

Instrumentos de política ambiental: reflexiones desde la economía ecológica

Jordi Roca Jusmet

(en Álvarez Cantalapiedra, S. y Carpintero, O. (coord.), *Economía ecológica: reflexiones y perspectivas*, Círculo de Bellas Artes, Madrid, 2009).

A modo de introducción haré dos advertencias. La primera es que es imposible dar en unas pocas páginas una visión sistemática sobre un tema tan amplio como el de los instrumentos de política ambiental; mi objetivo –mucho más modesto- es reflexionar sobre algunos aspectos de este tema. La segunda es que – a diferencia del enfoque neoclásico que tiene una ortodoxia bien definida que con pocas variantes se puede encontrar en muchos libros de texto- los autores que nos identificamos con el término “economía ecológica” no tenemos -creo que más bien afortunadamente- una ortodoxia tan definida a la que remitirnos aunque sí podemos encontrar visiones y preocupaciones más o menos compartidas por muchos autores y que en muchos casos conectan con las de otras corrientes de la economía heterodoxa y, en especial, con la economía institucionalista. En cualquier caso no trato de explicar qué dice la “economía ecológica” sobre el tema sino mi visión personal.

Bases metodológicas de la perspectiva neoclásica: una crítica

La visión del comportamiento humano –la idea de “racionalidad”- que en general adopta la economía ambiental neoclásica es extremadamente pobre. Las decisiones humanas se consideran puramente instrumentales hacia objetivos bien definidos. La cuestión no es tanto que la perspectiva neoclásica no pueda integrar, como un caso particular de preferencias individuales, las preferencias “altruistas” –aunque también es verdad que éstas normalmente no se consideran- sino más bien que las acciones humanas se ven como totalmente instrumentales: cualquier recurso –de tiempo, bienes o dinero- dedicado a un fin forma parte de los costes que se comparan con los resultados en el cálculo económico.

Además, tanto los individuos como las empresas se suelen ver con una capacidad ilimitada de cálculo para maximizar sus objetivos a pesar de que la disponibilidad de información y la capacidad de procesarla son claramente limitadas. Frente a esta consideración, la economía neoclásica ha respondido que si la información es costosa entonces lo óptimo es adquirir una cantidad limitada de información de forma que, aunque se vuelve mucho más compleja, la hipótesis de optimización puede

seguirse manteniendo. Como señala Lavoie (1992) esta defensa es poco sólida porque si la información es limitada no podemos tampoco saber cuál es el grado óptimo de información que debemos adquirir.

Algunos autores –siguiendo a Alchian (1950)- han defendido el supuesto maximizador basándose en la analogía de la “selección natural”. La propia competencia llevaría a que prosperasen aquellas empresas que más se aproximan a un comportamiento maximizador. El argumento sirve para explicar ciertos límites a los posibles comportamientos de las empresas, pero en absoluto demuestra una tendencia a que los comportamientos empresariales se aproximen cada vez más a la maximización (van den Bergh *et al.*, 2000); el éxito empresarial depende, más allá de la capacidad de orientarse adecuadamente para obtener beneficios, de muchos otros factores: desde la suerte a la capacidad de influencia política y al acceso a información privilegiada. La idea de que la competencia lleva siempre a una creciente eficiencia en la producción – incluso en el limitado sentido de reducir los costes *privados* de producción- es, en un mundo sometido a cambios inciertos y a veces abruptos, una idea muy problemática (Gowdy, 1994). La evolución económica no se caracteriza –como tampoco la evolución biológica- por un “progreso” determinista sino por una infinidad de contingencias que dan lugar a una de las múltiples posibles historias. Diferentes estrategias empresariales y tecnologías coexisten al mismo tiempo, con sus ventajas y desventajas, sin que sea fácil prever –dada la incertidumbre sobre el futuro- cuales comportarán un mayor flujo de beneficios y cuales prosperarán o decaerán (van den Bergh *et al.*, 2007). Por otro lado, como destacan van den Bergh *et al.* (2000), en el caso de las decisiones de consumo no existe ninguna analogía respecto a la maximización de beneficios que permita argumentar que, una vez cubiertas las necesidades básicas, sólo tenderán a sobrevivir aquellos individuos que se aproximan a la maximización de una supuesta función de utilidad.

Desde el punto de vista “normativo”, la economía ha tendido a preocuparse única y exclusivamente por cuestiones de eficiencia entendidas como una comparación estricta entre costes y beneficios de las diferentes alternativas (proyectos, políticas,...), lo cual requiere medir ambos en las mismas unidades. Se parte del principio de la commensurabilidad según el cual es posible y pertinente reducirlo todo a unidades monetarias. Adviértase que dicho principio va mucho más allá de analizar –y en la medida de lo posible cuantificar- ventajas y desventajas, *pros* y *contras*, de cada alternativa, lo cual forma parte de cualquier decisión informada y sensata: lo que supone

es que para la toma de decisiones es posible y conveniente reducirlo todo previamente a una misma unidad de cuenta.

A pesar de que la teoría económica reconoce que eficiencia y distribución están interrelacionadas y los cambios distributivos afectan a lo que es “eficiente” o “no eficiente”, el hecho es que se intentan separar claramente las dos dimensiones. Las cuestiones distributivas se dejan a parte al juzgar qué es mejor económicamente, qué es lo “eficiente” o lo “óptimo” lo que en la práctica supone aceptar el *status quo* distributivo cuando se hacen juicios económicos y desentenderse de los efectos distributivos de las alternativas en discusión. A veces se defiende esta postura diciendo que si a uno no le gustan las consecuencias de las decisiones “eficientes” esto debe juzgarse en términos de equidad pero ello no debe afectar al análisis en términos de “eficiencia” que es el que genuinamente corresponde al economista. Pero si una medida de política “eficiente” puede no ser conveniente y una “ineficiente” puede ser más deseable socialmente, los términos “eficiencia” u “optimalidad” –que no son desde luego neutros valorativamente- son claramente legitimadores de determinadas decisiones.

Una de las limitaciones más importantes de la perspectiva neoclásica –y, como veremos, del rango de políticas que plantea- es su negativa a indagar sobre el origen y dinámica de las “preferencias”. Ello se explica seguramente por una mezcla de desinterés por otras disciplinas y de una injustificada posición normativa: se considera que las preferencias individuales –en la práctica ponderadas según el nivel de renta y expresadas poniendo precio a todo- deben respetarse tal como son actualmente.

Desde el punto de vista positivo, el rechazo a incluir el origen de las preferencias en la agenda de investigación económica impide prácticamente cualquier conocimiento sustantivo sobre los determinantes del consumo. Incluso el término necesidades –y las diferentes formas de satisfacerlos, de “satisfactores” en acertado término de Max-Neef (1986) – es ajeno a la teoría del consumo neoclásica. Sin acudir a este término ni siquiera podemos entender la regularidad empírica del consumo más universalmente constatada, y que se conoce como “ley de Engel”: los pobres gastan en alimentos un mayor porcentaje de sus ingresos que los ricos. Ello no se debe a ninguna coincidencia en las preferencias subjetivas sino a algo tan “objetivo” como que para satisfacer cualquier necesidad primero hace falta, como condición básica, haber comido y bebido. Las características físicas de los bienes no nos explican, desde luego, todas sus propiedades; en las propiedades físicas de un coche particular no está escrito que la

gente demande coches de un determinado tipo como “bien posicional” (en el sentido de Hirsch, 1976) pero sí que uno no puede alimentarse comprando un coche.

Desde el punto de vista normativo, podría pensarse que, como principio democrático, las preferencias individuales simplemente deben respetarse y que las políticas no tendrían que orientarse a cambiar dichas preferencias. Ello no es justificado al menos por dos razones. La primera es que las actuales preferencias son por supuesto un resultado social; por poner dos ejemplos, la presión publicitaria y la ideología del crecimiento según la cual el éxito económico se mide con los actuales indicadores macroeconómicos son dos de los condicionantes de las actuales preferencias. La segunda es que discutir, deliberar, sobre las preferencias y decidir políticas para cambiarlas –por ejemplo campañas de educación ambiental- puede ser un proceso perfectamente participativo y democrático.

El papel de la política ambiental según la economía ambiental neoclásica

El enfoque de la economía neoclásica ante los problemas de degradación ambiental, y en especial de contaminación, es muy limitado y bastante simple -aunque puede ser formalmente muy sofisticado- y ha dado lugar a una ortodoxia básica que se transmite en la mayor parte de libros de texto. El objetivo es asegurar soluciones económicamente eficientes cuando se producen “fallos de mercado”. El término “fallos de mercado” tiende a evocar dos connotaciones. La primera que los mercados normalmente llevan a resultados eficientes excepto en casos particulares en los que se justifica la intervención; las interrelaciones entre sistema económico y naturaleza se consideran puntuales más que sistemáticas. La segunda connotación es que los mercados “fallan” para todos los agentes económicos cuando en realidad transferir costes a la sociedad evitando costes privados es propio de la lógica del mercado y en este sentido se puede considerar más bien –como señaló Kapp- un “éxito” del mercado. Los problemas de eficiencia no se pueden separar de los distributivos: “La producción y el consumo ponen en movimiento procesos complejos que tienen graves consecuencias negativas sobre el medio ambiente físico y social y que ejercen un efecto inevitable en la distribución; estas interdependencias implican una forzosa transferencia de costes sociales “no pagados” que constituyen una redistribución secundaria del ingreso real” (Kapp, 1976, p. 334).

La definición de eficiencia toma como punto de partida las preferencias individuales y las relaciones tecnológicas que en general se consideran, tanto unas como

otras, exógenas. En particular, un problema ambiental sólo se considera relevante (sólo existe una “externalidad”) cuando se ve afectada la cuenta de resultados de una empresa o la función de utilidad de algún individuo (Baumol y Oates, 1975, p.17-18). La función de utilidad es un concepto puramente subjetivo, que refleja relaciones individuales de preferencia. Adviértase, por tanto, que diríamos, por ejemplo, que las emisiones de gases CFC sólo se convirtieron en económicamente relevantes cuando se llegó a determinada evidencia científica y ésta se difundió al público incorporándose a sus preferencias. La degradación ambiental no se define a partir de hechos objetivos –que pueden ser más o menos conocidos científicamente y de los que puede haber mayor o menor información y preocupación pública- como en este caso sería la disminución de la capa de ozono y sus efectos sobre la salud y los ecosistemas sino exclusivamente a partir de las relaciones subjetivas de preferencias. Si una población no conoce los efectos sobre la salud de determinados problemas o no le importan los efectos que pueden tener sobre las generaciones futuras, estos problemas serían irrelevantes desde el punto de vista económico (¿sí tendría “éxito”, entonces, el mercado?).

Más en concreto, los manuales de economía ambiental plantean dos enfoques básicos de política ambiental. El primero –que para la mayoría de autores es poco aplicable en la mayoría de casos reales- está basado en el famoso artículo *El problema del coste social* de Coase (1960) y plantea crear mercados donde no los haya definiendo claramente los derechos de propiedad. Federico Aguilera (1992) tiene toda la razón al afirmar que el análisis de Coase es mucho más matizado que lo que plantean los manuales al uso -según los cuales el autor sería un incondicional partidario del mercado- ya que gran parte de su discusión se mueve en el plano teórico y su consejo práctico no es aplicar una receta universal sino estudiar cada caso particular en un mundo en que las dificultades para negociar acuerdos eficientes –los “costes de transacción” de los que ya habló en su interesante artículo sobre la naturaleza de la empresa (Coase, 1937)- suelen ser muy grandes. Sin embargo, es sorprendente cómo a un autor tan preocupado por los detalles sí se le escape en su línea argumental central que el propio resultado eficiente no es independiente de la distribución inicial de derechos incluso sin costes de transacción (Mishan, 1971): ¿cómo pensar que en un mundo en que las empresas tuviesen que compensar a los afectados por la contaminación (u otros daños ambientales) la localización de las empresas y los niveles finales de contaminación serían los mismos que en un mundo en el cual los afectados por la contaminación pagasen a las empresas para que redujesen la contaminación?

Adviértase que la “solución de mercado” supone siempre que la valoración de los daños ambientales parte del precio efectivo que le ponen los afectados. Esta es la particular forma de expresar las preferencias individuales: cuanto se está dispuesto a pagar para evitarlas o cuanto se está dispuesto a recibir para soportarlas. Dos valores en realidad diferentes como reconocen los libros de microeconomía más rigurosos aludiendo a “efectos renta” o “riqueza” (por ejemplo, Varian, 1990) pero en la práctica con diferencias tan enormes que solo se pueden explicar cuestionándose los supuestos habituales de sustituibilidad entre todo tipo de bienes (todos reportan utilidad) y aludiendo a factores tales como los efectos dotación inicial que hacen valorar de forma muy diferentes las pérdidas que las ganancias (Tversky y Kahneman, 1979).

El segundo enfoque de la política ambiental consiste en partir de la inviabilidad de la solución de mercado y plantear que el gobierno ha de intervenir para establecer de la forma menos costosa posible el nivel eficiente u óptimo de contaminación (o de cualquier otra presión ambiental). La discusión se establece en dos partes: primero, cuál es el nivel eficiente u óptimo de contaminación; segundo, cuál es la forma eficiente de conseguirlo.

La primera discusión se plantea como una aplicación de la metodología coste-beneficio que tiene como punto de partida la conmensurabilidad de costes y beneficios en unidades monetarias. Hay diversas aproximaciones a la valoración monetaria de daños ambientales que en algunos casos pueden captar razonablemente determinados aspectos (por ejemplo pueden analizarse los costes sanitarios inducidos por un problema de contaminación o estudiarse cómo el precio de la vivienda se ve afectado por la degradación de su entorno), pero la única metodología aplicable con carácter general – para todo tipo de situaciones y de valoraciones- es la conocida como “valoración contingente”. Ésta consiste en preguntar directamente a los afectados por la predisposición a pagar para evitar pérdidas de calidad ambiental o a recibir compensaciones para aceptarlas. Los manuales suelen reconocer los problemas de este tipo de ejercicio pero considerándolos dificultades de tipo “técnico” en el sentido de que los resultados podrían estar “sesgados” respecto a los valores monetarios “auténticos”. Sin embargo, uno puede cuestionarse el ejercicio por motivos más de fondo.

En primer lugar, como ya se ha señalado, cualquier valoración en los mercados – sean reales o simulados- depende de la distribución inicial de la renta de forma que habrían tantos valores monetarios “auténticos” como posibles distribuciones de la renta. Es más, la propia pregunta –predisposición a pagar o a aceptar- supone una distribución

de derechos iniciales diferente que puede llevar a resultados radicalmente diferentes. En segundo lugar, y aún más fundamental, hemos de preguntarnos si forzar a que los individuos tomados individualmente, uno a uno y con su limitado nivel de información, pongan un valor monetario a algo que no están acostumbrados a comprar o vender es o no la mejor forma de plantearse las decisiones sociales. El propio enfoque sobre cómo hacer bien la valoración contingente para evitar “sesgos” descubriendo las valoraciones monetarias reales puede ser inadecuado ya que tales valoraciones no existen previamente y es el propio ejercicio de valoración el que las define (Kahneman y Knetsch, 1992). La perspectiva de la valoración individual monetaria como “consumidores” –esta es la pregunta: ¿cuánto pagaría (o recibiría) teniendo en cuenta el coste de oportunidad en otros bienes que tienen un precio?- apela únicamente a los propios intereses y fuerza a la valoración monetaria, una perspectiva muy diferente a aquellas que dan voz a los “ciudadanos” sin darles mayor o menor peso según su poder adquisitivo y en las que el aprendizaje sobre los problemas en juego, la consideración de los intereses ajenos y los valores éticos pueden tener un papel relevante (Sagoff, 1998).

La segunda discusión de los manuales es cómo conseguir de la forma menos costosa posible los niveles deseables de contaminación (o en general de degradación ambiental). Aquí es donde aparece la preferencia absoluta por los instrumentos económicos (tales como impuestos y permisos de contaminación comercializables). Cuando en economía ambiental se utiliza un término como “impuesto pigouviano” (en alusión a Pigou, 1920) se está hablando no de un impuesto ecológico cualquiera sino de un impuesto que no sea ni demasiado grande ni demasiado pequeño sino que reduzca la contaminación justamente a su nivel óptimo. Vale la pena señalar que algunos autores – sin abandonar en absoluto la perspectiva teórica neoclásica - han hecho un ejercicio de realismo reconociendo la incapacidad práctica de determinar –ni siquiera de aproximar- los niveles de impuestos que llevarían a resultados óptimos. Es el caso de Baumol y Oates (1975) quienes dedican toda una primera parte de su libro sobre la teoría de la política ambiental a definir formalmente el sistema de impuestos óptimos a través de modelos de equilibrio general. El concepto se considera bien asentado teóricamente pero las complicaciones para su cálculo se reconocen tan grandes que en la práctica se considera que los objetivos a alcanzar son hasta cierto punto arbitrarios con un enfoque de tipo satisfactorio en el que lo que se considera aceptable se basa en juicios individuales y, con frecuencia, en compromisos (ver especialmente páginas 160-161). Lo que sí se mantiene por estos autores es un modelo de comportamiento de los agentes

económicos totalmente racional –en el sentido comentado anteriormente- de forma que las respuestas a los incentivos económicos serían perfectamente predecibles. En este marco conceptual, los instrumentos económicos no sólo son uno de los posibles tipos de instrumentos sino que se convierten en los instrumentos por excelencia dada su propiedad de “coste eficiencia”.

Por un cambio de enfoque: puntos clave

En mi opinión, los aspectos que más deben cuestionarse de la visión de manual neoclásico de la política ambiental, pueden resumirse en cuatro.

El primer aspecto, que es el núcleo de la economía ecológica, es que las interrelaciones entre el sistema económico-social no se dan sólo en casos particulares sino que son absolutamente inevitables y caracterizan a todas las actividades humanas. El sistema económico es parte de un sistema más amplio, el sistema naturaleza, restringido por las leyes físicas y caracterizado por la complejidad de los ecosistemas (ver figura) (Kapp, 1976; Daly, 1999; England, 2000). No se trata de preguntarse cómo intervenir ante determinados casos específicos de “externalidades” sino de comprender la dinámica del sistema global y sus interrelaciones con el sistema económico-social e intervenir sobre su coevolución (Norgaard, 1984; Gowdy, 1994). El abanico de las políticas “ambientales” estaría compuesto en sentido amplio por todas aquellas intervenciones orientadas a que esta coevolución sea lo menos problemática posible.

Dos implicaciones importantes de lo anterior son las siguientes. La primera es la importancia de la “escala” de la actividad humana –y no sólo de las tecnologías utilizadas- en las tensiones ambientales (Boulding, 1966; Daly, 1987); es importante, sin embargo, destacar que lo relevante es la ocupación de “espacio ambiental” –de lo cual pueden utilizarse diversos indicadores aunque no existe un índice único para medirlo- más que estrictamente el nivel de actividad económica medida por el Producto Interior Bruto o la Renta Nacional. Es verdad que hay una fuerte correlación histórica entre el nivel de actividad económica y la mayoría de indicadores agregados de uso de recurso y presión ambiental y que el crecimiento económico acaba más que contrarrestando la mayoría de mejoras parciales en la eficiencia en el uso de recursos y en la generación de contaminantes; sin embargo, no debe olvidarse que las relaciones entre crecimiento económico y problemas ambientales son complejas y no se trata en mi opinión tanto de defender el “decrecimiento económico” sin más como de discutir qué actividades económicas promover y cuales deberían reducirse sin que la evolución –

positiva o negativa- del PIB deba considerarse en sí misma una buena o mala noticia (Roca, 2007, van den Bergh, 2007). En cualquier caso, una de las decisiones de política “ambiental” más necesarias es cuestionar que el crecimiento económico sostenido (tal como lo medimos) sea un objetivo irrenunciable.

La segunda implicación es que la extracción de recursos naturales y la generación de residuos son dos caras de la misma moneda: más extracción de recursos supone inevitablemente –aunque no necesariamente periodo a periodo dada la posible acumulación de stocks- más generación de flujos residuales (Ayres y Kneese, 1969). Por tanto, la gestión de los recursos naturales y la política ambiental no son en absoluto independientes a pesar de que a nivel académico aparecen muchas veces como subdisciplinas muy separadas. Esto plantea la interesante cuestión de en qué punto es mejor intervenir. La economía neoclásica se ha centrado en actuar sobre las emisiones pero una forma de reducir las emisiones que puede ser mucho más fácil es la de reducir la extracción de recursos naturales. Sin embargo, es muy importante destacar, siguiendo a Vatn (2005, pp.383-391)), que no todas las emisiones son “homogéneas” en el sentido de que la misma cantidad de recurso da siempre lugar a la misma emisión con el mismo impacto independientemente de cómo se utilice el recurso y donde se genere la emisión.

El segundo aspecto importante se refiere al papel de los precios en la política ambiental. Gran parte del discurso económico sobre la política ambiental se ha centrado en la idea de que la condición necesaria y suficiente para afrontar los problemas ambientales sería “internalizar las externalidades” en el sentido que los costes y precios sean los correctos. Esta visión es criticable al menos por dos importantes razones. La primera –que fácilmente reconocerá cualquiera que no tenga una visión idílica del papel de los mercados- es que para algunas cuestiones es obvio que el tipo de intervención requerida es una planificación directa que fije restricciones a los comportamientos individuales. Pensemos, por ejemplo, en la ordenación urbana; como el mismo Pigou (1920) señalaba “cuando las interacciones de varias personas son altamente complejas, el Gobierno puede estimar necesario ejercer cierto control (...) Es absurdo suponer que una ciudad resultaría bien planeada si las distintas actividades de los especuladores aislados se encargasen de un trazado, lo mismo que sería absurdo esperar obtener un buen cuadro si cada centímetro de lienzo fuese pintado por un artista diferente. No puede confiarse en que una “mano invisible” logre un arreglo perfecto en todo, combinando separadamente las partes. Es por tanto necesario que una autoridad

competente intervenga y acometa los problemas colectivos de la belleza, el aire y la luz, de la misma forma que los del gas y el agua” (p. 63). La segunda razón es que la propia idea de precios “correctos” que se deriva del planteamiento neoclásico (o la expresión precios “que reflejen la verdad ecológica” que utilizan autores como Lester Brown (2001, p.245)) es extremadamente problemática. No se trata sólo de limitaciones de la información disponible que impiden en la práctica calcular los valores “óptimos”. Se trata de que el propio concepto de niveles óptimos de degradación ambiental es objetable en el plano teórico. La mayor parte de los autores que nos reclamamos de la economía ecológica y al mismo tiempo creemos que los cambios de precios tienen un papel muy importante en la política ambiental no nos planteamos encontrar o aproximarnos a los “precios correctos ecológicamente” sino simplemente utilizar unos “precios corregidos ecológicamente”; esta posición es la que aparece, por ejemplo, en los manuales de Martínez Alier y Roca Jusmet (2000) y de Common y Stagl (2005).

Los *otros dos aspectos* claves a cuestionar –muy relacionados con el anterior– son los que tienen que ver respectivamente con la visión extremadamente limitada y simplista del comportamiento humano –aspecto al cual me referiré los siguientes apartados– y con la poca preocupación por los aspectos distributivos de la política ambiental que domina actualmente el análisis económico –un aspecto fundamental que no trataré en este artículo (ver Roca, 2000).

Por una perspectiva más realista y más amplia del comportamiento económico

Una política ambiental realista y completa debe, en primer lugar, partir de la complejidad del comportamiento humano. Las personas –incluso a veces en las decisiones de tipo empresarial– no se mueven sólo por intereses personales sino también por emociones, pasiones, valores y todo tipo de motivaciones como son las normas sociales interiorizadas. Es más, como señaló Hirschman (1982), los esfuerzos que comporta participar en un determinado proyecto pueden ser vividos no como un coste sino como parte del beneficio de una determinada acción.

Con diversos términos y matizaciones, diferentes autores se han referido a la tensión entre el comportamiento que busca puramente el interés individual y un comportamiento orientado hacia objetivos sociales y basado en principios morales. Así, Vatn (2005) habla de la perspectiva del “Yo” (*I*) en oposición a la perspectiva del

“Nosotros” (*We*) y Soderbaum (2000) contraponen el *homo economicus* a la *political economic person*, mientras que Gintis (2000) utiliza los términos *homo economicus* versus *homo reciprocans*. La evidencia empírica demuestra claramente que hay muchos comportamientos no sólo no explicables con los supuestos habituales de racionalidad de la teoría económica sino en abierta oposición a dichos supuestos (Falk y Fischbacher, 2002). Para estos autores no se trata de negar totalmente la perspectiva del interés propio que ha dominado el análisis neoclásico y que conlleva que incluso las personas preocupadas por las cuestiones ambientales tiendan a olvidar estas preocupaciones en muchas de sus decisiones cotidianas. Cuando estamos hablando de bienes (o “males”) públicos (en el sentido que la teoría económica los define: que son disfrutados –o padecidos- al mismo tiempo por todo un colectivo), y especialmente cuando el colectivo afectado es muy grande, es ciertamente muy probable que se produzca lo que Kahn (1966) acertadamente caracterizó como “tiranía de las pequeñas decisiones”. Sería ingenuo negar el problema pero de lo que se trata es de destacar que las lógicas del comportamiento individual no están plenamente determinadas y se ven influenciadas por el contexto institucional. Un aspecto particularmente importante –y al que volveré en un apartado posterior- es hasta qué punto la propia elección de un instrumento de política ambiental podría afectar no sólo a las restricciones que actúan sobre los ciudadanos sino a su propia lógica de actuación.

Incluso las empresas privadas, orientadas claramente al beneficio monetario, son organizaciones a veces muy complejas con diferentes niveles de decisión y formadas por personas que reciben presiones muy diversas algunas internas de la empresa y otras externas. Pensar que la competencia empresarial determina de forma unívoca –dadas unas restricciones- las decisiones de las empresas no es –como ya se ha apuntado- justificado ni siquiera como una primera aproximación. Más bien hemos de hablar de diferentes posibles respuestas y estrategias que obviamente pueden resultar más o menos exitosas según cuál sea –y cómo evolucione- el contexto en que se mueven.

Un segundo aspecto a señalar es que en un contexto de información limitada y costosa de adquirir y procesar, y con inevitables incertidumbres, los agentes económicos se mueven buscando soluciones “satisfacientes” más que maximizadoras tal como señalaba Simon (1957) cuando hablaba de “racionalidad limitada”. Los comportamientos tenderán en muchos aspectos a ser rutinarios más que basados en el permanente “cálculo económico” de forma que los cambios de las condiciones externas

llevarán a cambios menos automáticos y previsibles de lo que se derivaría de los modelos maximizadores.

Una tipología de los instrumentos de política ambiental

Jacobs en su libro *The Green Economy* (1991) –escrito ya hace más de quince años pero que sigue siendo totalmente recomendable- distingue cuatro tipos de instrumentos de política ambiental: los mecanismos voluntarios, la regulación (término que reserva para toda medida que implica obligación legal de cumplimiento), los incentivos económicos (*financial incentives* es el término que aplica) y el gasto gubernamental. Dejando de lado el gasto gubernamental, que cambia el marco en el que se producen las decisiones de ciudadanos y empresas, lo que diferenciaría a los instrumentos sería precisamente si existe o no o bien una penalización a los que no cumplen una obligación (como en la regulación) o bien un sistema de bonificaciones y/o penalizaciones económicas según el comportamiento adoptado (como en los incentivos económicos).

Esta clasificación es un buen punto de partida aunque las fronteras no siempre son claras y algunos instrumentos podrían clasificarse en una u otra categoría. Así, los subsidios son clasificados por Jacobs como gasto gubernamental pero también podrían clasificarse como incentivo económico. La responsabilidad por daños ambientales la clasifica como una forma de regulación pero seguramente sería mejor hablar de incentivo económico al representar una aplicación del principio “quien contamina paga” y así fomentar la prevención de daños. Los mercados de permisos de contaminación (o de cuotas pesqueras) son considerados adecuadamente como incentivos económicos -y ciertamente no obligan a nada individualmente en la medida en que los permisos pueden ampliarse comprando en el mercado- pero globalmente representan una regulación normativa del total de permisos.

Como Jacobs (1991) destaca, no debe pensarse en que un tipo de instrumento siempre es superior a los otros ni que se trata de tipos de instrumentos en general excluyentes entre sí. El peso que debe tener cada instrumento es una cuestión a determinar en cada caso concreto desde el punto de vista práctico –evaluando ventajas y desventajas- y no desde el punto ideológico. En cualquier política ambiciosa habrá normalmente un papel importante para los cuatro tipos de instrumentos. Por ejemplo, el encarecimiento del uso de carburantes mediante los impuestos es un componente fundamental en cualquier política de reducción del uso del transporte privado a favor

del transporte público y de los desplazamientos a pie y en bicicleta. Sin embargo, contar sólo con éste u otros incentivos económicos es claramente insuficiente. En la Unión Europea los impuestos sobre la gasolina y el gas-oil son elevados y ello no ha impedido que el sector del transporte sea el más problemático en términos de aumento del uso de la energía y de las emisiones de gases invernadero. Los impuestos se podrían aumentar aunque es difícil pensar en aumentos políticamente imaginables que por sí mismos sean suficientes para reducir de forma importante el uso del coche. Sin fuertes intervenciones regulatorias y grandes gastos en transporte público (que pueden verse como subvenciones a este tipo de transporte) no pueden esperarse resultados apreciables.

Algunas implicaciones de los “modelos realistas” de comportamiento

La primera implicación de una visión realista del comportamiento humano es que los mecanismos voluntarios tienen un potencial limitado pero mucho más grande de lo que podría pensarse.

Las “preferencias” no son algo dado o inmutable ni sobre lo que no quepa discutir sino que pueden cambiarse con el debate, la información y la persuasión. Es más, las “sanciones” a determinados comportamientos no sólo son las formales sino que pueden derivar de la presión social. Los comportamientos cambian pero en muchos casos tienden a repetirse en forma de hábitos lo que es una dificultad para implantar nuevas actitudes pero –como aspecto positivo- comporta que una vez adoptadas tienden a permanecer sin un cálculo permanente de pros y contras. Un buen ejemplo es el de las políticas basadas en la separación voluntaria de residuos. Si aplicamos un modelo económico de “racionalidad” individual fácilmente concluiremos que asumir costes para tener un efecto prácticamente inapreciable en el resultado colectivo será “irracional” y, en consecuencia, nadie participará. En realidad, la participación voluntaria puede ser muy grande y será extremadamente variable según el contexto social y según cómo se introduzca la política: nivel de información, percepción de sus posibles resultados,...

Incluso en el terreno empresarial, en el que tiene un papel mucho más relevante el cálculo monetario, no debemos descartar las posibilidades de cambios voluntarios de comportamiento derivadas fundamentalmente de dos motivaciones. La primera es la propia búsqueda de reducción de costes monetarios ya que pueden existir muchas posibilidades de reducir los impactos ambientales y al mismo tiempo reducir costes privados especialmente en el campo de la mejora de la eficiencia en el uso de los

recursos. Estas posibilidades *winwin* son en principio descartables en un modelo basado en empresas minimizadoras de costes pero son perfectamente posibles en un mundo de información limitada en el que dominan las rutinas y las empresas se conforman con resultados que consideran satisfactorios. En este sentido es ilustrativa la polémica entre los que, partiendo de un modelo neoclásico, se niegan a dar relevancia a estas posibilidades y los que defienden la “hipótesis de Porter” que acertadamente dan importancia a las situaciones *winwin* (aunque probablemente exagerando su alcance) (ver las dos posturas en Palmer, Oates y Portney. (1995) y Porter y van der Linde (1995) respectivamente).

La segunda motivación reside en la preocupación de la empresa por su “imagen” (ya que los consumidores no se preocupan única y exclusivamente por las características en precio y prestaciones de los bienes que compran sino que también pueden tener en cuenta consideraciones ambientales), factor que puede actuar de forma positiva aunque, dada la información asimétrica, las empresas tienen interés en (y oportunidades de) “verdear su imagen” sea cual sea su comportamiento efectivo por lo que es importante que dicho comportamiento sea sometido a escrutinio público.

Otra implicación importante es el tipo de motivaciones que generan las regulaciones normativas. En una visión estrecha podríamos pensar que la única motivación para cumplir las normativas deriva de un “cálculo económico” en el sentido de que simplemente se compararán los costes de cumplir la norma con los costes esperados de no cumplirla, es decir, el producto de la probabilidad de ser “descubierto” por la sanción en caso de ser descubierto (ajustado probablemente según el nivel de aversión al riesgo de quien toma la decisión). Ciertamente, el planteamiento capta dos elementos extremadamente importantes para el grado de cumplimiento: la mayor o menor efectividad en controlar los incumplimientos y la mayor o menor sanción en caso de incumplimiento. Sin embargo, las cosas son mucho más complicadas y no sólo por los problemas de información para tal cálculo sino también porque las motivaciones son más complejas. El cumplimiento de muchas normas se produce en muchos casos de forma directa sin ningún cálculo de costes y beneficios (y de hecho si no fuese así difícilmente podría funcionar una economía) pero ello varía mucho según el contexto institucional el cual determinará diferentes percepciones sobre la legitimidad de dichas normas. Por ello no sólo es importante cuáles son las normas, el nivel de inspección y de sanciones sino también cuestiones como el proceso que lleva a instaurar dichas

normas, lo que podemos llamar la “calidad” en el proceso de decisión sobre las políticas.

Por lo que se refiere a los incentivos económicos, la principal implicación es que sus efectos son menos automáticos de lo que podría esperarse. Por ejemplo, la afirmación taxativa de que los impuestos (o los permisos de contaminación comercializables) llevan a que una determinada reducción de la contaminación se produzca de la forma menos costosa económicamente debe matizarse. Como afirma el mismo Jacobs (1991), las respuestas empresariales efectivas dependen de muchos factores como son el nivel de información, las rutinas existentes o las mayores o menores presiones competitivas que tenga la empresa. No es en absoluto descartable que las empresas respondan a veces de forma poco “racional”, desaprovechando oportunidades de reducir la factura impositiva por vías que supongan costes monetarios adicionales inferiores al ahorro fiscal. Así, uno de los principales argumentos a favor de los incentivos económicos respecto a la regulación sigue siendo muy relevante –por supuesto en principio es mejor conseguir lo mismo con menos costes económicos- pero debe considerarse más detalladamente caso a caso.

También podemos encontrar casos en sentido contrario: incentivos económicos que generan más respuesta de la que sería previsible. Esto se puede dar, por ejemplo, cuando se pasa de una situación en que un comportamiento no genera costes monetarios a quien toma la decisión a otra situación en que le representa un muy pequeño coste monetario económicos. Así, gravar con un pequeño impuesto las bolsas de plástico en los comercios (como se ha hecho en Irlanda y otros países) o introducir un sistema obligatorio de depósito-devolución-retorno (como existe para los envases en muchos países) puede tener un efecto inicial radical en los cambios de comportamiento que luego se transmiten socialmente por rutina. En estos ejemplos la efectividad del incentivo económico probablemente es en gran medida independiente del nivel concreto del incentivo y depende sobre todo de su existencia, de que algo que era gratuito deje de serlo.

Otra cuestión relevante es que unos incentivos económicos pueden ser más perceptibles que otros aunque “objetivamente” sean inferiores. Veamos un ejemplo práctico. Supongamos que queremos reducir el consumo de carburante. El instrumento fiscal en teoría más efectivo es sin duda gravar más el carburante y esperar que ello influya en el doble sentido de favorecer compras de vehículos menos consumidores y de utilizar menos los vehículos. Parecería en principio absurdo gravar diferencialmente la

contaminación potencial de los vehículos (como se hace tras la reciente reforma del impuesto de matriculación español que en el 2008 varia entre el 0 y el 14,75% del precio según los tramos de emisiones medias previstas en gCO₂/km) ya que supone tratar por igual a los que utilizan mucho o poco el coche. Sin embargo, se puede dudar de que los compradores de vehículos los comparen calculando el gasto diferencial (además incierto) de carburante a lo largo de toda su vida útil y, en cambio, quizás reaccionen de forma más importante a una diferencia perceptible en su coste fijo en la compra inicial. Además, la diferencia de fiscalidad según el nivel de contaminación puede servir como una forma de dar publicidad (que los propios vendedores de coches exentos del impuesto de matriculación ya se encargan también de publicitar) a una característica que algunos compradores están predispuestos a tener en cuenta por motivaciones diferentes a los incentivos económicos individuales.

¿Pueden los incentivos económicos ser contraproducentes?

Las motivaciones humanas no sólo son complejas sino que podrían también verse influidas por los propios instrumentos de política ambiental escogidos. En algún caso, la aplicación de un instrumento podría conllevar más efectos de los previstos como hemos visto cuando una señal económica difunde una información que estimula una predisposición previa a un determinado cambio de comportamiento. Pero también podría ser que un determinado instrumento tuviese menos efecto del previsto o incluso fuese contraproducente por afectar negativamente a otras motivaciones. Esta es la preocupación de diferentes autores. Así, según Vatn (2005), debe discutirse si “*los instrumentos políticos* usados para influir en el comportamiento (...) pueden verse como neutrales” o si –como él piensa- pueden influir también “afectando las motivaciones y racionalidades que están “activadas”” (p. 209); en el mismo sentido, Gowdy y Ericsson (2005) plantean que “los incentivos son importantes, pero no sólo los incentivos de precios. De hecho, los incentivos de precios podrían no ser el medio más eficiente para cambiar el comportamiento de mercado y, a veces, pueden tener considerables consecuencias perversas. Actores considerados racionales en sentido amplio responden a una variedad de incentivos en una variedad de formas” (p. 19).

Weck-Hannemann y Frey (1995) desarrollan el argumento de forma más detallada y bastante matizada considerando que “bajo algunas condiciones, la aplicación de tributos sobre las emisiones o de licencias comercializables conduce a un efecto perverso, es decir, las condiciones ambientales empeoran” (p.173). El argumento

general es que crear incentivos económicos podría “erosionar” la responsabilidad individual respecto al medio ambiente o la “ética ambiental” que hay detrás de muchos comportamientos. Cuando ello afecta la propia área sobre la que se actúa utilizan el término de efecto *crowding out* y cuando afecta a otros comportamientos con efectos ambientales hablan de efecto *spillover*.

Un ejemplo relevante del primer tipo de efecto sería cuando se introducen lógicas de cálculo económico individual para gestionar recursos que previamente eran gestionados de forma comunitaria (aquí es útil recordar la distinción entre explotación de un recurso en situación de “libre acceso” y en situación de “propiedad común” que admite la posibilidad de crear mecanismos efectivos de regulación social: Aguilera, 1991). No es descartable que la lógica del interés privado mine los mecanismos tradicionales de gestión y acabe siendo contraproducente, aunque aquí no se trata tanto de mera introducción de incentivos como de cambio de régimen de regulación (Vatn, 2005). También podría ser –aunque es menos probable- que cuando los ciudadanos tienen previamente una fuerte motivación por participar en una política ambiental respondan contrariamente a lo esperado si se introducen incentivos monetarios. Por ejemplo, si se establece –como hace algún ayuntamiento- que aquellos que lleven residuos a un punto de recogida selectiva se beneficien de descuentos en los tributos de gestión de residuos, entonces podría ser que los ciudadanos pasen a pensar en términos de si el precio pagado –la bonificación fiscal- compensa o no el coste del desplazamiento. En un caso como éste, la posibilidad de un efecto contraproducente existe pero –insisto- me parece muy improbable y lo esperable es que los incentivos monetarios refuercen otro tipo de incentivos. Lo que sí me parece totalmente fuera de lugar es pensar que un aumento de impuestos a la gasolina pueda ser contraproducente porque disminuye la responsabilidad al crear la respuesta psicológica de pensar que el pago impositivo ya da permiso para contaminar como argumentan Bazin *et al.* (2004); estos autores llegan a defender la hipótesis –sin presentar ninguna evidencia empírica- de que aumentos de los precios de la gasolina derivados de aumentos impositivos tengan un efecto sobre la demanda diferente de aumentos equivalentes de precios debidos a cambios en los precios internacionales (Bazin *et al.* (2005) en su respuesta a las críticas de Okey y Wright (2005)). Visto al revés: ¿se piensa seriamente que unos impuestos más bajos –como en los Estados Unidos respecto a la Unión Europea o como en España en comparación a muchos otros países de la UE- fomentan mayor responsabilidad individual respecto a los impactos del transporte privado?

El argumento del efecto *spillover*, más difícil de contrastar empíricamente, se refiere a los efectos negativos que la introducción de instrumentos basados en incentivos individuales pueden tener no tanto en la propia área en que se aplican sino en otras áreas al debilitar o destruir la ética ambiental que considera como una cuestión moral –y no de interés propio- la conservación ambiental. No se debe despreciar este argumento simplemente apelando a incontestables afirmaciones (que de todas formas deben recordarse) como que, por ejemplo, introducir un impuesto sobre la contaminación supone pasar de contaminar a precio cero a hacerlo pagando un precio positivo. Sin embargo, tampoco hay que exagerar y, aunque es difícil generalizar, mi hipótesis es más bien que –al menos en el caso de los países en los que los mercados tienen un papel económico fundamental- el desarrollo de los incentivos económicos ambientales prospera en general más donde hay más conciencia ambiental y no va en detrimento de ésta sino que el propio debate sobre la necesidad de penalizar económicamente los daños ambientales contribuye a la conciencia ambiental. La cuestión requeriría más investigación.

Seguramente el área que más polémicas despierta es la creación de nuevos mercados para gestionar recursos naturales y ambientales. Las preocupaciones que despiertan estas propuestas son de dos tipos. La primera representaría una objeción global de principio: cualquier uso de los mercados debería considerarse inmoral u objetable en sí mismo (incluso –aunque esto es menos frecuente actualmente que hace unas décadas- podría objetarse que cualquier tributo ambiental representa dar permiso para contaminar a cambio de pagar y, por tanto, debería rechazarse por una cuestión de principios). La segunda postura, más matizada, advierte de los potenciales peligros de dichos instrumentos de forma que deberían estudiarse con detalle sus ventajas y desventajas (incluyendo sus efectos sobre la conciencia ambiental y también los potenciales efectos distributivos negativos si existen). Veamos un ejemplo. Supongamos que se decide limitar la afluencia a determinados espacios naturales. Una forma de gestionar dicha política es poniendo un precio de entrada lo suficientemente elevado para conseguir que la afluencia no supere un determinado nivel –es decir, racionando según las posibilidades y disponibilidades de pago. Esta política es simple y flexible –lo cual son buenas ventajas- pero, desde luego, no neutra ya que raciona según el poder de compra y convierte en mercancía algo que antes estaba fuera del mercado cuando un cambio hacia una sociedad más igualitaria y sostenible más bien implicará “desmercantilizar” muchas cosas. Por ello podrían ser más adecuadas otras alternativas

de restricción de afluencia como las listas de espera o incluso los sorteos entre los interesados.

Otro caso de introducción de mercados es el de los permisos de contaminación. Aquí incluso el lenguaje debe considerarse importante. En inglés se utiliza normalmente el término *pollution allowances* mientras en español es habitual el de “derechos de contaminación” cuando sería mejor hablar de “licencias” o “permisos”, términos que tienen una diferente connotación: no es lo mismo tener derecho a hacer algo que obtener una licencia temporal para hacerlo. A veces se rechaza que sea el mercado el que defina los niveles de contaminación aunque lo que normalmente se propone es que sea la administración pública quien, en una decisión política, fije la “oferta” de permisos que limita el total de contaminación mientras el mercado determinará su distribución entre focos de contaminación (una cosa ambientalmente irrelevante en el caso de contaminantes globales aunque importante en el caso de contaminantes de efectos más locales-regionales). En este sentido no es lo mismo fijar un objetivo tímido que un objetivo ambicioso como no es lo mismo distribuir gratuitamente que subastar los permisos iniciales.

Un caso particular e importante es el del desarrollo actual de los llamados “mercados de carbono” que debe valorarse con cuidado huyendo, desde luego, de la visión apologética que a veces domina pero sin caer tampoco en una oposición radical basada en principios generales. En realidad bajo dicho término se agrupan varios tipos de transacciones cada una de las cuales que deben valorarse en su contexto (Roca, 2008; Chafe y French, 2008). No es lo mismo introducir la posibilidad de intercambios en el contexto de un objetivo ambicioso, realmente mundial y que parta de principios de distribución inicial equitativos como se ha planteado en diversas ocasiones (ver, por ejemplo, Agarwal y Narain (1991) y Baer, et al. (2000)) que en el contexto de objetivos extremadamente tímidos, limitados a una parte del mundo y con una distribución basada básicamente en el *status quo* inicial. En este sentido, algunas características de los “mecanismos de flexibilización” tal cómo se han introducido a partir del protocolo de Kioto son particularmente negativas, entre ellas se pueden destacar la extrema generosidad con que algunos países del llamado anexo I –en especial Rusia- fueron tratados ya que tienen un compromiso –estabilizar sus emisiones respecto a las de 1990- que, dada la gran reducción de las emisiones que siguió al hundimiento de su sistema económico, significa que tienen una gran cantidad de permisos excedentes que pueden vender sin haber realizado ningún esfuerzo específico. Otro elemento clave es el papel

del llamado “mecanismo de desarrollo limpio” (*clean development mechanism*) que comporta que los países más contaminadores (del anexo I) puedan obtener créditos de emisiones –es decir, puedan exceder sus permisos de emisión- mediante la adquisición de créditos derivados de inversiones que conlleven menos emisiones (o mayor absorción de carbono) en los países de fuera del anexo I. Además de los problemas técnicos para demostrar la “adicionalidad” de dichos proyectos, ello supone que las transferencias monetarias de los países más contaminadores a los menos contaminadores para favorecer tecnologías más “limpias” no se ven como una obligación complementaria a los esfuerzos para cumplir con cambios tecnológicos y de estilos de vida los objetivos internos sino una forma de sustituir –al menos parcialmente- dichos esfuerzos. Los inversores se orientarán lógicamente a minimizar el coste de los certificados para obtener el máximo excedente olvidando cualquier otro aspecto de posibles efectos ambientales y sociales de los proyectos. Las demandas de los países pobres para recibir dinero para llevar a cabo determinados proyectos con efectos globales positivos o para asumir el coste de oportunidad financiero de no llevar a cabo proyectos con efectos negativos son muy justificados pero la canalización de fondos internacionales mediante los mercados no es la forma más interesante de seleccionar los proyectos. Por otro lado, la Unión Europea aprobó en 2003 una directiva sobre comercio de “derechos de emisión” (Roca, 2008). Vale la pena destacar que su introducción generó inicialmente una fuerte oposición de la mayoría de sectores empresariales (aunque no unánime) que vieron por primera vez que el tema “iba en serio” ya que contaminar podía suponer importantes costes monetarios. En síntesis, la directiva estableció que un número muy importante de instalaciones de sectores clave tendrían un número de derechos de emisión (un derecho equivale a una tonelada CO₂) limitados y para superarlos deberían comprarlos a otras instalaciones que emitan menos de lo permitido por sus derechos o, en caso contrario, pagar una importante multa. El nuevo mercado se introdujo en dos fases: 2005-2007 y 2008-2012. La experiencia con la que se saldó la primera fase fue decepcionante ya que, después de una situación en la que el precio se movió entorno a los 20-30 euros/ tonelada de CO₂ dando una “señal” económica significativa, a partir de mediados del 2006 el precio se hundió y a finales del 2007 los derechos de emisión casi se regalaban. La explicación está, desde luego, en un reparto –gratuito- de las licencias de contaminación excesivamente generoso. En el contexto de la UE y en vistas al futuro, probablemente lo más interesante es reformar este instrumento para que dé un potente señal económico para las empresas penalizando

las emisiones y/o premiando sus esfuerzos de reducción que no renunciar a su utilización. Posibles pasos en esta dirección serían: fijar objetivos totales más ambiciosos; aumentar la subasta de licencias frente al reparto gratuito; incorporar otros sectores económicos; derogar la directiva de vinculación que permite computar como licencias de emisión los créditos adquiridos según el “mecanismo de desarrollo limpio”,...

Comentario final

La economía neoclásica ha idealizado el papel del cálculo económico y también de los incentivos económicos en el diseño de la política ambiental. En este artículo he argumentado que la crítica a este enfoque permite rechazar la idea de un nivel de protección “óptimo” pero que, en cambio, dentro del conjunto de instrumentos de política ambiental no debe descartarse en absoluto el uso de los incentivos económicos. Al contrario, mi opinión es que debe hacerse un uso mucho más intensivo de los incentivos económicos sin descartar ninguno de ellos por cuestiones de principio aunque siendo conscientes de que los efectos de los diferentes instrumentos son complejos y que en su evaluación hemos de tener en cuenta su diseño específico y utilizar diferentes criterios.

Referencias bibliográficas

- Agarwal, A. y Narain (1991), S., *Global warming in an unequal world. A case of environmental colonialism*, Centre for Science and Environment, New Delhi, India.
- Aguilera F. (1991), "¿La Tragedia de la propiedad común o la tragedia de la malinterpretación en economía?", *Agricultura y Sociedad*, n. 61, pp. 157-181.
- Aguilera Klink, F. (1992), "Precisiones conceptuales sobre economía ambiental: una relectura de Pigou y Coase", *Revista de Economía*, n. 14, pp. 32-36.
- Alchian, A. (1950), "Uncertainty, evolution and economic theory", *Journal of Political Economy*, vol. 58, pp. 211-222.
- Ayres R. U. y Kneese A. V. (1969), "Production, Consumption and Externalities", *American Economic Review*, junio, pp. 282-297.
- Baer, P. et alt. (2000), "Equity and Greenhouse Gas Responsibility", *Science*, vol. 289, September.

- Baumol, W.J. y Oates, W.E. (1975), *La teoría de la política económica del medio ambiente*, Antoni Bosch editor, Barcelona, 1982.
- Bazin, D., Ballet, J. y Touahri, D. (2004), "Environmental responsibility versus taxation", *Ecological Economics*, Volume 49, Issue 2, 1 June, Pages 129-134
- Bazin, D., Ballet, J. y Touahri, D. (2005), "Psychological effect of taxation and responsibility. A reply to Thomas A. Okey and Bruce A. Wright", *Ecological Economics*, Volume 53, Issue 3, 15 May, Pages 295-298
- Boulding, K.E. (1966), "La economía de la futura nave espacial Tierra" en Daly, H.E. (comp), *Economía, ecología, ética*, Fondo de Cultura Económica, México, 1989.
- Brown, L. (2001), *Ecoeconomía*. Centre UNESCO de Catalunya, Barcelona 2002.
- Carson, R.; Mitchlell, R.; Hanemann, M.; Kopp, R.; Presser, S. y Rudd, P. (2003). "Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez". *Environmental and Resource Economics*, 25.
- Chafe, Z. y French, H. (2008), "Mejorar los mercados de carbono" en Worldwatch Insitute, *La situación del mundo 2008*, editorial icaria, 2008.
- Coase, R. (1960), "El problema del coste social", en Aguilera Klink, F. y V. Alcántara (edits.), *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Icaria, Barcelona, pp. 65-124.
- Coase, R.H. (1937), "La naturaleza de la empresa" en R.H.Coase, *La empresa, el mercado y la ley*, Alianza Editorial, 1994.
- Common, M. and Stagl, S. (2005), *Ecological Economics. An introduction*, Cambridge University Press.
- Daly, H. E. (1987), "The Economic Growth Debate: What Some Economist Have Learned But Many Have Not", *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 14, n.4, 1987: 323-336.
- Daly, H. E. (1999), "Steady-state economics: avoiding uneconomic growth" en J.C.J.M. van den Bergh (ed), *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Edward Elgar, Chelktenham, UK.
- England, R.W. (2000), "Natural capital and the theory of economic growth", *Ecological Economics*, vol. 34, pp. 425-431.
- Gintis, H. (2000), "Beyond Homo economicus: evidence from experimental economics", *Ecological Economics*, Volume 35, Issue 3, December, Pages 311-322

- Gowdy J.M. (1994), *Coevolutionary Economics: The Economy, Society and the Environment*. Kluwer Academic Publishers.
- Gowdy, J. and Erickson, J. (2005), "Ecological economics at a crossroads", *Ecological Economics*, Volume 53, Issue 1, 1 April, Pages 17-20
- Hirsch, F. (1976), *Los límites sociales al crecimiento*, Fondo de Cultura Económica, México, 1983.
- Hirschman, A.O. (1982), *Interés privado y acción pública*. Fondo de Cultura Económica, México, 1986.
- Jacobs, M. (1991), *La economía verde*, Editorial Icaria, Barcelona, segunda edición, 1997.
- Kahn, A- E. (1966), "The tyranny of small decisions: market failures, imperfections, and the limits of economics", *Kylos* 19:23-47.
- Kahneman, D. y J.L. Knetsch (1992), Valuing public goods: the purchase of moral satisfaction, *Journal of Environmental Economics and Management*, Vol. 22, n.1, pp. 57-70.
- Kapp K. W. (1976), "El carácter de sistema abierto de la economía y sus implicaciones", en Dopfer K. (Ed.), *La economía del futuro*. F. C. E. México, 1978.
- Falk, A. y U. Fischbacher (2002), "The Economics of Reciprocity: Evidence and Theory" en Freeman, R. B., *Inequality around the world*, Palgrave, Macmillan.
- Lavoie, M. (1992), *Foundations of Post-Keynesian Economic Analysis*, Edward Elgar.
- Martínez Alier, J. y Roca Jusmet, J. (2000), *Economía ecológica y política ambiental*, 2000, Fondo de Cultura Económica, México (2001, segunda edición corregida y aumentada, última reimpresión 2006).
- Max-Neef, M.A. (1986), *Desarrollo a escala humana. Conceptos, aplicaciones y algunas reflexiones*. Icaria Editorial.1994.
- Mishan E. J. (1971), "The postwar literature on externalities: An interpretative essay", *Journal of Economic Literature*, vol. XII, Nº1, pp.1-28.
- Norgaard R. (1984), "Coevolutionary Development Potential", *Land Economics*, Vol. 60, No. 2, Mayo, pp. 160-173.
- Okey, T. A. and Wright, B. A. (2005), "Sufficient fuel taxes would enhance ecologies, economies, and communities", *Ecological Economics*, Volume 53, Issue 1, 1 April, Pages 1-4

Palmer, K., Oates, W.E. y Portney, P.R. (1995), "Tightening Environmental Standards: The Benefit-Cost or the No-Cost Paradigm?" en Stavins, R. N. (ed), *Economics of the Environment, Selected Readings*, W. W. Northon and Company, New York and London, cuarta edición, 2000.

Pigou A. C. (1920), *The Economics of Welfare*. Macmillan, London (la cita corresponde a los extractos contenidos en Aguilera, F. y Alcántara V. (comps.), (1994). *De la economía ambiental a la economía ecológica*, Icaria-Fuhem. Barcelona.

Porter, M. y van der Linde, C. (1995), "Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship" en Stavins, R. N. (ed), *Economics of the Environment, Selected Readings*, W. W. Northon and Company, New York and London, cuarta edición, 2000.

Roca Jusmet, J. (2000), "Instrumentos para una economía más sostenible: mercados y política ambiental" en Bermejo, R. y Garcia Espuche, A. (ed), *Hacia una economía sostenible*, Centre de Cultura Contemporànea de Barcelona/Bakeaz, Barcelona.

Roca Jusmet, J. (2007), "La crítica al crecimiento económico desde la economía ecológica y las propuestas de decrecimiento", *Ecología Política*, n. 33.

Roca Jusmet, J. (2008), "Cambio climático: el protocolo de Kioto, la directiva europea de comercio de derechos de emisión y la situación española" en Sempere, J. y Tello, E. (coord.), *El final de la era del petróleo barato*, editorial Icaria.

Simon, H.A. (1957), *Models of Man, Social and Rational: Mathematical Essays on Rational and Human Behavior in a Social Setting*, New York, Wiley and Sons.

Söderbaum, P., (2000), *Ecological Economics*, Earthscan, London.

Tversky, A. y Kahneman, D (1979), "Prospect Theory: An Analysis of Decisions Under the Risk", *Econometrica*, Vol.47, núm. 2, pp. 263-291.

van den Bergh, J. C. J. M., Faber, A., Idenburg, A. M. y Oosterhuis, F. H. (2007), *Evolutionary Economics and Environmental Policy*, Edward Elgar ed.

Van den Bergh, J. C. J. M., Ferrer-i-Carbonell, A. y G. Munda (2000), "Alternative models of individual behaviour and implications for environmental policy", *Ecological Economics*, vol. 32, n. 1, pp. 43-62.

van den Bergh, Jeroen C.J.M., "Abolishing GDP" (2007). Free University of Amsterdam - Department of Spatial Economics *TI Discussion Paper No. 07-019/3*

Varian, H. (1990): *Microeconomía intermedia*, Antoni Bosch 1998.

Vatn, A. (2005), *Institutions and the Environment*, Edward Elgar ed.

Weck-Hannemann, H. y Frey, B. S. (1995), “Are Incentive Instruments as Good as Economist Believe?” en Bovenberg, L. y Cnossen, S., *Public Economics and the Environment in an Imperfect World*, Kluwer Ac. Pub.