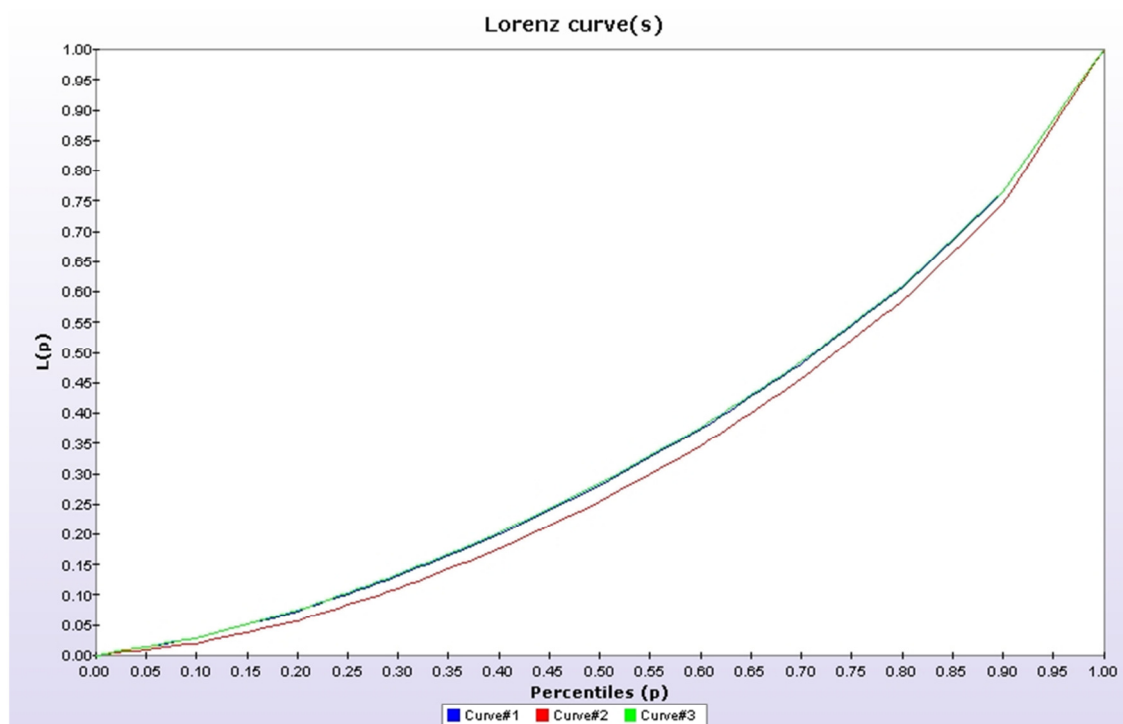
Gráfico 5.6. Curvas de Lorenz correspondientes al gasto neto inicial, el gasto bruto y la curva de concentración del impuesto



Fuente: elaboración propia. Nota: la curva de concentración del impuesto es la más alejada de la equidistribución, lo que indica que la estructura de tipos en el escenario inicial es progresiva, ya que el impuesto se reparte de forma más desigual que las rentas sobre las que se aplica

En el gráfico anterior la curva de Lorenz del gasto neto queda por encima de la del gasto bruto y esta asimismo por encima del impuesto, representado mayor progresividad cuanto más por debajo se encuentre respecto de la curva de Lorenz del gasto bruto. Con la reforma, antes del ajuste primario, se pierde progresividad. La curva de concentración del impuesto está mucho más próxima a la curva de Lorenz correspondiente al gasto bruto y la progresividad que induce la nueva estructura respecto de éste es menor, como vemos en el gráfico siguiente.

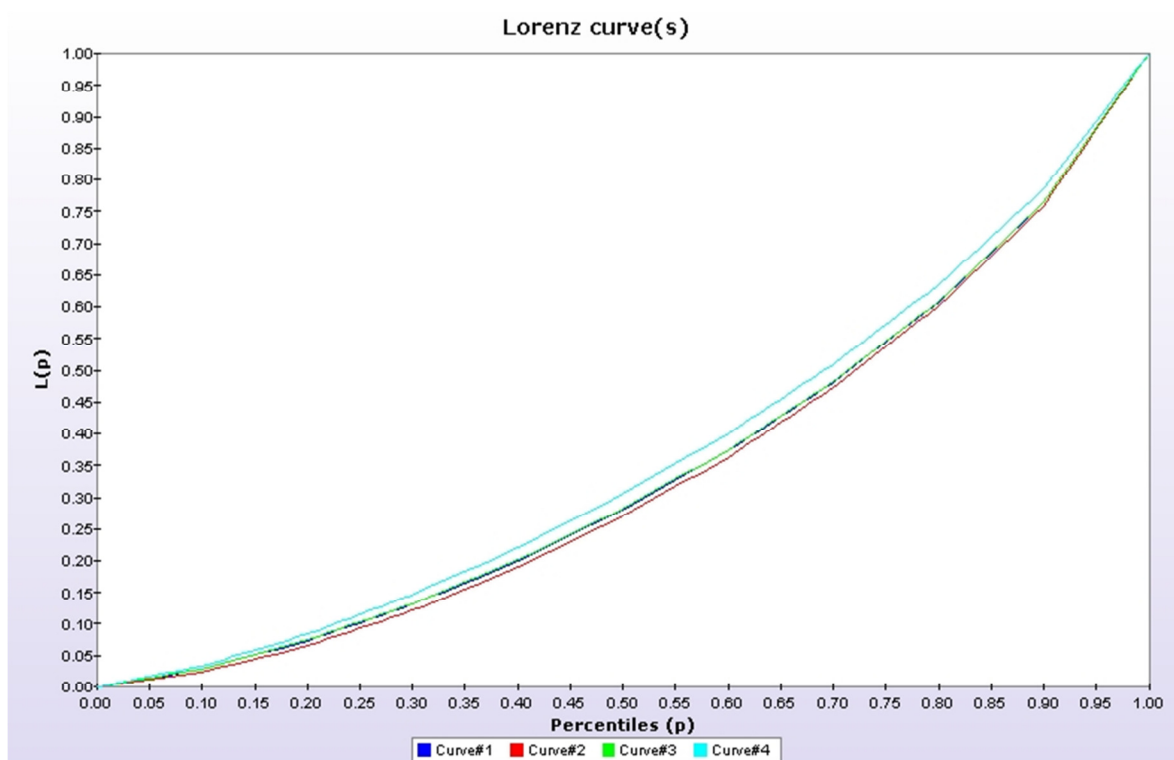
Gráfico 5.7. Curvas de Lorenz correspondientes al gasto bruto, al gasto neto inicial neto y curva de concentración del impuesto



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del microsimulador

Al cambiar los tipos se produce un cambio regresivo que se corrige, finalmente, tras el ajuste primario. Vemos, así, que las curvas de concentración de los impuestos y de la variación compensatoria confirman nuestras observaciones en el siguiente gráfico: la curva de concentración de la compensación que define la variación compensatoria está mucho más cerca de la equidistribución, lo que indica que el reparto de la compensación se realiza de forma más progresiva que la distribución del gasto neto postreforma y del gasto bruto, las siguientes curvas de Lorenz por debajo, y la de concentración del impuesto, la más alejada de la equidistribución, aunque sólo un poco por debajo de ésta, indicando su carácter muy poco progresivo respecto del gasto bruto y regresivo respecto de la situación de inicial antes de aplicar los ajustes.

Gráfico 5.8 Curva de concentración de la variación compensatoria, de Lorenz correspondientes al gasto bruto y al gasto neto postreforma y curva de concentración del impuesto.



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del microsimulador.

Como estamos señalando, tras el ajuste primario la distribución se mantiene prácticamente como la inicial, lo que ha exigido aumentar a progresividad del impuesto directo. El ajuste secundario volverá a cambiar la distribución. Con los datos disponibles no es posible calcular el ajuste secundario, que como hemos sugerido, se podría estimar en una fase posterior una vez se conozcan los cambios en las cantidades demandadas de los bienes gravados o, de forma aproximada y considerando el daño marginal constante, mediante la reducción en el impuesto indirecto recaudado derivado del menor consumo de los bienes gravados una vez aplicada la reforma. Esta mejora se imputaría a continuación y, a menos que esta imputación del beneficio se hiciera de forma muy regresiva, algo que sería poco justificable, la distribución una vez realizado el ajuste secundario mantendría su mayor progresividad. A partir de ahí, se podrían estimar los incrementos en los ingresos y diseñar las medidas que permita el ajuste terciario que, en caso de tomar la forma de devolución de tanto alzado, podría suponer una mejora paretiana.

Si, por ejemplo, imputáramos el beneficio medioambiental en proporción al gasto, lo que se podría justificar si la calidad medioambiental fuera un bien superior y, asimismo, si asociamos la responsabilidad del deterioro medioambiental en función del consumo, sería necesario incrementar aún más la progresividad en la

tributación directa en el ajuste secundario. La naturaleza del ajuste terciario puede incrementar aún más los efectos redistributivos anteriores, si se concentra, por ejemplo, en medidas de apoyo a las familias de los primeros deciles, como en la propuesta que hemos hecho para que sirva para financiar medidas de eficiencia focalizadas en las familias con menos recursos

Si intentamos imaginar una aplicación práctica de la medida podemos señalar que se requeriría realizar una proyección de imputación de gastos en cada decil de renta, para ajustar el impuesto directo. El gasto nos serviría, en este sentido, como variable instrumental para reflejar la renta y, aunque nos consta que la relación no es exactamente biyectiva ya que en realidad el gasto refleja en realidad una aproximación a la renta permanente, podría ser bastante exacto en especial si se aplicara en el contexto de países más homogéneos contando con una información adecuada sobre la estructura de consumo, como la que posibilitan los datos microeconómicos y una acertada elección del modelo de demanda. De nuevo volvemos a señalar como en este sentido es previsible que en países más igualitarios, *caeteris paribus*, los resultados de las medidas de corrección se adapten mejor a los supuestos del modelo y tengan, así, mejores perspectivas en la aplicación de este tipo de políticas. Asimismo la propia estructura de los impuestos directos permite realizar ajustes compensatorios, vía deducciones, para tener en cuenta otras diferencias aparte de la renta que podrían, perfectamente, considerarse en este caso, con la información que aporten los estudios realizados al efecto, cuyo potencial para mejorar el diseño de las políticas es evidente. Asimismo, si consideramos además la posibilidad de que la tributación directa se base en el gasto y no en la renta, como en la propuesta de Kaldor (y que es considerada como un posibilidad operativa, entre otros, por Mirrless) este esquema se podría aplicar de forma mucho más precisa.³⁴³ Es evidente que la aplicación exacta del esquema de neutralidad distributiva es imposible, pues resulta imposible la identificación exacta de los cambios en el bienestar, y a lo máximo que podemos aspirar es a conseguir mejoras aproximadamente paretianas con las reformas propuestas pero, como hemos visto, si es posible identificar las direcciones a las que se debería dirigir la reforma de la fiscalidad indirecta con especial cautela en los ajustes para conseguir que las familias con menor capacidad económica no se vean afectadas.

El ejercicio es de nuevo informativo para ilustrar estas reflexiones. Como vemos en el cuadro 5.8. la variación compensatoria total, en relación con el gasto neto inicial y con su estructura se debe devolver de forma progresiva, lo que

³⁴³ Este cambio en la estructura en la tributación directa que también se ha defendido, si la estructura es progresiva, para fomentar el ahorro y la inversión. En términos medioambientales, desde luego, este tipo de propuestas contribuiría a reducir muy probablemente el consumo posicional.

implicaría un aumento en la progresividad de la tributación directa. Si tenemos en cuenta que la relación entre gasto y la renta es mucho más exacta en los primeros deciles, al manifestarse en ellos una mayor propensión marginal al consumo, el ajuste primario realizado a través de la aproximación de la valoración compensatoria inducirá a una mayor progresividad del impuesto directo, si consideramos esas diferencias en la intensidad del consumo a lo largo de la distribución, lo que resulta ser, asimismo, una justificación adicional para imputar de forma regresiva el beneficio estimado de las medidas en la aplicación del ajuste secundario, de forma que el beneficio imputado esté en relación directa con el nivel de renta, de forma que debería incrementar aún más la progresividad de la fiscalidad directa. Lo interesante, a nuestro juicio, es que además de operativo se puede perfectamente justificar.

En resumen, y como hemos analizado en la explicación sobre la teoría del esquema, bajo supuestos completamente verosímiles, y como acabamos de comprobar, una ampliación de las bases en la tributación indirecta combinada con una reducción de tipos y la incorporación de accisas sobre los productos más susceptibles de ser gravados con accisas medioambientales, como los energéticos, que afectarán asimismo de forma indirecta a los precios de otros productos más intensivos en energía como los alimentos, deberá incrementar la progresividad de los tributos directos, que deberían, asimismo, habilitar compensaciones desembolsables, como ya hemos justificado. Si el ajuste primario se realizara en forma de complemento salarial se requeriría, adicionalmente, otros ajustes en sentido primario en las pensiones y subsidios, como ya hemos explicado.

De esta forma hemos comprobado que se puede racionalizar la estructura de la tributación indirecta y que los impuestos medioambientales forman parte de este proceso que se puede realizar, con un diseño adecuado, sin costes de recaudación ni efectos sobre la oferta de trabajo o consecuencias distributivas cuestionables. De esta forma pasar de un régimen de accisas como el actual a un sistema mixto que se dirija expresamente a internalizar los efectos externos medioambientales no debería tener costes muy significativos, especialmente si los tributos se aproximan a su nivel *pigouviano* y los ajustes necesarios se calculan con precisión y se llega a la población objetivo en las compensaciones.³⁴⁴

³⁴⁴ En los impuestos en el sector del transporte este esquema implicaría diseñar los tributos para tener en cuenta los daños que se realizan, lo que implicaría que no tiene sentido gravar la compra del vehículo sino su uso. En cualquier caso se ha señalado que en ciertas ocasiones una combinación de impuestos *pigouvianos* con estándares tiene mejores resultados, por ejemplo por influir en la decisión de compra del vehículo que posteriormente incidirá en una menor presión medioambiental, podría justificar que se utilicen ambas medidas y no sólo la aproximación *pigouviana*.

Así, como hemos señalado en el trabajo, la realización de los ajustes en el impuesto directo de forma aproximada, por tramos de renta e identificando posibilidades para la corrección por otras características al margen de la renta, posibilitaría en muchos casos que, si bien la aproximación no sería exacta y algunos se verían compensados en exceso y otros de forma insuficiente por el sistema, no tendría por qué resultar un problema demasiado importante, no más que en casi todos los supuestos de intervención pública con efectos sobre el bienestar, excepto en las primeras fases de la distribución. En este caso no debemos olvidar que incluso variaciones pequeñas en el poder adquisitivo pueden suponer que algunas familias empeoren su situación hasta niveles que representen riesgo de pobreza, o exclusión, o que se agrave sustancialmente para las que ya están sufriendo privación material.

Respecto a la identificación de las familias y los mecanismos para realizar el ajuste, como se propone en el esquema de neutralidad distributiva, el mayor problema radica en que aquellos que no tienen que cumplir con la obligación de presentar declaración por el impuesto sobre la renta tendrían que ser compensados por otros sistemas o arbitrar alguna corrección en el diseño. Este mismo problema está también presente en otras posibles formas de reciclaje, como cuando se opta incorporar los ajustes directamente en el mercado de trabajo. Entre las posibilidades que hemos apuntado están la de diseñar medidas de compensación mediante la ampliación de los programas de renta mínima y otros asistenciales.

Este esquema se puede adaptar, además, en su última fase para reforzar alguno de los objetivos generales. En nuestra opinión, como ya hemos argumentado, este tercer ajuste debería centrarse en aumentar la eficiencia energética de las familias con menos recursos y en la financiación de ayudas directas, especialmente en épocas duras climatológicamente. En este sentido, por ejemplo, se situarían programas similares a los de compensación a las familias con menores recursos para asegurar la habitabilidad de sus viviendas como el *Warm Home Discount*, descuentos automáticos en las facturas, o el *Cold Weather Payment*, transferencias directas a las familias más necesitadas en épocas de extremos en las temperaturas, del Reino Unido o el *Low-income Home Energy Assistance Program* de EEUU.³⁴⁵ Los programas para incrementar la eficiencia energética, como el *Warm Front* en el Reino Unido han conseguido reducir sustancialmente la dependencia energética de las familias británicas en los últimos años en los últimos años, como señala Advani (2013), que se sitúa en la actualidad en el nivel medio. En cualquier caso estos programas deberían ser considerados al margen de la aplicación de cualquier otra medida y, volvemos a subrayar, deberían focalizarse en la población con mayores necesidades. Serían, asimismo, más convenientes, por razones ya

³⁴⁵ Todos estos programas se revisan en Murray et al. (2014) y en Advani et al. (2013)

apuntadas, programas de prestaciones no vinculadas a los consumos presentes, para no perjudicar el incentivo del ahorro energético, estimadas de forma aproximada por niveles de gasto, por ejemplo. Los nuevos avances tecnológicos abrirán, sin duda, oportunidades para la puesta práctica de estas medidas, ya que permitirán incorporar aplicaciones que ajusten de forma automática los programas y también que aumenten la eficiencia energética o que permitan aplicar otras alternativas, como los permisos individualizados. En este sentido es necesario centrar los esfuerzos en auxiliar a las familias que tengan problemas económicos o necesidades importantes, también con programas informativos para que conozcan tanto las posibilidades que las prestaciones ofrecen como las medidas que pueden, con costes muy bajos, aumentar la eficiencia, por ejemplo en los hogares.

Resulta, asimismo, fundamental prever los efectos de las medidas y las herramientas microeconómicas y las técnicas de microsimulación pueden ser muy útiles para mejorar el diseño de los programas. La coherencia entre los diferentes objetivos en el diseño de las medidas es fundamental para que las intervenciones consigan ser eficientes con los menores costes asociados y para que sean aceptadas socialmente.

CAPÍTULO VI
CONCLUSIONES

1. Los objetivos que definen el desarrollo sostenible, relacionados con la prosperidad material, la justicia social y la sostenibilidad medioambiental, deben estar presentes, de forma transversal, en el diseño de todas las intervenciones con efectos directos sobre el bienestar. Esta es la idea que ha inspirado y que de algún modo vertebra este trabajo.
2. En la introducción de medidas de política medioambiental, que sin duda se potenciarán en un futuro cercano por los diferentes compromisos adquiridos y por la mayor demanda social, se deben considerar los posibles efectos sobre las otras dimensiones desde distintas perspectivas. Esta valoración desde un punto de vista múltiple es fundamental para asegurar que la adopción de medidas necesarias, pero con consecuencias directas sobre el bienestar, sea socialmente aceptada y políticamente viable. Las condiciones que lo hacen posible serán diversas en distintos países, por lo que conviene tenerlas presentes de manera explícita. Ello cobra especial relevancia en el caso de aquellos países que manifiesten carencias en alguna de ellas, como hemos ilustrado en la propuesta de un indicador de desarrollo sostenible que evalúa los logros en cada una de las tres áreas anteriores.

En el análisis de los datos con este índice hemos reflexionado, de forma especial, sobre las relaciones entre los distintos objetivos y hemos identificado las posibles tensiones así como las vías para potenciar las sinergias entre los mismos. Por ejemplo, hemos señalado como en las sociedades más cohesionadas y menos polarizadas las normas sociales vigentes facilitarán la incorporación de políticas que exijan sacrificios compartidos, que se percibirán como justas y necesarias, y no serán tan preocupantes sus consecuencias distributivas como en aquellos otros casos en los que los niveles de partida, en términos de equidad o de eficiencia, sean más reducidos.

3. En tercer lugar hemos revisado, a la luz de los criterios que deben inspirar el diseño de las intervenciones en materia medioambiental, las oportunidades y las limitaciones de cada uno de los instrumentos de política medioambiental. En la comparación de estas opciones hemos apuntado, asimismo, tres argumentos sobre su operatividad. En el primero de ellos hemos destacado el papel fundamental que desempeñan los enfoques voluntarios ya que el hecho de sentir que las propias acciones son importantes por sí mismas y la idea de poder así contribuir a un fin superior de forma colectiva, junto a otros ciudadanos, contribuye a superar la paradoja del aislamiento, facilita la ejecución de las políticas y favorece el surgimiento de normas sociales y la adopción de valores positivos: una sociedad que se percibe más justa funciona mejor, también en términos medioambientales. Hemos defendido que fomentar la aparición de normas sociales que se dirijan en esta dirección no es una alternativa más de la

política medioambiental sino que es una condición necesaria para el desarrollo sostenible de nuestro modelo social, económico y medioambiental. El segundo argumento que hemos señalado en la comparación entre instrumentos indica que, aunque los sistemas de incentivos sean más eficientes, las normas medioambientales seguirán desempeñando un papel muy importante ya sea porque en ciertos casos introducir instrumentos económicos resulte difícil, o para complementar su acción cuando su grado de ejecución sea insuficiente, por lo que en muchos supuestos una combinación de instrumentos puede ser la mejor alternativa. Finalmente, como tercera reflexión en esta parte del trabajo, hemos señalado que los instrumentos económicos pueden incorporarse de forma complementaria por razones técnicas (por ejemplo, si existe un mercado de permisos de emisión podría ser conveniente fijar un coste mínimo y un impuesto puede actuar de forma complementaria), o en función de su operatividad en las diferentes fases de aplicación (si, por ejemplo, el mercado se aplica corriente arriba, cuando hay pocos agentes sujetos, el impuesto se puede reservar para los sectores que estén más atomizados donde un mercado pueda resultar más complejo en su administración).

4. Mediante una exhaustiva valoración de los resultados de los estudios al efecto, hemos planteado las posibles consecuencias distributivas de las diferentes herramientas, en particular de las políticas de incentivos, y hemos señalado las posibilidades para corregir estos efectos. En el caso de los instrumentos que permiten contar con fuentes adicionales de ingresos públicos, como los impuestos medioambientales, la revisión realizada muestra que los tributos ecológicos son generalmente regresivos, aunque estos resultados dependen del tipo de bien gravado, por ejemplo, en el caso del consumo energético en los hogares es al menos débilmente regresivo, mientras que el efecto de impuestos sobre el carburante las conclusiones no son tan evidentes, pudiendo incluso ser progresivos en ciertos países, en función de sus características particulares.

Los resultados distributivos estimados pueden acentuarse o suavizarse en función de ciertas decisiones metodológicas que se adopten, como la incorporación de elementos conductuales en el análisis, el tipo de variable indicativa de la capacidad económica, la incorporación de efectos indirectos o de enfoques de equilibrio general o de tipo dinámico. Desde esta perspectiva hemos apuntado la necesidad de comprobar la robustez de los resultados ante cambios en las decisiones metodológicas siempre que los datos disponibles lo permitan.

5. Los instrumentos económicos de política medioambiental, además de tener en general efectos distributivos regresivos, pueden perjudicar a algunos tipos concretos de familias, en función de su tipología o lugar de residencia, incidiendo también en la equidad considerada desde el punto de vista horizontal,

efecto que se ve reforzado también en el plano vertical en el caso de que las características de los grupos más afectados estén asimismo relacionadas con su poder adquisitivo, de forma que la regresividad se acentúe.

Los resultados obtenidos dependen de las características del país en que se apliquen, en función del nivel de desarrollo u otras características, como su capital social, que pudieran afectar a los patrones de consumo. Como principal conclusión de este recorrido destacamos que el hecho de que los instrumentos de política medioambiental tengan consecuencias distributivas hace necesario identificar claramente los colectivos más afectados por las políticas y la intensidad de estos efectos, para prevenir los efectos negativos que puedan generarse en términos de salud, pobreza y exclusión social y para arbitrar habilitar las medidas compensatorias necesarias. Por este motivo creemos que los estudios sobre la incidencia fiscal de los impuestos deben completarse con una evaluación sobre las consecuencias sociales de las medidas y sobre las características sociodemográficas de aquellos que pudieran resultar especialmente afectados.

6. Vinculando los argumentos anteriores, destacamos que los instrumentos de política medioambiental, en particular los económicos, deben anticipar no sólo sus efectos sobre la eficiencia económica y medioambiental sino también sus consecuencias distributivas y, entre estas, y muy en especial, los efectos para las familias que están en riesgo de pobreza o que presenten riesgo de sufrir privación en algún recurso esencial como, por ejemplo, el agua o la energía. No bastaría, en este sentido, con calcular indicadores generales de regresividad o estimaciones medias de los efectos sobre los deciles de población ya que dentro del mismo grupo, y en especial en las primeras fases de la distribución, la variabilidad en el uso de los recursos implica que existirán perdedores en cada uno de ellos, incluso si habilitan paquetes compensatorios. Esto es particularmente importante entre las familias más vulnerables porque, dada su situación, el ajuste en el consumo puede implicar privación de bienes esenciales. Identificar, por tanto, los perfiles socioeconómicos de la población más afectada, tanto en términos relativos a su capacidad económica como en función de otras características relevantes, es fundamental tanto para combatir algunas formas de privación como para incorporar medidas de control de la calidad medioambiental sin costes sociales.
7. La regresividad puede ser corregida con medidas compensatorias o redistributivas para que, desde un punto de vista normativo, las políticas no vulneren el principio de la capacidad de pago, especialmente si los beneficios de las mismas se reparten por igual o, aún con mayor motivo, si benefician en mayor medida a las familias con más capacidad económica. Es probable que, a

pesar de la merma en la efectividad que pueden suponer ciertas formas de compensación, desde una perspectiva más pragmática, se acepten socialmente y sea más factible su implementación. Es importante, pues, valorar las posibilidades que abre el reciclaje de los fondos de forma que se tengan en cuenta de forma especial los aspectos sociales, en particular en aquellos países que presenten mayores niveles de desigualdad, de pobreza o de pobreza energética, uniendo así las dos ideas sobre las que se ha articulado nuestro trabajo.

Nuestra propuesta defiende que la valoración de las políticas sea integral, de forma que se evalúen tanto sus consecuencias directas como aquellas más indirectas, así como los efectos tanto del reciclaje de los fondos recaudados, si estos incrementan, como también de los beneficios conseguidos, a través de los que hemos denominado el análisis de la triple dominancia: medioambiental, social y económica.

8. Al igual que hemos defendido que los esfuerzos que hayan de realizarse en la consecución de logros comunes se repartan teniendo en cuenta especialmente los efectos para aquellos que se encuentren en situaciones de riesgo de pobreza o exclusión, en un sentido general creemos que los países que han logrado alcanzar cotas de desarrollo superiores deben auxiliar a los que se encuentran en otro estadio económico y social, no sólo por solidaridad sino también por la diferente responsabilidad en los daños medioambientales globales.
9. Para mejorar el diseño de las políticas medioambientales es necesario estudiar cómo podrían aplicarse medidas eficientes medioambientalmente sin costes sociales o económicos discutibles. Esta reflexión, a la que hemos dedicado diversas partes de nuestro trabajo ha sido la fuente de inspiración principal de la última parte del mismo, que se centra en presentar una aplicación del esquema de neutralidad distributiva en un contexto de reforma de la fiscalidad indirecta. Adicionalmente, se comprueba que bajo supuestos bastante verosímiles, es posible introducir tributos que mejoran la calidad medioambiental, avanzan en el sentido que apunta el desarrollo sostenible e incluyente, y hacen posible incluso disponer de recursos adicionales para corregir otros problemas sociales.

Este planteamiento recomienda introducir los impuestos medioambientales basados en criterios ecológicos y destinar los ingresos a la realización de diferentes ajustes compensatorios, imputando asimismo los beneficios medioambientales de la medida, para mantener constante la utilidad de los individuos, de forma que no se generen costes en términos de eficiencia.

Así, resulta conveniente tomar en consideración no sólo los costes distributivos o de cualquier otra índole de las políticas medioambientales, sino también sus

beneficios, para los que además conviene establecer un criterio de imputación o reparto en la asignación de las cargas fiscales.

10. En la parte más aplicada del trabajo hemos se destacan dos hechos: en primer lugar que podría ser posible mejorar la eficiencia del sistema impositivo manteniendo aproximadamente constante la utilidad de los individuos sin que suponga un coste adicional importante en términos de recaudación ni tampoco efectos redistributivos cuestionables y, en segundo lugar, que parte de dicha racionalización debe aparejar que las relaciones entre los precios reflejen sus costes relativos, entre los que se encuentran los medioambientales, por lo que la fiscalidad medioambiental debe ser parte de ese proceso más general.

Así, y aunque los efectos iniciales de este tipo de reformas son previsiblemente regresivos, con los ajustes planteados, que hemos denominado en la reinterpretación del modelo de neutralidad distributiva primario, secundario y terciario, se puede corregir esta tendencia, comprobándose que bajo supuestos nada restrictivos, estos ajustes exigirán un aumento en la progresividad de la tributación directa.

11. Aplicando el esquema de neutralidad distributiva es posible, de este modo, ampliar las bases de la fiscalidad indirecta y uniformizar sus tipos y, además, incorporar impuestos medioambientales, u otros en función de los efectos externos que se estime que sea necesario tener en cuenta (por ejemplo a colectivos como los pensionistas, los que viven en el medio rural o las familias numerosas). Además, al compensar los cambios en la utilidad de forma universal no se causan discontinuidades y, en particular para las rentas más bajas, como el ajuste es global no se presenta el problema de que el aumento en precios de bienes susceptibles de ser gravados con impuestos medioambientales, como los energéticos, no se compense suficientemente con una subvención centrada en esos costes en concreto, al afectar con total seguridad a muchos otros productos de forma indirecta. Asimismo, acomodar las compensaciones en función de las adaptaciones en el consumo y reciclar también los beneficios medioambientales de la medida permitiría compatibilizar entre si los objetivos que definen el desarrollo sostenible.

12. Para la operatividad y efectividad del proceso se requeriría, en primer lugar, estimar de forma exacta los cambios en la utilidad individual para realizar los ajustes para todos los individuos y, en segundo lugar, asegurar que los mecanismos que se habiliten para realizar la compensación lleguen realmente a los afectados. Ambos aspectos suponen un importante reto en el diseño de las medidas y en los dos casos la mayor exigencia radica, a nuestro juicio, en la obligación moral superior de no perjudicar a los individuos o familias con menor

capacidad económica. Además, en tercer término, los ajustes niveladores no deberían debilitar el objetivo medioambiental de la parte correspondiente de la medida, lo que podría, asimismo, condicionar la forma en que se realice la compensación.

13. La racionalización en la aplicación de los tributos indirectos para incrementar su eficiencia, derivando las consideraciones redistributivas hacia los impuestos directos puede tener efectos regresivos inmediatos muy importantes si no se corrigen sus resultados. Por ello, es requisito previo que existan instituciones que faciliten la aplicación de los ajustes compensatorios exigidos por el modelo de reforma fiscal con neutralidad distributiva, ya sean creadas *ad hoc* o adaptadas para que puedan ser operativas en este ámbito, y así consigan realizar las compensaciones eficientemente para las familias con menos recursos.

Esto podría exigir, asimismo, una mayor coordinación entre instituciones en diferentes niveles competenciales.

14. Dado que el esquema anterior parte de la situación inicial sobre la que se aplica, si se juzga que la distribución preexistente no es adecuada sería necesario reforzar otras intervenciones redistributivas. Ello puede ser particularmente relevante en países con elevados niveles de pobreza, de desigualdad o con mercados de trabajo ineficientes, donde se requeriría la adopción de medidas adicionales, sin que ello resulte atractivo a nuestra propuesta.

15. Existen, al menos, dos tipos de intervenciones que deberían incentivarse en la aplicación del modelo, y en particular en nuestro país por todas las razones apuntadas respecto al equilibrio de los objetivos. La primera es el programa de renta mínima, requisito necesario para que el ajuste primario llegue a las familias con más necesidades. Dado que este es un programa ya existente en España sus costes administrativos adicionales serían escasos, si bien las normas reguladoras, de competencia autonómica, deberían contemplar unos mínimos comunes para asegurar que efectivamente se mantiene el poder adquisitivo y la seguridad energética de aquellas familias que ya reciben prestaciones, cuando se apliquen instrumentos que encarezcan bienes necesarios.

La segunda intervención, vinculada al ajuste terciario, consiste en el fomento de tecnologías eficientes mediante programas dirigidos, específicamente, a las familias con menos recursos. En general, y sean cuales sean los instrumentos específicos que vertebran estas u otras medidas, creemos que es prioritario dirigir las contraprestaciones hacia aquellos que tienen menor capacidad económica o mayores necesidades materiales por motivos justificados, en cumplimiento del mandato de la equidad, en sus dimensiones vertical y horizontal.

16. Es conveniente intensificar la utilización de herramientas cuantitativas, como las técnicas de microsimulación y el análisis microeconómico, tanto para prever las consecuencias de las políticas sobre las familias, y auxiliar así para un mejor diseño de los instrumentos, como para calcular de forma más precisa estos u otros ajustes. Sin embargo, conviene no olvidar que, para que las herramientas matemáticas y estadísticas se apliquen de forma realmente informativa y útil, los economistas han de tener presente que detrás de las cifras y las técnicas, debe haber ideas fundamentadas en la reflexión objetiva y en la consideración de los aspectos sociales y humanos de los problemas, más aún en todos aquellos aspectos de la política económica que afecten tan acentuadamente al bienestar.

Por idénticas razones, no se puede obviar tampoco el contexto normativo en el que las políticas se aplican. Un análisis en profundidad de las consecuencias de las intervenciones públicas o una valoración de sus efectos debe afrontarse desde múltiples perspectivas, como mínimo desde un punto de vista político, económico, sociológico y jurídico, a cuyo servicio, y no al contrario, deben aplicarse las técnicas de valoración.

Quizás el enfoque de este trabajo haya sido demasiado amplio, me consta, en parte debido, sin duda, a mi propia trayectoria y formación académica, pero creo sinceramente que esta limitación ha tenido como contraprestación que, al intentar precisamente explorar todas las facetas de los problemas desde todos los planteamientos posibles, he conseguido conocer en profundidad los instrumentos de la política medioambiental y me ha permitido, asimismo, reflexionar sobre algunos de los temas de mayor interés y más apasionantes desde el punto de vista de las ciencias sociales. En este sentido valoro positivamente todos los años dedicados a la realización de este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Aasness, J., Bye, T. y Mysen, H. (1996): “Welfare effects of emission taxes in Norway”, *Energy Economics*, 18: 335-346

Acemoglu, D. y Robinson, J.A. (2012): “Why Nations Fail: The Origins of Power, Prosperity, and Poverty”, Nueva York: Crown.

Ackerman, F. (2009): *Can We Afford the Future? The Economics of a Warming World*, Zed Books.

Advani, A., Johnson, J., Leicester, A., y Stoye, G. (2013): “Household Energy Use in Britain: A Distributional Analysis”, *IFS Report R85*.

Albi, E., González-Páramo, J. M. y Zubiri I. (2009): *Economía Pública 3ª ed.*, Ariel Economía.

Andersen, M.S. y Ekins, P (2009): *Carbon Energy Taxation. Lessons from Europe*, Oxford: Oxford University Press.

Araar, A., Dissou, Y. y Duclos, J.Y (2011): “Household incidence of pollution control policies: A robust welfare analysis using general equilibrium effects”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 61(2): 227-243.

Aronson, J. R., Johnson, P. y Lambert, P.J. (1994): “Redistributive Effect and Unequal Income Tax Treatment,” *Economic Journal*, 104: 262-70.

Arrow, K., Bolin , B., Costanza, R., Dasgupta, P., Folke, C., Holling, C.S., Jansson, B-O., Levin, S. Mäler, K. Perrings, C. y Pimentel, D. (1995): “Economic Growth, Carrying Capacity and the Environment”, *Science*, 268: 520-521.

Ashford, N. y Caldart, C. (2008): *Environmental law, policy and economics: Reclaiming the environmental agenda*, Cambridge M.A: Massachusetts Institute of Technology Press

Atkinson, A. B. (1970): “On the Measurement of Inequality”, *Journal of Economic Theory*, 2: 244-263.

Atkinson, A. B. y Bourguignon, S.F. (1987): “Income Distributions and Differences in Needs”, en G.R. Feiwel, ed.: *Arrow and the Foundations of Economic Policy*, Nueva York: Macmillan.

Atkinson, A. B. y Marlier, E. (2010): *Income and Living Conditions in Europe*, Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.

Atkinson, A. B. y Stiglitz, J. E. (1980), *Lectures on Public Economics*, New York: McGraw-Hill.

Atkinson, A. B., Marlier, E., y Nolan, B. (2004): “Indicators and Targets for Social Inclusion in the European Union”, *Journal of Common Market Studies*, 42: 47-75.

Atkinson, A. B., Piketty, T. y Saez, E. (2009): “Top Incomes in the Long Run of History”, *Nber Working Paper Series*.

Atkinson, A.B. (2003): “Income Inequality in OECD countries: Data and Explanations”, *CEifo Working Paper 881*, Munich: University of Munich.

Atkinson, A.B., Bourguignon, S.F., O’Donoghue, C., Sutherland, H. y Utili, F. (2002): “Microsimulation of Social Policy in the European Union: Case Study of a European Minimum Pension”, *Economica*: 69: 229-243.

Atkinson, A.B., Gardiner, K., Lechenè, V. y Sutherland, H. (1998): “Comparing Poverty Rates Across Countries: A Case Study of France and the United Kingdom”, en S. Jenkins, A. Kapteyn y B. Van Praag, eds.: *The Distribution of Welfare and Household Production*, Cambridge: Cambridge University Press.

Auerbach, A. y Hassett, K. (1999): “A new measure of horizontal equity”, Working Paper 7035, *National Bureau of Economic Research*, NBER.

Auerbach, A. y Hassett, K. (2002): “A new measure of horizontal equity”, *American Economic Review* 92, 1116–25.

Ayala, L. y Palacio, J.I. (2000): “Hogares de baja renta en España: caracterización y determinantes”, *Revista de Economía Aplicada*, 23: 35-70.

Azqueta, D. (1994) *Valoración de la calidad ambiental*, McGraw-Hill

Bach, S., Kohlhaas, M., Meyer, B., Praetorius, B. y Welsch, H. (2002): “The Effects of Environmental Fiscal Reform in Germany: A Simulation Study”, *Energy Policy* 30(9): 803-811.

Baiocchi, G., Minx, J. y Hubacek, K. (2010): “The Impact of Social Factors y Consumer Behavior on Carbon Dioxide Emissions in the United Kingdom”, *Journal of Industrial Ecology* 14(1): 50-72.

Baker, P., Blundell, R. y Micklewright, J. (1989): “Modelling household energy expenditures using micro data”, *Economic Journal*, 99: 720-738.

Baker, P., y Blundell, R. (1991): “The microeconomic approach to modelling energy demand: some results for UK households”, *Oxford Review of Economic Policy*, 7: 54-76.

- Bandyopadhyay, G., Bagheri, F., y Mann, M. (2007): “Reduction of fossil fuel emissions in the USA: A holistic approach towards policy formulation”, *Energy Policy* 35: 950-965.
- Banks, J., Blundell R. y Lewbel, A. (1997): “Quadratic Engel Curves and Consumer Demand”, *The Review of Economics and Statistics*, 79(4), pp. 527-539.
- Baranzini, A., Goldemberg, J. y Speck, S. (2000): “A Future for Carbon Taxes”, *Ecological Economics* 32(3): 395-412.
- Barbier, E. (1998): “Valuing Mangrove-Fishery Linkages. A Study of Campeche, México”, *Environmental and Resource Economics*, 12: 151-166.
- Barreix, A., Bes, M. y Roca, J. (2011): “El IVA personalizado aumentando la recaudación y compensando a los más pobres”, *Instituto de Estudios Fiscales*, DOC. 8/2011
- Bartz, S. y Kelly, D. (2007): “Economic growth and the environment: Theory and facts”, *Resource and Energy Economics* 30:115-149
- Baumol, W. J. y Oates, W.E. (1988): *The Theory of Environmental Policy*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Baumol, W.J., y Oates, W.E. (1971): “The use of standards and prices for protection of the environment”, *The Swedish Journal of Economics* 73: 42–54.
- Baumol, W. J. (1972): “On Taxation and the Control of Externalities”, *The American Economic Review* 62, 307–322.
- Berstein, R. y Madlener, R. (2011): “Responsiveness of residential electricity demand in OECD countries: a panel cointegration and causality analysis”, *FCN Working Paper n°8/2011*.
- Berthe, L. y Elie, L. (2015): “Mechanism explaining the impact of economic inequality on environmental deterioration”, *Ecological economics* 116, 191-200
- Beznoska, M. Cludius, J. y Steiner, V. (2012): “Union Emissions Trading System and the Role of Revenue Recycling Empirical Evidence from Combined Industry- and Household-Level Data”, *Documento de trabajo, DIW n° 1227*
- Bibi, S. y Duclos, J.Y. (2003): “Decomposing Poverty Changes into Vertical and Horizontal Components”, *Working Paper 03-12, Centre Interuniversitaire sur les Politiques Économiques(CIRPÉE)* Quebec, Canadá.
- Bithas, K. (2008): “The Sustainable residential Water Use: Sustainability, Efficiency and Social Equity. The European Experience”, *Ecological Economics*, 68: 221-229
- Blackman, A., Osakwe, R. y Alpizar, F. (2010): “Fuel tax incidence in developing countries: The case of Costa Rica”, *Energy Policy* 38: 2208–2215.

Blackorby, C. y Donaldson, D. (1980): “Ethical indices for the measurement of poverty,” *Econometrica*, (48): 1053–1062.

Blázquez, L., Boogen, N. y Filippini, M. (2013): “Residential electricity demand in Spain: New empirical evidence using aggregate data”, *Energy Economics*, 36, 648-657.

Blobel, D., Gerdes, H., Pollitt, H., Barton, J., Drosdowski, T., Lutz, C., Wolter, M.I. y Ekins, P. (2011): “Implications of ETR in Europe for Household Distribution”, en Ekins, P. y Speck, S. (eds.), *Environmental Tax Reform: a Policy for Green Growth*. Oxford: Oxford University Press.

Blundell, R. (1998): “Equivalence Scales and Household Welfare: What Can Be Learn from Household Budget Data”, en S. Jenkins, A. Kapteyn y B. Van Praag, eds.: *The Distribution of Welfare and Household Production*, Cambridge: Cambridge University Press.

Blundell, R. y Lewbel, A. (1991): “The Information Content of Equivalence Scales”, *Journal of Econometrics*, 150: 49-68.

Boardman, B. (2012): “Fuel poverty synthesis: Lessons learnt, actions needed”, *Energy Policy* 49, 143–148.

Bork, C. (2006): “Distributional Effects of the Ecological Tax Reform in Germany: An Evaluation with a Microsimulation Model”, en Serret, Y. y Johnstone, N. (eds): *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Cheltenham: Edward Elgar / OECD.

Bourguignon, F. y Spadaro, A. (2003): “Microsimulation as a tool for evaluating redistribution policies”, *The Journal of Economic Inequality* 4, 77–106.

Bourguignon, F. y Spadaro, A. (2006): “Microsimulation as a tool for evaluating redistribution policies”, *The Journal of Economic Inequality* 4: 77–106.

Bovenberg, A. L. y de Mooij, R. H. (1994): “Environmental Levies and Distortionary Taxation”, *American Economic Review*. 70: 1037-1041.

Bovenberg, A. L. y Goulder, L.H., (2001): “Neutralizing the adverse industry impacts of CO₂ abatement policies: what does it cost?”, en Carraro, C. y Metcalf, G., *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*, Chicago: University of Chicago Press

Bovenberg, A.L., Goulder, L.H., Gurney, D.J. (2005): “Efficiency costs of meeting industry distributional constraints under environmental permits and taxes”, *RAND Journal of Economics* 951-971.

Bovenberg, L. y Goulder, L.H. (1996): “Optimal Environmental Taxation in the Presence of Other Taxes: General Equilibrium Analyses,” *The American Economic Review* 86, (4): 985–1000.

Boyce, J. y Riddle, M. (2007): “Cap and Dividend: How to Curb Global Warming while Protecting the Incomes of American Families”, *Working Paper Series, N° 150*, Political Economy Research Institute University of Massachusetts, Amherst

Boyce, J. y Riddle, M. (2009): “Cap and Dividend: A State-by-State Analysis”, *Working Paper Series, N° 188*, Political Economy Research Institute University of Massachusetts, Amherst

Boyce, J. y Riddle, M. (2007): “Global Warming on Government Revenue and Expenditure”, *Working Paper Series, N° 188*, Political Economy Research Institute University of Massachusetts, Amherst.

Brännlund, R. y Ghalwash, T. (2007): “The income–pollution relationship and the role of income distribution: An analysis of Swedish household data”, *Resource and Energy Economics*, 30: 369–387.

Brännlund, R. y Lundgren, T. (2007): “Swedish Industry and Kyoto. An Assessment of the Effects of the European CO2 Emission Trading System”, *Energy Policy*, 35: 4749-4762.

Brännlund, R. y Nordström, J. (2004): “Carbon Tax Simulations Using a Household Demand Model”, *European Economic review*. 48: 211-233.

Brenner, M., Riddle, M. y Boyce, J. (2009): “Distributional Impacts of Carbon Charges and Revenue Recycling in China”, *Energy Policy* 35: 1771–1784.

Bruha, J. y Scasny, M. (2004): “Social And Distributional Aspects Of Environmental Tax Reform Proposals in the Czech Republic”, *Documento de trabajo presentado en la Association of Environmental and Resource Economists 2004 Workshop, "Distributional Effects of Environmental Policy."*

Buddelmeyer, H., Hérault, N., Kalb, G. y van Zijll de Jong, M. (2012): “Linking a Microsimulation Model to a Dynamic CGE Model: Climate Change Mitigation Policies and Income Distribution in Australia”, *International Journal of Microsimulation* 5: 40–58.

Büchs, M., Bardsley, N. y Duwe, S. (2011): “Who bears the brunt? Distributional effects of climate change mitigation policies”, *Critical Social Policy*, 31(2)

Bureau, B. (2011): “Distributional effects of a carbon tax on car fuels in France”, *Energy Economics* 33: 121–130

Bureau, B. y Glachant, M. (2008): “Distributional Effects of Road Pricing: assesment of nine scenarios for Paris”, *Transport Research*, 42: 994-1007

Burtraw, D., Sweeney, R. y Walls, M. (2009): “The Incidence of US Climate Policy: Alternative Uses of Revenues from a Cap-and-Trade Auction”, *National Tax Journal* 62,3: 497–518.

- Bustos, A. (2010): *Lecciones de Hacienda Pública 5ª ed.* Madrid: Colex
- Bye, B., Kverndokk, S. y Rosendahl, K. E. (2002): “Mitigation costs, distributional effects, and ancillary benefits of carbon policies in the nordic countries, the U.K., and Ireland”. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 7, 339–366.
- Callan, T., Lyons, S., Scott, S., Tol, R.S.J. y Verde, S. (2009): “The Distributional Implications of a Carbon Tax in Ireland”, *Energy Policy* 37: 407–412
- Carraro, C. y Metcalf, G. (2001): “Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy: Introduction”, en Carraro, C. y Metcalf, G., *Behavioral and Distributional Effects of Environmental Policy*, Chicago: University of Chicago Press
- Carter (2010): *The Politics of the Environment*, Cambridge University Press,
- Chakravarty, S.R.(1983): “A New Index of Poverty”, *Mathematical Social Science*, 6: 307-313.
- Chipperfield, M. P. *et al.* (2015): “Quantifying the ozone and ultraviolet benefits already achieved by the Montreal Protocol”, *Nat. Commun.* 6:7233
- Chitnis, M. Sorrell, S., Druckman, A., Firth, S.K., Jackson, T. (2014): “Who rebounds most? Estimating direct and indirect rebound effects for different UK socioeconomic groups”, *Ecological Economics*, 106: 12–32
- Clark, S., Hemming, R. y Ulph, D. (1981): “On Indices for the Measurement of Poverty”, *Economic Journal*, 91: 515-526.
- Coase, R.H. (1960): “The Problem of Social Cost”, *Journal of Law and Economics* 3: 1–44.
- Cobham, A. y Sumner, A. (2013): “Is It All About the Tails? The Palma Measure of Income Inequality”, *Center for Global Development WP*, 343.
- Comisión Europea (1999). *ExternE Externalities of Energy*, Oficina de publicaciones de la Comisión Europea.
- Common, M. (1985): “The distributional implications of higher energy prices in the UK”, *Applied Economics*, 17: 421-436.
- Common, M. y Stagl, S. (2005): *Ecological Economics. An Introduction*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Cornwell, A. y Creedy, J. (1996): “Carbon Taxation, Prices and Inequality in Australia”, *Fiscal Studies*, 17(3): 21-38.
- Cornwell, A. y Creedy, J. (1997): “Measuring the Welfare Effects of Tax Changes Using the LES: An Application to a Carbon Tax”, *Empirical Economics*, 22(4): 589-613.

- Coulter, F., Cowell, F. y Jenkins, S.P. (1992): “Equivalence Scale Relativities and the Extend of Inequality and Poverty”, *Economic Journal*, 102: 1067-1082.
- Cowell, F.A. (2000): “Measurement of Inequality” en Atkinson, A.B. y Bourguignon, F. (eds.): *Handbook of Income Distribution*, Amsterdam: North Holland.
- Cowell, F.A. (2000): *Measurement of Inequality*, Oxford: Oxford University Press.
- Cramton, P. y Kerr, S. (1999): “The Distributional Effects of Carbon Regulation: Why Auctioned Carbon Permits are Attractive and Feasible”, en Sterner, T. (ed.), *The Market and the Environment*. Northampton, MA: Edward Elgar.
- Cramton, P., y Kerr, S. (2002): “Tradable Carbon Permit Auctions: How and Why to Auction Not Grandfather,” *Energy Policy*, Vol. 30, No. 4 (March), pp. 333–45.
- Creedy, J. y Sleeman, C. (2006): “Carbon Taxation, Prices and Welfare in New Zeland”, *Ecological Economics*, 57: 333-345
- Dahl, C. (2012): “Measuring global gasoline and diesel price and income elasticities”, *Energy Policy*, 41:2-13.
- Dahl, C., y Sterner, T. (1991): “Analyzing Gasoline Demand Elasticities: A Survey”, *Energy Economics*, 13:203-210.
- Dardanoni, V. y Lambert, P.J. (1988): “Welfare Rankins of Income Distributions: a Rôle for the Variance and some Insights for Tax Reform”, *Social Choice and Welfare*, 5: 1-17.
- Dardanoni, V. y Lambert, P.J. (2000): “Horizontal inequity comparisons”, *Social Choice and Welfare*, 33: 87-113
- Davidson, R. y Duclos, J-Y. (2000): “Statistical inference for stochastic dominance and for the measurement of poverty and inequality”, *Econometrica*, 68: 1435-1464.
- Deacon, R. y Shapiro, P. (1975): “Private preference for collective goods revealed through voting on referenda”, *American Economic Review*, 5: 943–955.
- Deaton, A. y Muellbauer, J. (1980): “An Almost Ideal Demand System”. *American Economic Review*, 70: 312-326.
- Deaton, A. y Muellbauer, J. (1989): *Economics and Consumer Behaviour*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Decoster, A. y Ooghe, E. (2006): “A Bounded Index Test to Make Robust Heterogeneous Welfare Comparisons”, *Review of Income and Wealth Series*, 52 (3).

- Decoster, A., Loughrey, J., O'Donoghue, C. y Verwerft, D.(2010): "How regressive are indirect Taxes? A microsimulation Analysis for five european Countries", *Journal of Policy Analysis and Management* 29 (2): 326–350
- Decoster, R. (1995): "A Microsimulation Model for Belgian Indirect Taxes with a Carbon/Energy Tax Illustration for Belgium", *Economie en Management*, 40(2).
- Dekkers J.E, van der Straaten, W. (2009): "Monetary valuation of aircraft noise: A hedonic analysis around Amsterdam airport", *Ecological Economics*, 68: 2850–2858
- Del Rio, P. y Labandeira, X. (2008): "El sistema europeo de comercio de emisiones: diseño, funcionamiento y perspectivas", *Colección de Estudios Económicos, FEDEA*, 05-09
- Del Rio, P. y Labandeira, X. (2009): "Climate Change at Times of Economic Crisis", *Colección de Estudios Económicos, FEDEA*, 05-09
- Demals, T. y Hyard, A. (2014): Is Amartya Sen's sustainable freedom a broader vision of sustainability? *Ecological Economics* 02 (2014) 33–38
- Detlef, J. (1998): "Environmental Performance and Policy Regimes: Explaining Variations in 18 OECD-countries", *Policy Sciences*, 31: 107-131
- Diamond, P. y Saez, E. (2011): "The Case for a Progressive Tax: From Basic Research to Policy Recommendations", *Journal of Economic Perspectives* 25, 4: 165–190
- Dickie, M. y Gerking, S. (1991): "Willingness to Pay for Ozone Control: Inferences from the Demand for Medical Care": *Journal of Environmental Economics and Management*, 21: 1-16.
- Dietz, S. y Atkinson, G. (2009): "The equity-Efficiency Trade-off in Environmental Policy: Evidence from Public Preferences", *Land Economics*, 86(3):423-443
- Dinan, T. y Rogers, D. (2002): "Distributional Effects of Carbon Allowance Trading: How Government Decisions Determine Winners and Losers", *National Tax Journal* LV(2): 199–221.
- Dissou, Y. y Siddiqui, M. S. (2014): "Can carbon taxes be progressive?", *Energy Economics* 42, 88–100 (2014).
- Dobson, A. (2003): *Citizenship and the Environment*. Oxford: Oxford University Press.
- Dodds, S. (1997): "Towards a "Science of Sustainability": Improving the Way Ecological Economics Understand Human Well-being", *Ecological Economics*, 23: 95-111.
- Dorfman, R. (1977), 'Incidence of the Benefits and Costs of Environmental Programs', *American Economic Review* 67, 333–340.

- Downs, A. (1957): *An Economic Theory of Democracy*. New York: Harper & Row.
- Dresner, S. y Ekins, P. (2004): “The Distributional Impacts of Economic Instruments to Limit Greenhouse Gas Emissions from Transport”, PSI Research Discussion Paper 19. Londres: Policy Studies Institute.
- Dresner, S. y Ekins, P. (2006): “Economic Instruments to Improve UK Home Energy Efficiency without Negative Social Impacts”, *Fiscal Studies* 27: 47–74.
- Druckman, A. y Jackson, T. (2008): “Measuring Resource Inequalities: the concept and Methodology of an Area-based Gini”, *Ecological Economics*, 65: 242-252
- Druckman, A. y Jackson, T. (2009): “The Carbon Footprint of UK Households 1990–2004: A Socio-economically Disaggregated, Quasi-Multi-Regional Input-Output Model”, *Ecological Economics* 68(7): 2066-2077.
- Dubin, J.A. y McFadden, D.L.(1984):“An econometric analysis of residential electric appliance holdings and consumption”. *Econometrica* 52, 345-362.
- Duclos, J-Y. (2008): “Horizontal and vertical equity”, *The New Palgrave Dictionary of Economics*. Eds. Durlauf, S.N. y Blume, L.E. Palgrave Macmillan.
- Duclos, J-Y.y Araar, A. (2006): *Poverty and Equity Measurement, Policy, and Estimation with DAD*, Springer.
- Duclos, J-Y.y Lambert, P.J. (2000): “A normative and statistical approach to measuring classical horizontal inequity”, *Canadian Journal of Economics*, 33: 87-113.
- Duclos, J-Y.yMakdissi, P. (2004): “Restricted and Unrestricted Dominance for Welfare, Inequality and Poverty Orderings”, *Journal of Public Economic Theory*, 6: 145-164.
- Duclos, J-Y., Esteban, J. y Ray, D. (2004): “Polarization: Concepts, Measurement, Estimation”, *Econometrica* 72 (6): 1737–72.
- Dworkin, R. (1981a): “What is equality? Part 1: equality of welfare”, *Philosophy and Public Affairs*, 10: 185-246.
- Dworkin, R. (1981b): “What is equality? Part 1: equality of resources”, *Philosophy and Public Affairs*, 10: 283-345.
- Ebert, U. (1997): “Social Welfare When Needs Differ: An Axiomatic Approach,” *Economica*, 64, 233–44.
- Ebert, U. (1999): “Using Equivalent Income of Equivalent Adults to Rank Income Distributions”, *Social Choice and Welfare*, 16: 233–258.
- Ekins, P. y Dresner, S. (2004): “Green Taxes y Charges: Reducing their Impact on Low-income Households”. York: Joseph Rowntree Foundation.

- Ekins, P., Pollitt, H., Barton, J. y Blobel, D. (2011): “The implications for households of environmental tax reform (ETR) in Europe”, *Ecological Economics* 70, 2472–2485.
- Eliasson, J., Hultkrantz, L., Nerhagen, L., y Smidfelt Rosqvist, L. (2009): “The Stockholm congestion—charging trial 2006: Overview of effects”, *Transportation Research Part A*, 43, 240–250.
- Eriksson, C. y Persson, J. (2003): “Economic Growth, Inequality, Democratization, and the Environment”, *Environmental and Resource Economics* 25: 1–16
- Espey, M., (1998): “Gasoline demand revisited: an international meta-analysis of elasticities”, *Energy Economics*, 20:273-295.
- Esping-Andersen, G. (1990): “*The three worlds of welfare capitalism*”, Cambridge, Polity Press.
- Eurostat (2013): *Environmental Taxes. A Statistical Guide*, Luxemburgo: Oficina de Publicaciones de la Unión Europea.
- Faiña, A., López Rodríguez, J. y Valera-Candamio, L. (2013): “Reinterpreting the Frisch parameter in the field of personal taxation: A link between taxable capacity and social marginal utility in Optimal Taxation”, *Economics Letters* 118: 81–83
- Felder, S. y Schleiniger, R. (2002): “Environmental tax Reform: Efficiency and Political feasibility”, *Ecological Economics*, 42: 107-116.
- Feldstein, M. (1976): “On the Theory of Tax Reform”, *Journal of Public Economics*, 6: 77-104.
- Feng, K., Hubacek, K., Guan, D., Contestabile, M. Minx, J. y Barret, J. (2010): “Distributional effects of climate change taxation: the case of the UK”, *Environmental Science and Technology* 44: 3670–3676.
- Fischel, W.A. (1979): “Determinants of voting on environmental quality: a study of a New Hampshire pulp mill referéndum”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 2: 107–118.
- Flues, F. y Thomas, A. (2015): “The distributional effects of energy taxes”, *OECD Taxation Working Papers*, 23. París: OECD Publishing.
- Foster, J., Greer, J. y Thorbecke, E. (1984): “A Class of Decomposable Poverty Measures”, *Econometrica*, 52: 761-766.
- Freeman, (1984): “Depletable Externalities and Pigouvian taxation” *Journal Of Environemantal Economics and Management* (11): 173-179
- Frisch, R. (1959): “A complete scheme for computing all direct and cross demand elasticities in a model with many sectors”, *Econometrica*. 27, 177– 196.

- Fullerton, D. (2001): “A Framework to Compare Environmental Policies”, *Southern Economic Journal* 68 (2): 224-248.
- Fullerton, D. (2008): “Distributional Effects of Environmental and Energy Policy: An Introduction”, en Fullerton, D. (ed), *Distributional Effects of Environmental and Energy Policy*. Farnham: Ashgate.
- Fullerton, D. y Heutel, G. (2007a): “The General Equilibrium incidence of Environmental Mandates”, Working Paper 13645, *National Bureau of Economic Research*, NBER.
- Fullerton, D. y Heutel, G. (2007b): “The General Equilibrium incidence of Environmental Taxes”, *Journal of Public Economics*, 91: 571-591.
- Fullerton, D. y Heutel, G. (2010): “Analytical General Equilibrium Effects of Energy Policy on Output and Factor Prices”, *B. E. Journal of Economic Analysis and Policy*, 10 (2).
- Fullerton, D. y Metcalf, G.E. (1997): “Environmental Taxes and the Double-Dividend Hypothesis: Did You Really Expect Something for Nothing?”. *Chicago-Kent Law Review* 73:1(1998): 221–56.
- Fullerton, D. y Metcalf, G.E. (2001): “Environmental controls, scarcity rents, and pre-existing distortions”, *Journal of Public Economics*, 80, 2: 249–67.
- Fullerton, D., Leicester, A. y Smith, S. (2008): “Environmental Taxes,” *Report of a Commission on Reforming the Tax System for the 21st Century*, Londres: Institute for Fiscal Studies.
- Fullerton, D., Leicester, A. y Smith, S. (2010): “Environmental Taxes”, en Mirrlees et al. (eds). *Dimensions of Tax Design: the Mirrlees Review*. Oxford: Oxford University Press.
- Gago, A. y Labandeira, X. (1997): “La imposición ambiental: fundamentos, tipología comparada y experiencias en la OCDE y en España”, *Hacienda Pública Española*, 141
- Gago, A., Labandeira, X. y López-Otero, X. (2013): “A Panorama on Energy Taxes and Green Tax Reforms”, *Economics for Energy, Documento de trabajo 08/2013*.
- Gago, A., y Labandeira, X. (2012): “Un nuevo modelo de reforma fiscal verde”, *Economics for Energy, Documento de trabajo 03/2012*.
- Gago, A., y Labandeira, X. (2013): “El informe Mirrlees y la imposición ambiental en España”, *Economics for Energy, Documento de trabajo 13/2013*.
- Galbiati, R., y Vertova, P. (2008): “Horizontal Equity”, *Economica* 75:384-391.
- Gianessi, L. P., H. M. Peskin and E. Wolff (1979), “The Distributional Effects of Uniform Air Pollution”, *Quarterly Journal of Economics* 93, 281–301.

- Giblin, S, y McNabola, A. (2009): “Modelling the Impacts of a Carbon Emisión-Diferenciated Vehicle Tax System on CO2 Emissions Intensity from New Vehicle Purchases in Ireland”, *Energy Policy*, 37(4):1404–1411.
- Giovanni, L., y Liberati, P.: *Describing Income Inequality Theil Index and Entropy Class Indexes*, for the Food and Agriculture Organization of the United Nations, FAO
- Glomm, G. y Kawaguchi, D. y Sepulveda, F. (2008): “Green taxes and double dividends in a dynamic economy”, *Journal of Policy Modeling* 30: 19–32
- Godal, O. y Holtsmark, B. (2001): “Greenhouse gas taxation and the distribution of costs and benefits”, *Energy Policy*, 29: 653-662.
- González-Eguino, M. (2011): “The importance of the design of market-based instruments for CO2 mitigation: An AGE analysis for Spain”, *Ecological Economics* 70:2292-2302.
- Goodwin, P., Dargay, J. y Hanly, M. (2004): “Elasticities of road traffic and fuel consumption with respect to price and income: a review”, *Transport Reviews* , 24 (3): 275–292.
- Gordon, H., Burtraw, D., Williams III, R.C. (2015): “A Microsimulation Model of the Distributional Impacts of Climate Policies”, *Documento de trabajo*, Resources for the Future, Washington
- Goulder, L. y Parry, I. W.H. (2008): “Instrument Choice in Environmental Policy”, *Review of Environmental Economics and Policy*, 2 (2): 152–74.
- Goulder, L.H. (1995): “Environmental taxation and the ‘double dividend:’ a reader's guide”, *International Tax and Public Finance*, 2(2):157-183.
- Goulder, L.H. (1998): “Environmental policy making in a second-best setting”, *Journal of Applied Economics* 1 (2): 279–328.
- Goulder, L.H., Parry, I.W.H, Williams, R.C. y Burtraw, D. (1999) “The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting”, *Journal of Public Economics*, 72, 3: 329–60.
- Grainger, C.A. y Kolstad, C.D. (2010): “Who Pays a Price on Carbon?”, *Environmental and Resource Economics* 46: 359–76.
- Grossman; G., y Krueger, A. (1995): “Economic Growth and the Environment”, *The Quaterly Journal of Economics*, 110 (2): 353-377
- Guio, A.C. (2009): “What can be learned from Deprivation Indicators in Europe?”, *Eurostat methodologies and working papers*, Luxemburgo: Eurostat.

- Hagenaars, A.J.M. (1987): “A Class of Poverty Indices”, *International Economic Review*, 28: 583-607.
- Hamilton, K. y Cameron, G. (1994): “Simulating the Distributional Effects of a Canadian Carbon Tax”, *Canadian Public Policy* 20(4): 385-399.
- Hammar, H. y Jagers, S. (2007): “What is a Fair CO2 tax Increase? On Fair Emissions Reductions in the Transport Sector”, *Ecological Economics*, 61: 377-387.
- Hanemann, M., Labandeira, X., y Loureiro, M. (2011): “Climate change, energy and social preferences on policies: Exploratory evidence for Spain”, *Climate Research*, 48: 343-348.
- Hanley, N, Shogren, J.F. y White, B (2007): *Environmental economics in theory and practice*. Second edition. Palgrave MacMillan.
- Hanley, N. y Spash, C.L. (1996): *Cost-Benefit Analysis and the Environment*. Edward Elgar.
- Harberger, A. C.(1962): “The incidence of the corporation income tax”, *Journal of Political Economy* 70, 215–240.
- Hardin, G. (1968): “The tragedy of the commons”, *Science* 162, 124–142.
- Harrington, W. (1981), “The Distribution of Recreational Benefits from Improved Water Quality: A Micro-simulation”, Discussion Paper D-80, Quality of the Environment Division. Washington DC: Resources for the Future.
- Hassett, K.A., Mathur, A. y Metcalf, G.E. (2009): “The Incidence of a U.S. Carbon Tax: A Lifetime and Regional Analysis”, *The Energy Journal*, 30(2): 155-177.
- Healy, J. D. (2004): “*Housing, Fuel Poverty and Health: A Pan-European Analysis*”, Londres: Ashgate Publishing.
- Heerink, N., Mulatu, A. y Bulte, E. (2001): “Income inequality and the environment: aggregation bias in environmental Kuznets curves”, *Ecological Economics*, 38, 359–367.
- Heindl, P. y Löschel, A.: “Social Implications of Green Growth Policies from the Perspective of Energy Sector Reform and its Impact on Households”, *ZEW Discussion Paper*, Discussion Paper No. 15- 12.
- Herrington, P. (2002): “Distribution of Costs and Environmental Impacts of Water Services in OECD States: Affordability Measurement and Policies”, *Paper presented at the Workshop on The Distribution of Benefits and Costs of Environmental Policies: Analysis, Evidence and Policy Issues organised by the National Policies Division, OECD Environment Directorate March 4th-5th, 2003*.

Honkatukia, J., Kinnunen, J. y Marttila, K. (2009): “Distributional effects of Finland’s climate policy: Calculations with the new distribution module of the VATTAGE model”, *Gov. Inst. of Econ. Res. Working Paper II*.

Hourcade, J.C. (2001) “Articulating National, Regional and International Policy: Simple Signals in an Heterogeneous World”, *IPIECA Symposium*, 15–16, Cambridge, Boston, USA.

Jaffe A, Stavins R (1995) “Dynamic incentives of environmental regulations: the effects of alternative policy instruments on technology diffusion.” *Journal of Environmental Economics and Management* (29):43–63

Jäntti, M. y . Danziger, S (2000): “ Income Poverty in Advanced Countries”, en A.B. Atkinson y F. Bourguignon, eds.: *Handbook of Income Distribution*, Amsterdam: North Holland.

Jenkins, S. y Lambert, P.J. (1997): “Three I’S of Poverty Curves with an Analysis of UK Poverty Trends”, *Oxford Economic Papers*, 49: 317-327.

Johnson, D. (1998): “Equivalence Scales and Household Welfare”, en S. Jenkins, A. Kapteyn y B. Van Praag, eds.: *The Distribution of Welfare and Household Production*, Cambridge : Cambridge University Press.

Johnson, P., McKay,S., y Smith, S.(1990): “The distributional consequences of environmental taxes”, *Londres: The Institute for Fiscal Studies, Commentario No.23*.

Johnstone, N. y Alavalapati, J. (1998): “The Distributional Effects of Environmental Tax Reform”, *Londres: International Institute for Environment and Development, Documento de trabajo 98-01*.

Johnstone, N. y Serret, Y. (2006): “Distributional Effects of Environmental Policy: Introduction”, en Serret, Y. y Johnstone, N. (eds): *The Distributional Effects of Environmental Policy*. Cheltenham: Edward Elgar / OECD.

Joyeux, R. y Milunovich, G. (2010): “Testing market efficiency in the EU carbon futures market”, *Applied Financial Economics*, 20:803-809.

Kakwani, N. (1984): “On the Measurement of Tax Progresivity and Redistributive Effect of Taxes with Application to Horizontal and Vertical Equity”, *Advances in Econometrics*, 3: 437-446.

Kakwani, N.C. (1980): “On a Class of Poverty Measures”, *Econometrica*, 45: 719-727.

Kalinowska, D., Steininger, K.W. (2009): “Distributional impacts of car road pricing: Settlement structures determine divergence across countries”, *Ecological Economics*, 68: 2890–2896.

- Kaplow, L. (1989): “Horizontal Equity: Measures in Search of a Principle”, *National Tax Journal*, 42: 139-154.
- Kaplow, L. (2000): “Horizontal Equity: New Measures, Unclear Principles,” Working Paper 7649, *National Bureau of Economic Research*, NBER.
- Kaplow, L. (2006): “On the undesirability of commodity taxation even when income taxation is not optimal”, *Journal of Public Economics*, 90:1235–1250.
- Kaplow, L. (2008): *The Theory of Taxation and Public Economics*, Princeton: Princeton University Press.
- Kaplow, L. (2011a). “An optimal tax system” ,*Discussion Paper No. 70107/2011*, Cambridge, MA, Harvard Law School.
- Kaplow, L. (2011b). “Taxes, permits, and climate change” in G. Metcalf (ed), *U.S. Energy Tax Policy*, Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Kaplow, L. (2012). “Optimal control of externalities in the presence of income taxation”, *International Economic Review*, 53: 487-509.
- Kayser, H. (2000): “Gasoline Demand and Car Choice: Estimating Gasoline Demand Using Household Information”, *Energy Economics*, 22 (3): 331-348.
- Kempf, H. y Rossignol, S. (2006): “Is inequality harmful for the environment in a growing economy?”, WP, *Centre d'Economie de la Sorbonne*
- Kerkhof, A., Benders, R. y Moll, H. (2009): “Determinants of Variation in Household CO2 Emissions between and within countries”, *Energy Policy*, 37(4)
- Kerkhof, A., Moll, H., Drissen, E. y Wilting, H. (2008): “Taxation of Multiple Greenhouse Gases and the Effects on Income Distribution. A Case Study of the Netherland”, *Ecological Economics*, 67: 318-326.
- King, M. A. (1983): “Welfare Analysis of Tax Reforms Using Household Data”, *Journal of Public Economics*, 21: 183-214.
- Kolm, S.C. (1969): “The optimal production of social justice”, en Margolis, J. y Guitton, H. (Eds.), *Public Economics*, Londres: Macmillan.
- Kosonen, K. (2012): “Regressivity of environmental taxation: myth or reality?”, en Milne, J., Andersen, M.S. (eds.), *Handbook of Research on Environmental Taxation*, Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Krishnamurthy, K y Kriström, B. (2013): “Energy Demand and Income Elasticity: A cross-country analysis”, *WP Center for Environmental and Resource Economics WP 2013:5*, Umea University, Suecia

- Kristrom, B. (2006): “Framework for Assessing the Distribution of Financial Effects of Environmental Policies” en Serret, Y. y Johnstone, N. (eds): *The Distributional Effects of Environmental Policy*, Cheltenham: Edward Elgar / OECD.
- Kruize, H, Driessen, P., Glasbergen, P. y van Egmon, K. (2007): “Environmental Equity and the Role of Public Policy: Experiences in the Rijnmond Region”, *Environmental management*, 40: 578-595.
- Labandeira, X. y Del Río, P. (2009): “Barriers to the introduction of MBIs in climate policies: an integrated theoretical framework”. *Environmental Economics and Policy Studies* 10, 87–112.
- Labandeira, X. y Labeaga, J. (1999), “Combining input-output and microsimulation to assess the effects of carbon taxation on Spanish households”, *Fiscal Studies*, 20: 303-318
- Labandeira, X. y Labeaga, J. M. (2002): “Estimation and control of Spanish energy-related CO2 emissions:an input–output approach”, *Energy Policy*, 30: 597-611.
- Labandeira, X. y Linares, P. (2010): “Second-best Instruments for Energy and Climate Policy”, *Economics for Energy, Documento de trabajo 06/2010*
- Labandeira, X., Labeaga, J. M. y Rodríguez, M. (2004): “Green Tax Reforms in Spain”, *European Environment*, 14: 290–299.
- Labandeira, X., Labeaga, J. M. y Rodriguez, M. (2006): “A residential energy demand system for Spain”, *Energy Journal*, 27: 87-112.
- Labandeira, X., Labeaga, J. M. y Rodriguez, M. (2009): “An Integrated Economic and Distributional Analysis of Energy Policies”, *Energy Policy* 37(12): 5776-5786.
- Labandeira, X., Labeaga, J. y López-Otero, X. (2012): “Estimation of elasticity price of electricity with incomplete information”, *Energy Economics*, 34: 627-633.
- Labandeira, X., y Del Rio, P. (2009), “The introduction of MBIs in climate policies: an integrated theoretical framework”, *Environmental Economics and Policy Studies*,10: 87–112.
- Labandeira, X., y Rodriguez, M. (2010), “Wide and Narrow Approaches in Climate Change Policies: The Case of Spain”, *Climate Policy*, 10: 51-69.
- Labandeira; X., Rodríguez, M. y Labeaga, J. (2005): “Análisis de eficiencia y equidad de una reforma fiscal verde en España”, *Cuadernos Económicos del ICE*, 70: 207-225.
- Labandeira; X., Rodríguez, M. y Labeaga, J. (2008): “The Costs of Kyoto Adjustments for Spanish Households”, *FEDEA. Documento de trabajo 2008-02*.

- Labandeira, X., Rodríguez, M. y Labeaga, J. (2009): “An Integrated Approach to Simulate the Impacts of Carbon Emission Trading Schemes”, *FEDEA. Documento de trabajo* 2009-29.
- Laing, T., Sato, M., Grubb, M. y Comberti, C. (2013): “Assessing the effectiveness of the EU Emissions Trading System”, *Centre for Climate Change Economics and Policy. Documento de trabajo, n° 126. Grantham Research Institute on Climate Change and the Environment. Documento de trabajo, n° 106.*
- Lambert, P. J. y Ramos, X. (1997): “Horizontal Inequity and Vertical Redistribution”, *International Tax and Public Finance*, 4: 25-27.
- Lambert, P.J. (2001): *The Distribution and Redistribution of Income*, 3ª edición, Manchester: Manchester University Press.
- Lambert, P.J. y Yitzhaki, S. (1995): “Equity, Equality and Welfare”, *European Economic Review*, 39:674-682.
- Lambert, P.J. y Jenkins, S. (1997): “Three I’S of Poverty Curves: TIPS for Poverty Analysis”, *Economics Discussion Paper 97/1*, York:University of York.
- Larcinese, V. (2007): “Voting over Redistribution and the Size of the Welfare State: The Role of Turnout”, *Political Studies*, 55: 568-585.
- Laurent, E. (2011): “Issues in environmental justice within the European Union”, *Ecological Economics*, 70: 1846–1853.
- Ledyard, J. (1995): "Public Goods: A Survey of Experimental Research," en Kagel, J. y Roth, A.(eds) *The Handbook of Experimental Economics*. Princeton, NJ: Princeton University Press
- Leipprand, A., Gavalyugova, N., Meyer-Ohlendorf, N., Blobel, D. y Persson, A. (2007): “Links between the social and environmental pillars of sustainable development”, Contribución al informe *the SD Pillars project*, AEA Energy & Environment 2007.
- Lekakis, J. (1990): “Distributional Effect of Environmental Policies”, *Environmental Management*, 14(4): 465-473.
- Lenschow, A., Liefferink, D. y Veenman, S. (2005): “A Framework for Analysing Domestic Factors behind Policy Convergence”, *Journal of European Public Policy*, 12 (5): 1-20.
- Liang, Q.M. y Wei, Y.M. (2012): “Distributional impacts of taxing carbon in China: Results from the CEEPA model”, *Applied Energy* 92: 545–551.
- Liddell, C. y Morris, C. (2010): “Fuel poverty and human health: A review of recent evidence”, *Energy Policy* 38: 2987–2997 (2010).

- Linares, P. y Pintos, P. (2013): “Los efectos económicos del Sistema Europeo de Comercio de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero”, *Economics for Energy*, WP 13/2013.
- Lipsey, Richard G., and Kelvin Lancaster. 1956. “The General Theory of the Second Best”, *Review of Economic Studies* 24: 11–32.
- Lluch, C., Powell, A. y Williams, R. (1977): *Patterns in Household Demand and Saving*, Oxford: Oxford University Press for the World Bank
- Lovell, M. (1998): “Inequality within and among nations”, *Journal of Income Distribution*, 8(1): 5-44
- Magnani, E.(2000): “The Environmental Kuznets Curve, Environmental Protection Policy and Income Distribution”, *Ecological Economics*, 32: 431-443.
- Mancero, X. (2000): “*Escalas de equivalencia: reseña de conceptos y métodos*”, Serie de estudios estadísticos y prospectivos de la CEPAL. Naciones Unidas, Santiago de Chile.
- Manresa, A. y Sancho, F. (2007): “Simulación de políticas impositivas medioambientales. Un modelo de equilibrio general de la economía española”, *Serie de Documentos de Trabajo de la Fundación BBVA*.
- Markandya A. (1998): “Poverty, Income Distribution and Policy Making”, *Environmental and Resource Economics*, 11(3-4): 459-472
- Martini, C. (2009):” The distributive effects of carbon taxation in Italy” *Documento de Trabajo, Università degli Studi Roma Tre, n° 103*.
- McDaniel, P.R. y Repetti, J.R. (1993): “Horizontal Equity and Vertical Equity: The Musgrave/Kaplow Exchange”, *Tax Review*, 607.
- Meier, H. y Rehdanz, K. (2010): “Determinants of residential space heating expenditures in Great Britain”, *Energy Economics* 32: 949–959.
- Mendelsohn, Robert, Dinar, A. y Williams, L. (2006): “The Distributional Impact of Climate Change on Rich and Poor Countries”, *Environmental and Development Economics* 11: 159-178.
- Metcalf, G. (1998): “A Distributional Análisis of an Environmental Tax Shift”, *NBER*, WP 6546.
- Metcalf, G. (1999): “A Distributional Analysis of Green Tax Reforms”, *National Tax Journal*, 52(4): 655-682

- Metcalf, G. E. y Weisbach, D. (2009): “The Design of a Carbon Tax”, *Harvard Environmental Law Review* 33(2): 499-556.
- Metcalf, G. E., Mathur, A. y Hassett, K.A. (2012):” Distributional Impacts in a Comprehensive Climate Policy Package”, en Fullerton, D. y Wolfram, C. (eds): *The Design and Implementation of U.S. Climate Policy*, Chicago: University of Chicago Press.
- Metcalf, G.E., Paltsev, S., Reilly, J.M., Jacoby, H.D., y Holak, J. (2008): “Analysis of a carbon tax to reduce U.S. greenhouse gas emissions”, *MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change*, Cambridge, MA.
- Mirrlees, J., Adam, S., Besley, T., Blundell, R., Bond, S., Chote, R., Gammie, M., Johnson, P., Myles, G. y Poterba, J. (2010): *Dimensions of Tax Design: The Mirrlees Review*, Institute for Fiscal Studies y Oxford: Oxford University Press.
- Mirrlees, J., Adam, S., Besley, T., Blundell, R., Bond, S., Chote, R., Gammie, M., Johnson, P., Myles, G. y Poterba, J. (2011): *Tax by Design: The Mirrlees Review*, Institute for Fiscal Studies y Oxford: Oxford University Press.
- Montgomery, W. (1972): “Markets in licencies and efficient pollution control programs”, *Journal of Economic Theory* 5 (6): 395-419.
- Morley, B. (2012): “Empirical evidence on the effectiveness of environmental taxes”, *Applied Economics Letters*, 19:1817-1820.
- Muellbauer, J. (1987): “Professor Sen on the Standard of Living” en Sen, A.K., Hawthorn (ed.), *The Standard of Living*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Muller, N.Z. y Mendelsohn, R. (2009): “Efficient Pollution Regulation: Getting the Prices Right,” *American Economic Review*, 99 (5): 1714 - 1739.
- Murray, A. G. y Mills, B. F. (2014): “The Impact of Low-Income Home Energy Assistance Program Participation on Household Energy Insecurity”, *Contemporary Economic Policy (ISSN 1465-7287)* 32 (4), 811–825.
- Musgrave, R.A. (1959): *The Theory of Public Finance*, McGraw-Hill, New York.
- Musgrave, R.A. (1990): “Horizontal Equity once more”, *National Tax Journal*, 43:113-122.
- Nesbakken, R. (2001): “Energy consumption for space heating: A discretecontinuous approach”, *Scandinavian Journal of Economics*, 103: 165-184.
- Ng, Y-K. (1984): “Quasi-Pareto Social Improvements.” *American Economic Review*: 74:1033-1050.

Nielsen, R. (2012): “Introducing individual transferable quotas on nitrogen in Danish fresh water aquaculture: Production and profitability gains”, *Ecological Economics*, 75: 83-90.

Nordhaus, W. y J. Boyer (2000): *Warming the World: Economic Models of Global Warming*. MIT Press.

O’Connor, A. (2000): “Poverty Research and Policy for the Post-Welfare Era” *Annual Review of Sociology* 26: 547-562.

O’Ryan, R., de Miguel, C. J., Miller, S. y Munasinghe, M. (2005): “Computable general equilibrium model analysis of economywide cross effects of social and environmental policies in Chile”, *Ecological Economics* 54: 447–472.

Oates, W. y Portney, P. (2003): “The political economy of environmental policy”, en Maler, K. y Vincent, J. (2003), *Handbook of Environmental Economics, Volume 1*, Elsevier Science.

OCDE. (2002): “Implementing Environmental Fiscal Reform: Income Distribution and Sectoral Competitiveness Issues”, *Proceedings of a Conference held in Berlin, Germany, 27 June 2002*

OCDE. (2015a): *In it Together. Why Less Inequality Benefits All*. París: OECD Publishing

OCDE. (2015b): *Climate Change Mitigation. Policies and Progress*. París: OECD Publishing

Olson, M. (1965): *The Logic of Collective Action*. Cambridge, MA.: Harvard University Press,

Opschoor, J.B. (2007): “Environment and Poverty: Perspectives, Propositions, Policies”, *W.P. Institute for Social Studies*, 437.

Ostrom, E. (1990): *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge, U.K.: Cambridge University Press.

Ostrom, E. (2000): Collective Action and the Evolution of Social Norms. *Journal of Economic Perspectives* 14: 137–58.

Ostry, J. D. , Berg, A. y Tsangarides, C.G. (2014): “Redistribution, Inequality, and Growth”, IMF WP 14/02.

Padilla, E. y Roca, J. (2006): “Efectos distributivos interterritoriales de las políticas ambientales: el caso de las propuestas de impuesto europeo sobre la energía y el CO₂”, *Cuadernos Económicos de ICE*, n° 71

Pagiola, S., Arcenas, A. y Platais, G. (2005): “Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America”, *World Development* Vol. 33, (2): 237–253.

Palma, J.G. (2011): “Homogeneous middles vs. heterogeneous tails, and the end of the ‘Inverted-U’: The share of the rich is what it’s all about”, *Development and Change*, 42 (1): 87-153.

Palme, M. (1996): “Income Distribution Effects of the Swedish 1991 Tax Reform: An analysis of a Microsimulation Using Generalized Kakwani Decomposition”, *Journal of Policy Modelling*, 184: 419-443

Parry, I. W. H. y Pizer, W. A. (2007): “Emissions Trading versus CO2 Taxes versus regulation”, *Resources for the Future*, Issue Brief 5.

Parry, I. W.H., Sigman, H., Walls, M. y Williams III, R.C. (2005): “The Incidence of Pollution Control Policies”, en Tietenberg, T. y Folmer, H. (eds.): *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2006/2007*, Northampton, Mass.: Edward Elgar.

Parry, I.W.H. (2004): “Are emissions permits regressive?” *Journal of Environmental Economics and Management* 47: 364-387

Parry, I.W.H. y Bento, A.M. (2000): “Tax deductions, environmental policy, and the ‘double dividend’ hypothesis”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 39: 67–96.

Parry, I.W.H. y Williams III, R. C. (2011), “Moving U.S. climate policy forward: are carbon taxes the only good alternative?”, en Hahn, R.W. y Ulph, A. (eds.), *Climate Change and Common Sense. Essays in Honour of Tom Shelling*, Oxford: Oxford University Press.

Parry, I.W.H., y Williams III, R.C. (2010): “What Are the Costs of Meeting Distributional Objectives in Designing Domestic Climate Policy?”, *Resources for the Future, Documento de trabajo* 10-51

Pashardes, P., Pashourtidou, N. y Zachariadis, T. (2014): “Estimating welfare aspects of changes in energy prices from preference heterogeneity”, *Energy Economics* 42: 58–66.

Pastor, M. (2007): “Environmental Justice: Reflections from the United States,” en Boyce, J. Narain, S. y Stanton, E. (eds.), *Reclaiming Nature: Environmental Justice and Ecological Restoration*.

Patón, G., Galindo, M., Luchena, G. y Adame, F.(2012): “Fiscalidad medioambiental: iniciativas y orientaciones actuales”, Documento 4/2012, Instituto de Estudios Fiscales.

Pearce, D. (1991): “The Role of Carbon Taxes in Adjusting to Global Warming.” *The Economic Journal* .(407):938- 48.

Pearson, M. y Smith, S. (1991): *The European Carbon Tax: An Assessment of the European Commission’s Proposals*, IFS Report Series 39, Londres: Institute of Fiscal Studies.

- Perrels, A. (2010): “User response and equity considerations regarding emission cap-and-trade schemes for travel”, *Energy Efficiency*, 3:149–165.
- Pigou, A. C. (1920), *The Economics of Welfare*, London: MacMillan.
- Pigou, A. C. (1947), *A study in public finance*, London: MacMillan.
- Pollack, R.A. y Wales, T.J. (1979): “Welfare Comparisons and Equivalence Scales”, *American Economic Review*, 69: 226-221.
- Pope, J. y Owen, A. (2009): “Emission trading schemes: potential revenue effects, compliance costs and overall tax policy issues”, *Energy Policy*, 37: 4595-4603.
- Porter, M. (1990): *The Competitive Advantage of Nations*. Nueva York: Macmillan.
- Porter, M. y Van Der Linde, C. (1995): “Toward a new conception of the environment-competitiveness relationship”, *Journal of Economic Perspectives* 9 (4): 97–118.
- Poterba, J.M. (1989): “Lifetime incidence and the distributional burden of excise taxes”, *American Economic Review* 79 (2): 325– 30.
- Poterba, J.M. (1991): “Is the Gasoline Tax Regressive?” En Bradford, D. (ed) *Tax Policy and the Economy*. Cambridge: MIT Press.
- Proops J.L, Faber M y Wagenhals G. (1993): *Reducing CO2 Emissions: a Comparative Study for Germany and the UK*. Springer: Heidelberg
- Putnam, R. (1993). *Making Democracy Work. Civic Traditions in Modern Italy*, Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Rausch, S, Metcalf, G.E. y Reilly, J. (2011): “Distributional impacts of carbon pricing: A general equilibrium approach with micro-data for households”, *Energy Economics*, 33: S20-S33.
- Raux, C. y Marlot, G. (2005): “A System of Tradable CO2 Permits Applied to Fuel Consumption by Motorist”, *Transport Policy*, 12: 255-265.
- Rehdanz, K. (2007): “Determinants of residential space heating expenditures in Germany”, *Energy Economics*, 29 :167-182.
- Reppet, J.R. y Ring, D.M. (2011): “Horizontal Equity Revisited”, *Legal Studies Research Paper Series, Research Paper 244*, Boston College Law School.
- Roberts, D., Farrington, J., Gray, D. y S. Marin (1999): “The Distributional Impacts of Fuel Duties: The Impact on Rural Households in Scotland”, *Regional Studies*, 33 (3): 281-288.

- Roemer, J. (1998): *Equality of Opportunity*, Cambridge: Harvard University Press.
- Romero, J.C., Linares, P. y López, X. (2014): “Pobreza energética en España, Análisis económico y propuestas de mejora”, *Economics for Energy*, Quinto Informe Anual.
- Rosen H. S., (2007): *Hacienda Pública*, 7ª ed. Mc Graw Hill.
- Ross, M.T., Beach, R.H. y Murray, B.C. (2004): “Distributional Implications of Regional Climate Change Policies in the US: A General Equilibrium Assessment”, *Presentation at the Association of Environmental and Resource Economists Workshop June 13-15, 2004, Estes Park, CO*.
- Rousse, O. (2008): “Environmental and Economics Benefits Resulting from Citizens’ Participation in CO2 Emissions Trading: AN Efficient Alternative Solution to the Voluntary Compensation of CO2 Emissions”, *Energy Policy*, 36: 388-397.
- Ruijs, A. Zimmermann, A. y M. van der Berg, M. (2008): “Demand and Distributional Effects of Water Pricing Policies”, *Ecological Economics*, 66: 506-516.
- Sachs, J. (2014): *La Era del Desarrollo Sostenible*, Deusto.
- Saez, E. y Stantcheva, S. (2013): “Generalized Social Marginal Welfare Weights for Optimal Tax Theory”, *NBER Working Paper Series*.
- Sandel, R.(2010): *What Money Can’t buy*, FSG books.
- Sandmo, A. (2003): “Optimal Taxation in The Presence of Externalities”, *Swedish Journal of Economics*, 4: 77–106.
- Santos, G., Behrendt, H., Maconi, L., Shirvani, T., Teytelboym, A. (2010): “Externalities and economic policies in road transport”, *Research in Transportation Economics* 28: 2–45.
- Sanz, J.F., Romero, D. y Castañer, J.M. (2013): “El análisis de los impuestos indirectos a partir de las Encuestas de Presupuestos Familiares. El Simulador de Impuestos Indirectos de la Fundación de las Cajas de Ahorros (FUNCASindi)”, Fundación de las Cajas de Ahorros, Madrid.
- Sanz, J.F., Romero, D., Castañer, J.M., Prieto, J., y Fernández, F. (2003): ”Microsimulación y comportamiento en el análisis de reformas de imposición indirecta. El Simulador de Imposición Indirecta del Instituto de Estudios Fiscales”, Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- Sapir, A. (2006): “Globalization and the Reform of European Social Models”, *JCMS* 44 (2) 369–90.
- Saposnik, R. (1981): “Rank dominance in income distribution”, *Public Choice*, 36: 147-151.
- Schob, R. (2005): “The Double Dividend Hypothesis of Environmental Taxes: A Survey”, en H. Folmer y T. Tietenberg (eds.), *The International Yearbook of Environmental and Resource Economics 2005/2006*, Cheltenham: Edwar Elgar.

- Scruggs, L. (1998): "Political and Economic Inequality and the Environment", *Ecological Economics*, 26: 259-275.
- Scruggs, L.(2007): *Sustaining Abundance: Environmental Performance in Industrial Democracies*, Cambridge: Cambridge University Press.
- Sefton, T.(2002): "Targeting Fuel Poverty in England: Is the Government Getting Warm?", *Fiscal Studies*, 23: 369-399.
- Sen, A. (2013): "The Ends and Means of Sustainability", *Journal of Human Development and Capabilities*, 14 (1): 6-20.
- Sen, A. K. (1976): "Poverty: An Ordinal Approach to Measurement", *Econometrica*, 44: 219-231.
- Sen, A.K. (1985b): *Commodities and Capabilities*, Amsterdam: North Holland.
- Sen, A.K. (1999): *Development as Freedom*, Oxford: Oxford University Press.
- Sen, A.K. (2000): "Social Justice and Distribution of Income", en Atkinson, A.B. y Bourguignon, F. (eds.): *Handbook of Income Distribution*, Amsterdam: North Holland.
- Sen, A.K. y Foster, J.E. (1997): *On Economic Inequality* Expanded edition, Oxford: Clarendon Press.
- Serret, Y. y Johnstone, N. (2006): *The Distributional Effects of Environmental Policy*. Cheltenham: Edward Elgar / OECD.
- Shorrocks, A.F. (1983): "Ranking Income Distributions", *Economica*, 50: 3-17.
- Shorrocks, A.F. (1995): "Revisiting the Sen Poverty Index", *Econometrica*, 63: 1225-1230.
- Sipes, K. y Mendelsohn, R. (2001): "The effectiveness of gasoline taxation to manage air pollution", *Ecological Economics*, 36: 299-309.
- Skinner, I. y Fergusson, M. (1998): "*Transport Taxation and Equity*", Londres: Institute for Public Policy Research.
- Smith, S. (1992): "The distributional consequences of taxes on energy and the carbon content of fuels", *European Economy*, Edición especial (*The economics of limiting CO₂ emissions*), 1/1992: 241-268.
- Smith, Z. (2000) "The Petrol Tax Debate", *Londres: Institute for Fiscal Studies, Briefing Note 8/2000*.
- Solow, R. (1992): *An Almost Practical Step toward Sustainability*, Washington, DC: Resources for the Future.

- Speck, S. (1999): “Energy and Carbon Taxes and their Distributional Implications”, *Energy Policy*, 27: 659-667.
- Speck, S. y Jilkova, J. (2009): “Design of Environmental Tax Reforms in Europe” en Andersen, M.S. y Ekins, P.(eds.) *Carbon Energy Taxation.Lessons from Europe*, Oxford: Oxford University Press.
- Spencer, B y Fisher, S. (1992) “On Comparing Distribution of Poverty Gaps”, *The Indian Journal Of Statistics* (54): 114-126
- Starkey, R. (2012 a): “Personal carbon trading: A critical survey. Part 1: Equity”, *Ecological Economics* 73: 7-18.
- Starkey, R. (2012 b): “Personal carbon trading: A critical survey. Part 1: Efficiency”, *Ecological Economics* 73: 19-28.
- Stavins, R.N. (2001): “Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments”, *Resources for the Future*, DP 01-58.
- Stavins, R.N., Wagner, A.F. y Wagner, G. (2003): “Interpreting Sustainability in Economic Terms: Dynamic Efficiency plus Intergenerational Equity”, *Economic Letters*, 79: 339-343.
- Stern, N. (2006): *The Economics of Climate Change*, Londres: HM Treasury.
- Sterner, T. (2012): “Distributional effects of taxing transport fuel”, *Energy Policy* 41, 75–83.
- Storchmann, K. (2007): “Long-Run Gasoline demand for passenger cars: the role of income distribution”, *Energy Economics* 27: 25– 58.
- Stymne, S. y Jackson, T. (2000): “Intra-generational equity and sustainable welfare: a time series analysis for the UK and Sweden”, *Ecological Economics* 33: 219–236.
- Sun, T, Zhang, H., Wang, Y., Meng, X. y Wang, C. (2010): “The application of environmental Gini coefficient (EGC) in allocating wastewater discharge permit: The case study of watershed total mass control in Tianjin, China”, *Resources, Conservation and Recycling*, 54 601–608.
- Sun, W. y Kazuhiro, U. (2011): “The Distributional Effects of a China Carbon Tax: A Rural – Urban Assessment”, *The Kyoto Economic Review* 80:188–206.
- Symons E., Speck, S. y Proops, J. (2002): “The Distributional Effects of Carbon Taxes: The Cases of France, Spain, Italy, Germany and UK”, *European Environment*, 21: 203 212.
- Symons, E., Proops, J. y Gay, P. (1994): “Carbon Taxes, Consumer Demand and Carbon Dioxide Emissions: A Simulation Analysis for the UK,” *Fiscal Studies* 15(2): 19-43.

- Terkla, D. (1984): “The Efficiency Value of Effluent Tax Revenue”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 11(2): 107-123.
- Theil, H. (1967): *Economics and Information Theory*. Amsterdam. New Holland.
- Thomson, H. y Snell, C. (2013): “Quantifying the prevalence of fuel poverty across the European Union”, *Energy Policy* 52, 563–572.
- Thon, D. (1979): “On Measuring Poverty”, *Review of Income and Wealth*, 25: 429-439.
- Thon, D. (1983): “A Note on a Troublesome Axiom for Poverty Indices”, *Economic Journal*, 93: 199-200.
- Thumim, J. y White, V. (2008): *Distributional Impacts of Personal Carbon Trading: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs*. Londres: DEFRA.
- Tiebout, C.M. (1956): “A pure theory of local expenditures”, *Journal of Political Economy*, 64 (5): 416–424.
- Tiezzi, S. (2005): “The Welfare Effects and the Distributive Impact of Carbon Taxation on Italian Households”, *Energy Policy* 33(12): 1597-1612.
- Tirado Herrero, S., Jiménez Meneses, L., López Fernández, J.L. y Martín García, J. (2014): *Pobreza energética en España. Análisis de tendencias*, Madrid: Asociación de Ciencias Ambientales.
- Tjernström, E. y Tietenberg, T. (2008): “Do differences in attitudes explain differences in national climate change policies?”, *Ecological Economics*, 65: 315-324.
- Tullock, G. (1967): “Excess Benefit.” *Water Resources Research*, 3 (2): 643–5.
- United Nations World Commission on Environment and Development (1987): *Our Common Future (Brundtland Report)*, Oxford: Oxford University Press.
- Vandyck, T. (2013): “Efficiency and Equity Aspects of Energy Taxation”, *Euromod, Documento de trabajo* 12/13.
- Verde, S., y Tol, R. (2009): “The Distributional Impact of a Carbon Tax in Ireland”, *The Economic and Social Review*, 40 (3): 317–338.
- Villar, M. (2003): “Desarrollo Sostenible y Tributos Ambientales”, *Crónica Tributaria*, 107: 123-137
- Wang, L. (2002). “Valuing Water for Chinese Industries”, *Applied Economics*, 34 (6): 20 759-765

West, S.E. (2004): “Distributional Effects of Alternative Vehicle Pollution Control Policies”, *Journal of Public Economics*, 88: 735–57.

West, S.E. y Williams III, R.C. (2007): “Optimal Taxation and Cross-Price Effects on Labor Supply: Estimates of the Optimal Gas Tax”, *Journal of Public Economics*, 91:593–617.

West, S.E. y Williams, R.C. (2004): “Estimates from a consumer demand system: implications for the incidence of environmental taxes”, *Journal of Environmental Economics and Management*, 47: 535–558.

Whalley, J. y Wigle, R. (1991): “The international incidence of carbón taxes”, en: Dornbusch, R. y Poterba, J. (Eds.), *Global Warming: Economic Policy Responses*. Cambridge: MIT Press.

Wier, M., Birr-Pedersen, K., Klinge-Jacobsen, K. y Klok, J. (2005): “Are CO₂ Taxes Regressive? Evidence from the Danish Experience”, *Ecological Economics* 52(2): 239-251.

Wilkinson R, Pickett K. (2009): *The spirit level: why more equal societies almost always do better*, . London: Allen Lane.

Wilkinson, P., Landon, M., Armstrong, B., Stevenson, S., Pattenden, S., McKee, M. y Fletcher, T. (2001): “Cold Comfort: The Social and Environmental Determinants of Excess Winter Deaths in England, 1986–1996”, *York: Joseph Rowntree Foundation*.

Williams III, R.C., Gordon, H. Burtraw, D., Carbone, J. y Morgenstern, R. (2015): “The Initial Incidence of a Carbon Tax across Income Groups”, *National Tax Journal*, 68, 1:195-214.

Williams III, R.C., Gordon, H. Burtraw, D., Carbone, J. y Morgenstern, R. (2014): “The Initial Incidence of a Carbon Tax across U.S. States”, *National Tax Journal*, 67, 4:807-830.

Williams, R. C., III. (2005) “An Estimate of the Second-Best Optimal Gasoline Tax, Considering Both Efficiency and Equity”. *Documento de trabajo*, University of Texas at Austin.

Wolf, E. (2007): “The Distributional Consequences of Government Spending and Taxation in the US”, *Review of Income and Wealth*, 53(4).

World Bank. (2014): *State and Trends of Carbon Pricing 2014*. Washington, DC: World Bank.

Yusuf, A. A. y Resosudarmo, B. P. (2008): “Mitigating Distributional Impact of Fuel Pricing Reform: The Indonesian Experience”, *ASEAN Economic Bulletin* 25: 32–47.

Zhang, Z. y Baranzini, A. (2004): “What do we know about carbon taxes? An inquiry into their impacts on competitiveness and distribution of income”, *Energy Policy* 32: 507–518.

Zheng, B. (1997): "Aggregate Poverty Measures", *Journal of Economic Surveys*, 11: 123-162.