

ASPECTOS ECONOMICOS DE LAS COOPERATIVAS MEDIOAMBIENTALES PARA AGRICULTORES

Por
LOUIS H. G. SLANGEN (*)

I. INTRODUCCION

Además de productos comercializables, como alimentos, plantas ornamentales y materias primas, la agricultura y la horticultura holandesa producen bienes no comercializables que tienen que ver con la naturaleza, con el paisaje y con la calidad del suelo, del agua y del aire. Estos resultados tienen el carácter de efectos externos y son la consecuencia de una forma determinada de usar la tierra agrícola. Los paisajes agrícolas, como los denominados «paisajes en pequeña escala» (caracterizados por pequeñas explotaciones rodeadas de setos o de cortinas arboladas) y las turberas con pequeñas parcelas y amplias zanjas, son la consecuencia de una forma de explotación agraria típica de la época en que el uso de la tierra estaba relativamente descapitalizado, se realizaba en pequeña escala y era intensivo en mano de obra. Estas zonas, valiosas desde el punto de vista del paisaje y de la naturaleza, pueden considerarse un efecto externo positivo de la agricultura del pasado.

(*) Universidad de Wageningen. Departamento de Economía Agraria. El autor desea agradecer los valiosos comentarios de Alison Burrell sobre este artículo.

- Revista de Estudios Agro-Sociales. Núm. 168 (abril-junio 1994).

La agricultura mecanizada e intensiva moderna no sólo ha empobrecido la naturaleza y el paisaje, sino que también ha afectado a la calidad del suelo, el agua y el aire. Estas consecuencias de una modalidad de agricultura que influye negativamente en la variedad del paisaje y en la calidad del ecosistema pueden considerarse efectos externos negativos de la agricultura contemporánea.

El conjunto de la naturaleza y el paisaje y de la calidad del suelo, del agua y del aire se define como «medio ambiente». Las características técnicas de esta «mercancía» (la exclusión y la rivalidad) permiten calificar el medio ambiente como bien público. Los efectos externos y la condición de bien público son las causas del fracaso del mercado y, por tanto, explican la intervención de la Administración (Broadway y Bruce, 1989, pág. 15).

Esta intervención no está exenta de problemas. Se valora en función de los objetivos y de los medios utilizados. El efecto, la eficacia y la eficiencia son pautas importantes que debería utilizar la Administración al elegir los medios y medidas que va a utilizar. La cuestión que se plantea es si sobre la base de estos criterios puede utilizarse un instrumento que permita el objetivo fijado (por ejemplo, la conservación de la naturaleza y del paisaje y de la calidad del suelo, el agua y el aire). Debe recordarse que donde hay efectos externos los costes de transacción pueden ser altos (Just y cols., 1982, pág. 281).

En la sección 2 del presente trabajo se aborda la evolución de la agricultura holandesa desde 1950, con el correspondiente uso de la tierra y el impacto sobre el medio ambiente. En la sección 3 se estudian el fracaso del mercado y la causa de la intervención de la Administración. En la sección 4 se exponen la justificación y los criterios para el análisis de tal intervención. En la sección 5 se investigan soluciones distintas de la intervención. En este contexto, se examina la teoría económica de los «clubes». En la sección 6 se desarrolla la teoría de los clubes en el ámbito medioambiental, esto es, el concepto de «cooperativa medioambiental». En la sección 7 se abordan los medios a disposición de las cooperativas medioambientales. Se valoran sistemas alternativos de regulación del medio ambiente, desde el punto de vista de la legitimidad, la eficacia y la eficiencia. El análisis se centra en los considerables ahorros en los

costes de transacción en favor de la Administración. En la sección 8 se abordan las ventajas de las modalidades de cooperación basadas en los acuerdos y en los permisos transferibles, en comparación con la regulación directa y las cargas. El artículo concluye con un resumen y unas conclusiones.

II. DESARROLLO DE LA AGRICULTURA Y LA HORTICULTURA HOLANDESAS

A partir de 1945, especialmente en los decenios de 1960 y 1970, hubo un acusado incremento de las rentas reales. Por una parte, esta situación constituyó un estímulo para la agricultura; por otra, el incremento del coste de la mano de obra impuso la necesidad de desarrollar y aplicar técnicas que ahorrasen costes laborales y permitiesen incrementar la producción, con el fin de evitar un desfase respecto del nivel de rentas predominante en otros sectores. En la práctica, los resultados producidos pueden enumerarse así:

- *Mecanización.* A partir de 1950, las fuertes presiones económicas a favor del incremento de la productividad del trabajo se manifestaron en el empleo de un número creciente de máquinas cada vez mayores. Había, pues, que adaptar la tierra y el paisaje. Se acentuó el proceso de reasignación de la tierra, que hasta entonces se había desarrollado a escala limitada (Heijman y cols., pág. 449). Las parcelas se hicieron mayores, se rellenaron las zanjas, se eliminaron las cortinas de arbolado, se drenaron los suelos húmedos, se aplicaron técnicas agronómicas a la mejora de los perfiles del suelo y se cambiaron de emplazamiento las construcciones agrarias.
 - *Intensificación del uso de la tierra.* Hacia 1900 había en los Países Bajos unas 600.000 hectáreas de tierras baldías. El proceso de recuperación de las mismas para la agricultura y la silvicultura finalizó hacia 1960. En 1985, las tierras baldías sumaban 150.000 hectáreas (CBS, 1989, pág. 10). Su puesta en cultivo y reasignación fueron la causa de que ciertos ecosistemas con un bajo contenido de nutrientes, como los dominados por el brezo o el *blue grass*, que antes tenían una pre-
-

sencia importante en el paisaje, se transformasen en ecosistemas ricos en nutrientes o quedasen relegados a la periferia de las zonas rurales.

Algunas parcelas, especialmente en las zonas de labor, estaban muy estercoladas. Otras, en cambio, estaban ligeramente abonadas o incluso empobrecidas por la eliminación de la turba o la práctica del pastoreo durante varias horas al día. En este último sistema, el abono se recogía de los establos, en los que el ganado pasaba la mayor parte del tiempo. Unas parcelas estaban secas, otras eran húmedas o incluso estaban inundadas. En la actualidad, casi toda la tierra recibe gran cantidad de fertilizante y se encuentra bien drenada. Se han normalizado conforme a determinados parámetros la fertilización, la humedad, la intensidad del pastoreo, la forma y la dimensión de las explotaciones y la «escala del paisaje».

- *Especialización y aumento de escala.* A escala individual, la especialización se ha manifestado en la postergación de la explotación agrícola mixta y el aumento de escala de la actividad. Este aumento de escala se refleja en el mayor número de cabezas de ganado y en el incremento de la superficie dedicada al cultivo y de la dimensión de las parcelas y explotaciones. El coste por unidad de producto explica en buena parte esta evolución. El corolario ha sido la especialización de regiones enteras en un determinado segmento productivo. Bajo la influencia del mercado común, los sectores productivos se han concentrado en las áreas con menores costes de producción. Este proceso de concentración es lento, pero continuo. En los Países Bajos, la agricultura industrializada, la horticultura de invernadero y la ganadería vacuna se han desarrollado a expensas de las tierras de labor y de los huertos. El complejo de invernaderos de Westland y la agricultura industrializada que se desarrolla en Noord Brabant son claros ejemplos de las consecuencias de la especialización regional. La búsqueda de ventajas económicas de coste en el sector privado puede inducir desventajas económicas colectivas que los responsables de la toma de decisiones no tienen que afrontar.
-

- *Uso creciente de consumos intermedios distintos de los factores* La intensificación del uso de la tierra mencionada se ha traducido en el empleo de consumos intermedios distintos de los factores: piensos mixtos y concentrados, fertilizantes y plaguicidas. El empleo de estos productos por hectárea se multiplicó por 2,6 entre 1965 y 1988 (Slangen, 1992, pág. 334). Su uso ha sido la causa de la contaminación ambiental de origen agrícola. Esta tendencia colisiona con la conservación de la naturaleza, del paisaje y de la calidad del suelo, el agua y el aire. La intensificación de la aplicación de fertilizantes químicos y naturales y de productos fitosanitarios no es el único elemento que amenaza la diversidad de especies en los ecosistemas actuales: también influye el aumento de escala de las operaciones a través de la ordenación del paisaje. Esta especialización y aumento de escala dan lugar a un paisaje visualmente menos variado. Cortinas arbóreas, zanjas, canales, establos y caballerizas de interés histórico y cultural se sacrifican en aras de la eficiencia. La agricultura mecanizada en gran escala moderna tiende a deteriorar la naturaleza y el paisaje, con la consiguiente pérdida de atractivo de las zonas rurales.

Simultáneamente a la evolución expuesta de la agricultura han aumentado la demanda de disfrute de la naturaleza y del paisaje y las posibilidades de disfrute del aire libre, como consecuencia del incremento de la renta, del tiempo libre y de las posibilidades de desplazamiento, así como de la evolución de las preferencias. Por otra parte, el proceso continuo de urbanización ha intensificado la necesidad de descanso y de espacio en el campo (Andersson y De Jong, 1987, pág. 15; Bovaird y cols. 1984, pág. 15), justamente cuando el paisaje agrario está desapareciendo o pierde muchos de los rasgos considerados atractivos. Según la teoría de la oferta y la demanda, el incremento de la demanda o la reducción de la oferta de determinados paisajes agrarios, o la conjunción de ambos factores, debe redundar en un aumento del valor de esos paisajes.

En comparación con otros Estados de la Comunidad Europea, la contradicción entre los intereses de la agricultura, como usuaria del suelo, y los de la conservación de la naturaleza, el paisaje y el medio

ambiente es más intensa en los Países Bajos, por diversas causas. En primer lugar, la agricultura holandesa hace un uso intensivo del suelo. La agricultura industrial, no dependiente del suelo, tiene un peso relativamente grande. Este sector agrícola perjudica la calidad del suelo, del agua y del aire debido a los olores, a los vertidos de estiércol y a la aplicación excesiva de abonos naturales, que produce fenómenos de acidificación y eutroficación.

En segundo lugar, la densidad de población de los Países Bajos, 406 habitantes por kilómetro cuadrado, es, con gran diferencia, la más elevada de Europa, siendo las áreas naturales y de monte relativamente escasas, con un total de 450.000 hectáreas (LEI, 1992, págs. 20 y 218). De ahí que los paisajes agrícolas hayan contribuido en gran medida a satisfacer la demanda social de disfrute de la naturaleza y del paisaje. El problema actual consiste en que la naturaleza y el paisaje resultantes de la agricultura moderna han dejado de corresponder a los deseos e ideas de algunos segmentos de la población. El conflicto de intereses entre el uso agrícola y otros usos de la tierra, lejos de constituir una simple contradicción entre funciones diferentes, genera una tensión entre los intereses privados y los colectivos (Slangen, 1992, págs. 332 a 335).

III. EL FRACASO DEL MERCADO Y LAS RAZONES DE LA INTERVENCIÓN DE LA ADMINISTRACIÓN

En la teoría económica, suele partirse de la economía de mercado para explicar las razones de la intervención de la Administración. Si se cumplen todas las condiciones para una competencia perfecta, el funcionamiento de esta economía es eficiente, esto es, óptimo en el sentido de Pareto, sin necesidad de intervención pública. En la práctica, sin embargo, se producen todo tipo de disfunciones que provocan el fracaso del mercado, lo que, a su vez, motiva la intervención de la Administración. El fracaso del mercado significa que no se han aprovechado todas las oportunidades de obtener ganancias mutuas. En otras palabras, no se han producido algunas asignaciones posibles que permitirían una mejora del nivel general (Broadway y Bruce, 1989, pág. 3). Por supuesto, aparte de las disfunciones del

mercado, la Administración puede perseguir objetivos que normalmente los mecanismos de aquel no permiten alcanzar. Estos dos motivos son, para la teoría económica, la base de la intervención pública (Johansson, 1991, pág. 8). Si se dan en el ámbito de la naturaleza y el paisaje, y de la calidad del suelo, el agua y el aire, está justificada tal intervención.

El fracaso del mercado se debe en la mayor parte de los casos a la naturaleza de los bienes (Wolfson, 1988, pág. 46). Esta se manifiesta en dos características técnicas de los mismos: la exclusión y la rivalidad. Por exclusión se entiende la posibilidad de excluir a otros de la propiedad o uso de un bien. La exclusión puede no ser posible por razones puramente técnicas (como es el caso de la defensa) o por razones institucionales (Broadway y Bruce, pág. 129). Las razones técnicas se refieren a la posibilidad de descomponer un bien en unidades comercializables (Varian, 1990, pág. 538) o a aspectos geográficos. Por ejemplo, si la naturaleza y el paisaje se identifican con algo «verde» para contemplar, existe ya una cierta exclusión geográfica. Las razones institucionales remiten a la posibilidad de establecer derechos de propiedad sobre los bienes correspondientes (Broadway y Bruce, 1988, pág. 129).

La rivalidad se suscita cuando el uso de un bien por parte de una persona se hace a expensas de su uso por otra. No hay rivalidad cuando existe una divisibilidad imperfecta (indiferenciación) en el ámbito de la producción o del consumo (Wolfson, 1988, pág. 48). Broadway y Bruce (1988, pág. 112) consideran que no hay rivalidad cuando existe una «conjunción de la producción y el consumo». Una importante unidad de medida de la rivalidad es el grado en que el uso o la producción de un bien genera costes marginales.

Para Broadway y Bruce (1989, págs. 13-14), Laffont (1990, pág. 27), Hartwick y Olewiler (1986, págs. 8-11) y Randall (1987, págs. 194-195), el fracaso del mercado obedece a tres causas principales. La primera es la existencia de bienes públicos y de efectos externos. Un bien (estrictamente) público es el que se consume en común, por lo que tanto el ejercicio de los derechos de propiedad como la toma de decisiones y el pago de los gastos se realizan en común. Los efectos externos son de tal magnitud en comparación con los beneficios internos que ningún hogar podría consumir ni producir nada si no

existiese un suministro colectivo (Broadway y Bruce, 1989, pág. 14; y Wolfson, 1988, pág. 46). Los efectos externos resultan de una exclusión imperfecta, de la ausencia de derechos de propiedad o del elevado coste de la exclusión. En función de la naturaleza del bien, la intervención de la Administración en el ámbito de los bienes públicos y de los efectos externos puede limitarse o no a la propiedad, la gestión, la financiación y la producción (Wolfson, 1988, pág. 46).

Unos elevados riesgos financieros o unos costes desproporcionadamente altos en el suministro de determinados bienes y servicios constituyen otra causa del fracaso del mercado. A este respecto, Broadway y Bruce (1988, pág. 13) señalan la información asimétrica como uno de los orígenes del fracaso del mercado. Los riesgos y las incertidumbres desempeñan un importante papel a este respecto. Los autores citados mencionan los ejemplos del «riesgo moral» y de la «selección adversa». Wolfson (1988, pág. 72), en cambio, subsume el riesgo y la incertidumbre en la problemática de la exclusión, enlazando con la posibilidad de discernir entre los resultados deseables y no deseables mediante el empleo de sanciones de exclusión. Volviendo al tema de los riesgos financieros y de los costes desproporcionadamente altos, éstos pueden ser tan elevados que disuadan al sector privado de ofertar los correspondientes bienes o servicios. A veces, los costes desproporcionadamente altos están asociados a la divisibilidad imperfecta en el ámbito de la producción y el consumo. La divisibilidad imperfecta lleva a la no rivalidad.

La presencia de un monopolio o monopsonio es la tercera causa del fracaso del mercado. En este caso, no se cumple una de las condiciones necesarias para el logro de una asignación óptima. Se produce un equilibrio no competitivo (Just y cols., 1982, pág. 25). La ausencia de competencia, en su forma extrema, el monopolio, es causa de ineficiencia (Randall, 1987, pág. 180).

El fracaso del mercado justifica la intervención pública. Constituye, pues, una condición necesaria, aunque no suficiente, de tal intervención. De hecho, es posible que la Administración lo haga peor que el mercado (Broadway y Bruce, 1989, pág. 15). El análisis de coste-beneficio permite verificar si esa intervención pública es la mejor solución (Laffont, 1990, pág. 27).

La presión para que la Administración intervenga cuando el mercado fracasa es mayor si existe un motivo paternalista. Este se da cuando aquélla considera que los particulares subestiman la importancia de determinados bienes o servicios o no pueden pagar lo que valen. Entonces posiblemente decida fomentar el consumo de dichos bienes, denominados a veces «bienes de interés social», concediendo subvenciones para reducir costes o eliminando los impuestos. Los «bienes de interés social» constituyen una categoría intermedia entre los bienes privados y los estrictamente públicos. La exclusión es técnicamente posible y se produce una cierta rivalidad respecto a su uso (Siebert, 1987, pág. 73).

En ocasiones, la intervención pública se impone porque los mecanismos del mercado no permiten, por sí solos, el logro de determinados objetivos. Estos últimos pueden deducirse en parte de las variables establecidas a escala nacional y, asimismo en parte, pueden ser fijados por un determinado sector para su consecución interna. Los tres grandes objetivos que pueden fijarse a este respecto son los de crecimiento, estabilidad y equidad (Andriessen y Heertje, 1992, pág. 412). Sobre esta base, caben formular para el sector agrícola los objetivos siguientes, tomando en consideración los que figuran en el artículo 39 del Tratado de la Comunidad Europea, Herring (1970, pág. 314), en el Memorándum sobre la estructura futura de la agricultura (1990, pág. 62-63) y en De Hoogh (1990, págs. 1-3).

- El menor precio de coste o la mayor productividad posibles;
- una retribución justa o equivalente de los trabajadores del sector agrícola;
- un volumen de producción estable y lo suficientemente grande, aunque no excesivo;
- unos precios al consumo razonables;
- la conservación de la naturaleza y del paisaje y de la calidad del suelo, el agua y el aire.

Al igual que los «grandes objetivos», estos últimos se encuadran, en parte, en el ámbito de la eficiencia y, en parte también, en el de la equidad.

IV. EVALUACION DE LA INTERVENCION PUBLICA: OBJETIVOS E INSTRUMENTOS

Se impone analizar la intervención pública, aun en el caso de que esté justificada. De hecho, este análisis contribuirá a clarificar el funcionamiento de la propia Administración, la cual, no hay que olvidarlo, también puede fracasar (fracasos no de mercado). Como razones de tal fracaso caben señalar la falta de información, la naturaleza del proceso político de toma de decisiones, el modo de producción burocrático o los desincentivos generados por la regulación, por los impuestos, por las tasas y por las subvenciones (Schram y cols., 1991, pág. 95).

La intervención de la Administración no significa forzosamente que ésta deba ocuparse de los distintos aspectos que pueden distinguirse en la producción de bienes y servicios. El mayor grado de intervención pública se alcanza cuando la propiedad, la gestión, la financiación y la producción están en manos de la Administración. La propiedad y la gestión suscitan la cuestión de quién es el propietario y quién el gestor (incluida la planificación). De hecho, la decisión de trasladar a la colectividad determinados costes no implica necesariamente que la Administración se encargue también de la producción (Wolfson, 1988, pág. 46). Por lo que respecta a los costes, la cuestión es saber quién asume la financiación, esto es, quién paga. El sistema de fijación de los costes puede oscilar entre el cero y el cien por ciento de los mismos a cargo del Estado.

Es normal que la propiedad, la gestión, la financiación y la producción de los bienes estrictamente públicos se encuentren en manos de la Administración. En lo que respecta a los bienes cuasipúblicos, el sistema de suministro real está en función de razones de eficiencia y de redistribución. La exclusión y la rivalidad constituyen criterios tangibles de eficiencia económica (Wolfson, 1988, pág. 53). En última instancia, la elección del sistema de suministro obedece a consideraciones políticas.

Los principales puntos que han de considerarse al analizar la intervención de la Administración son los objetivos de esta última y los instrumentos que aplica. Para valorar tales instrumentos, se pueden discernir los pasos siguientes: 1) formulación de unos obje-

tivos operativos o contrastables con dichos instrumentos; 2) verificación de los instrumentos utilizados sobre la base de los criterios siguientes:

- a) efectos, o intensidad de utilización (como exponente de su asequibilidad);
- b) eficacia, o contribución al logro de los objetivos fijados;
- c) eficiencia, esto es, relación entre los costes (marginales) y los beneficios.

La Administración dispone de una extensa gama de instrumentos, clasificables conforme a diversos criterios, para alcanzar los objetivos. Brower y Slot (1991, págs. 18-21) distinguen entre los instrumentos de comunicación y de ampliación de los conocimientos, los instrumentos financieros y la regulación física. WRR (1992, pág. 67) opta por una matriz en la que figuran por un lado el comportamiento, la transacción y la persuasión, y por otro la función de la Administración en el derecho público, en el derecho privado y como participante. En el apartado siguiente se hace una clasificación basada en una combinación de la influencia sobre el comportamiento y de la función de la Administración.

IV.1. *Investigación, extensión, educación y estímulo*

La Administración utiliza este instrumento de comunicación y ampliación de los conocimientos para tratar de inducir una modificación voluntaria del comportamiento de los productores y consumidores. Uno de los supuestos esenciales para un mercado perfectamente competitivo es que los responsables de la toma de decisiones dispongan de toda la información (Broadway y Bruce, 1989, pág. 123). La falta de información puede inducir a productores y consumidores por igual a tomar decisiones erróneas. La Administración se vale de este instrumento para estimular y corregir el funcionamiento del mercado como mecanismo de suministro de información. Una información correcta puede inducir un cambio en las preferencias y, de este modo, modificar el comportamiento de productores y consumidores. De este modo, las personas pueden adquirir una mayor conciencia de

sus derechos de propiedad en la esfera de la naturaleza y el paisaje y de la calidad del suelo, el agua y el aire.

El crecimiento del sector agrícola ha sido impulsado en buena medida por el trinomio constituido por la investigación, la extensión y la educación. Como media, el gasto público en estos conceptos supuso un 5 por ciento del valor añadido bruto de la agricultura durante el período 1960-1987 (Van der Meer y cols., 1991, pág. 54). Si se incluye este gasto en el cálculo de la productividad, se obtiene un incremento de la productividad cercano al 5 por ciento anual. Van der Meer y colaboradores (1991, pág. 54) obtienen una tasa de rendimiento interna de entre el 35 por ciento y el 40 por ciento para el período comprendido entre 1947 y 1987. Aunque se han expresado reservas sobre la validez de estos resultados, especialmente por parte de Post y Rutten (1991, pág. 81-82), tanto el gasto como, por consiguiente, el conjunto de instrumentos aplicados parecen haber sido eficaces y eficientes.

IV.2. *Regulación legal*

En unas ocasiones, la Administración prohíbe o impone determinadas actuaciones; en otras, las permite con la condición de que se observen determinadas normas de comportamiento, entre las que figura un conjunto perfectamente conocido de interdicciones, obligaciones y licencias. Estas normas son de naturaleza directa: influyen de modo directo y coercitivo en el comportamiento de productores y consumidores. La regulación legal se caracteriza por limitar de modo considerable los derechos de propiedad. Su aplicación se refleja en los instrumentos empleados por la Administración para la conservación de la calidad del suelo, el agua y el aire. Las obligaciones y prohibiciones dominan la política aplicada. Hasta el presente, en los Países Bajos, se ha hecho escaso uso de los permisos y licencias como instrumentos de la política medioambiental en la agricultura y la horticultura. Tanto unos como otras pueden considerarse como derechos de propiedad. Su utilización no tiene sentido en los casos en que un material o una actividad, en concentraciones muy reducidas, puede resultar fatal para el hombre y el medio ambiente.

En ocasiones se concretan en el reconocimiento del derecho a realizar determinadas actividades, como construir, talar árboles o contaminar. Los derechos de emisión y contaminación son, en principio, comercializables. Dado este carácter comercializable, contribuyen a flexibilizar la asignación de la limitada cantidad de emisiones tolerada (Siebert, 1990, pág. 130).

La regulación legal adopta también la forma de limitaciones físicas, como ocurre con las cuotas y los contingentes. En el estudio de WRR (1991, págs. 65-71) se distingue entre la regulación de derecho público y la de derecho privado. En el primer sentido, la función de la Administración, combinada con el mecanismo de «coerción», da lugar a una regulación directa. Según WRR (pág. 65), en la regulación de derecho privado la Administración se limita a legislar y a facilitar el proceso social de aplicación. Según esta concepción, los derechos negociables se sitúan en los límites entre las funciones expuestas de derecho público y de derecho privado. El derecho público (mediante la fijación unilateral por la Administración del número de licencias otorgables) impone una limitación al volumen de contaminación total, mientras que el derecho privado regula la comercialización de las licencias. Al tenerse que enfrentar el grupo objetivo tanto a la coerción (prohibición de rebasar el volumen tolerado) como a la posibilidad de realizar transacciones (comercialización de los permisos), entran en juego aspectos propios del comportamiento y de la transacción.

IV.3. *Incentivos fiscales*

Por lo que respecta a los incentivos fiscales, se hace más hincapié en su aspecto fiscal que en su vertiente legal. La fiscalidad se utiliza como mecanismo básico a través de la concesión de exenciones y desgravaciones fiscales a personas e instituciones. En los Países Bajos se conceden incentivos fiscales a los propietarios de montes y de fincas y terrenos vírgenes (por ejemplo, exención fiscal para las empresas forestales). Algunas inversiones orientadas a la protección del medio ambiente disfrutan de incentivos a la amortización acelerada (Ministerio VROM, 1991, págs. 7-26). Con las exenciones fis-

cales se pretende influir directamente en el comportamiento de los sujetos económicos.

La ventaja de los incentivos fiscales sobre las subvenciones es su mayor simplicidad, pues no hay que transferir fondos. Para la Administración, generan dos clases de costes: los gastos de administración y la pérdida de ingresos. También se aduce contra ellos que pueden exigir transferencias susceptibles de modificar la redistribución de la renta. Desde el punto de vista financiero, las empresas cuyo tipo tributario marginal es elevado se encuentran en mejor situación de invertir que las empresas con un tipo más bajo.

IV.4. *Subvenciones y cargas*

Con el otorgamiento de subvenciones y la imposición de cargas, el Gobierno trata de influir directamente en la cantidad y la calidad de una actividad determinada. Tanto el gasto realizado en subvenciones como los ingresos generados por las cargas son una función directa de determinadas actividades del sujeto respectivo. Si se aplican a actividades caracterizadas por efectos externos favorables, las subvenciones se pueden utilizar como primas de «compensación» o como primas de «estímulo». Las primas del primer tipo tratan de compensar por la pérdida de renta resultante de una regulación estatal, como ocurre con la compensación que se abona a los agricultores tras la celebración de un acuerdo de gestión. Por este mecanismo se reintegra al sujeto de la actividad económica a sus niveles originarios de renta. Es conveniente observar que la compensación de la pérdida resultante de la inclusión de ciertas actividades nocivas en el marco normativo legal no es compatible con el principio de «quien contamina, paga».

Las primas de estímulo tienen un carácter menos restrictivo. No se asocian a ningún régimen legal, público ni privado. La Administración concede ayuda financiera para fomentar determinadas actividades y los sujetos económicos son libres de utilizarla o no. No se ejerce coerción alguna para llevar a cabo tales actividades. Pertenecen a esta categoría las subvenciones para repoblación forestal, para el mantenimiento de elementos del paisaje, para el almacenamiento

de abonos naturales en las explotaciones de cultivo, para el empleo de técnicas de producción no contaminantes, etc.

El uso de la subvención puede ser desaconsejable cuando las actividades estén asociadas a efectos externos negativos, como las emisiones contaminantes. Baumol y Oates (1989, págs. 211-233) demuestran que, en un contexto de competencia perfecta, las subvenciones para la reducción de emisiones, reducen las emisiones por empresa, pero incrementan el volumen total de las mismas. En efecto, inducen una reducción de costes que tiende a deprimir el precio de mercado, lo que a su vez refuerza las ventas y favorece la entrada en el mercado de nuevas empresas contaminantes (véase asimismo WRR, 1991, pág. 133). En este contexto, las subvenciones no resultan eficaces ni eficientes.

Al igual que las subvenciones y las exenciones fiscales, las cargas se encuadran en los sistemas de incentivos financieros. Influyen de modo diferente que las subvenciones en el comportamiento de los actores económicos (Brower y Slot, 1991, pág. 31). Las cargas son tributos que tienden a incrementar el precio de coste de determinadas actividades (en el presente caso, la contaminación). La imposición de una carga obedece al deseo de fijar un precio a los factores externos negativos, que de este modo se incorporan a las decisiones de los actores económicos en materia de producción y consumo. Estableciendo un tributo sobre las actividades contaminantes del medio ambiente, la Administración puede tratar de influir en el volumen de las mismas y, por consiguiente, en la calidad del suelo, el agua y el aire. La legitimación de este método indirecto de ordenación del medio ambiente se encuentra en el principio «quien contamina, paga» (Koopmans y Wolfson, 1992, pág. 537).

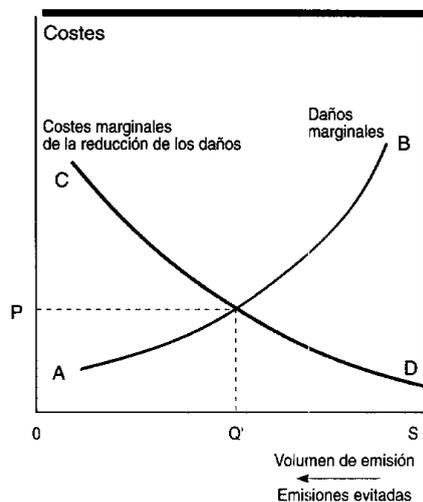
El impuesto sobre la contaminación trata de imputar al inductor del efecto externo negativo los costes de los daños causados. En consecuencia, el sujeto pondera estos costes al estimar los costes y beneficios marginales de producción y de consumo. La actividad causante del efecto externo negativo se retrotrae al punto en que los beneficios marginales de este efecto externo para el inductor se equiparan a los costes marginales del mismo representados por el daño que se debe compensar.

En la figura 1 se representa la curva de costes marginales de la reducción de los daños (tomado de Siebert, 1987, pág. 47). En el eje de ordenadas, OS, se representa la contaminación, midiéndose de S a O los daños evitados. Esta reducción de los daños implica un incremento de los costes. Por consiguiente, la curva de costes marginales de la reducción (CD) describe una trayectoria ascendente desde S hacia O. Desde O, los daños se incrementan con el aumento de la actividad, representada en la curva AB. Si leemos esta curva de B a A, aparecen representados los daños marginales evitados. El óptimo se alcanza cuando el coste marginal es igual al beneficio marginal. Por tanto, Q' indica el nivel óptimo de contaminación, y Q'S es el volumen en que es preciso reducir la contaminación. Los daños marginales en Q' tienen un precio (P) correspondiente. Así, OP es el precio sombra por unidad de contaminación o de daños al medio ambiente.

El coste de oportunidad de la contaminación se debe fijar de modo que los daños marginales evitados se equiparen a los costes marginales de la reducción de los mismos. En tal caso, OP es el nivel óptimo

GRAFICO 1

Curvas de daños marginales y de costes marginales de la reducción de los daños



del precio sombra de la contaminación, SQ' es el volumen en que se debe reducir y OQ' el volumen de contaminación tolerado. La figura 1 muestra la interrelación de la mejora del medio ambiente y los costes derivados de la misma. El precio sombra OP constituye la base teórica para el establecimiento del tributo (Siebert, 1987, pág. 101).

En favor de las tasas se aduce que respetan íntegramente la función del mercado como mecanismo de transacciones. Permiten prescindir del aparato burocrático necesario para la adopción de disposiciones de derecho público y para la recogida de información, la actividad legislativa, la aplicación de las leyes y la verificación. Baumol y Oates (1989, págs. 163-165) señalan que, con las cargas, los objetivos públicos se pueden lograr a menor coste. Para que se materialice este «efecto de menor coste», es preciso que las empresas reduzcan al mínimo los costes en todos los niveles productivos y que los precios de mercado de los insumos reflejen los «costes de oportunidad».

Sin embargo, el sistema de cargas no está exento de dificultades. De hecho, se basa también en la recogida de información sobre el volumen de contaminación presente, sobre las alternativas a la limitación del daño, sobre la prevención y sobre evaluación de los daños y la diseminación de la contaminación (Siebert, 1987, pág. 102). Además, interactúan distintos agentes y actividades contaminantes, por lo que no es posible agregar simplemente las consecuencias de una actividad contaminante a las de otra. Añádase a todo ello el problema de los deficientes conocimientos ecológicos. En muchos casos, no es posible establecer una relación directa entre las emisiones y las concentraciones de elementos contaminantes en el medio ambiente.

En algunos casos, es posible desarrollar un método interactivo de tanteo para determinar el nivel idóneo y del impuesto. El proceso puede iniciarse eligiendo arbitrariamente un determinado nivel y observando el grado de reducción conseguido con el impuesto. Si la reducción se desvía de lo deseado, se puede ajustar el impuesto (Tietenberg, 1992, págs. 372-375).

IV.5. *Incentivos públicos*

El fracaso del mercado y la no consecución de determinados objetivos sectoriales o macroeconómicos pueden impulsar a la

Administración a asumir la propiedad, gestión, financiación y prestación de ciertos servicios. Esta es la modalidad más amplia de intervención pública. En ella, la toma de decisiones, la financiación, la aplicación y la dirección ejecutiva quedan en manos de la Administración, que controla así los medios escasos susceptibles de diversos usos (capital, tierra y trabajo) para producir con ellos bienes y servicios. En la práctica, los bienes y servicios asumidos por la Administración pueden abarcar un amplio espectro, desde algunos estrictamente públicos hasta otros puramente privados. Pueden citarse como ejemplos los proyectos de desarrollo y puesta en cultivo de tierras baldías, los relativos a las reservas naturales y forestales, los de disfrute del ocio al aire libre, los referentes a las cuencas hidrográficas y las iniciativas relacionadas con los pólders y con la depuración de las aguas.

V. ALTERNATIVAS A LA INTERVENCION PUBLICA

El mecanismo de precios que coordina los distintos comportamientos en una economía de mercado no es capaz de ajustar la oferta y la demanda individuales en lo que respecta a la naturaleza, al paisaje y a la calidad del suelo, el agua y el aire, sin la intervención pública. Una vez que ésta se considera necesaria porque el mecanismo del mercado no funciona de modo satisfactorio, la primera cuestión que se plantea es: ¿en qué medida? Hay que comparar en cada caso las ventajas e inconvenientes públicos, considerando la posibilidad de que también la Administración fracase (Schram, 1991, pág. 10).

La gama de bienes y servicios afectados abarca desde los bienes exclusivamente privados hasta los estrictamente públicos. En relación con los primeros, funcionan mejor como instrumentos de coordinación el mercado y el mecanismo de precios. En relación con los segundos, se ajusta mejor a la toma de decisiones el mecanismo presupuestario. Respecto a los denominados bienes mixtos, la literatura apunta a la posibilidad de implantar un esquema descentralizado de toma de decisiones y de prestación del servicio por parte de un club o asociación, o de la administración local.

En su artículo «The Economic Theory of Clubs», Sandler y Tschirhart (1980, págs. 1.482-1.521) ofrecen una perspectiva histórica de la aportación teórica de la literatura sobre los clubes y de su posible aplicación. La teoría de los clubes aporta una base teórica para el estudio de la eficiencia en la asignación de los bienes cuasi-públicos. Tiebout (1956, págs. 416-424) y Wiseman (1957, págs. 56-74) fueron los primeros investigadores en prestar atención al carácter racional de los clubes como instrumentos para compartir costes. Tiebout se centró en la situación en que la administración local puede ofertar servicios mixtos, como los de policía, los de protección contra incendios y los de parques municipales. La asignación alcanza su nivel óptimo si, en determinadas condiciones, se logran excluir los hogares no residenciales, de los beneficios de los servicios públicos. Estas condiciones pueden relacionarse con la movilidad, con el aislamiento geográfico de la comunidad, con el número adecuado de residentes y con la presión fiscal adecuada. Wiseman (1957) analizó la aplicación de la filosofía del club a la distribución de los costes entre los usuarios de un servicio público. El coste unitario de determinados servicios públicos, como la electricidad, se reduce si se producen y se distribuyen más unidades entre los consumidores.

En los primeros estadios, los dos investigadores más influyentes en el ámbito de los clubes fueron Olson (1965, págs. 34-43) y Buchanan (1965, págs. 1-14). Sin embargo, Olson no estaba tan interesado en la base teórica de los «clubes» como en los efectos de la dimensión del grupo sobre el suministro de un bien estrictamente público. El artículo de Buchanan ha generado una extensa bibliografía sobre los aspectos económicos de los clubes (véanse Sandler y Tschirhart, 1980, págs. 1.515-1.521). En ella se presta gran atención a las condiciones óptimas según Pareto. Los estudios se centran en la homogeneidad de los miembros del club, en su configuración institucional, en la conveniencia de adoptar el punto de vista de los miembros del club o el del conjunto de la economía, y en la dimensión óptima del club. La homogeneidad de los miembros no es condición necesaria para una asignación eficiente. Si los miembros son heterogéneos, resulta más difícil un acuerdo sobre el servicio, la contribución y la pertenencia, a causa de la agregación de preferencias divergentes. Sandler y Tschirhart demuestran que los clubes

heterogéneos también pueden ser eficientes. Hay que exceptuar los casos en que existe una limitación de «segundo mejor», esto es, en que los costes se dividen por igual entre todos los miembros, independientemente del uso.

En la literatura se indican diversas modalidades de configuración institucional de los «clubes», desde las cooperativas explotadas por una empresa con fines de beneficio hasta las controladas públicamente por la Administración. Sandler y Tschirhart (1980, pág. 1.497) analizan diversos estudios en este campo, llegando a la conclusión de que, gracias a sus mecanismos de exclusión y control, las cooperativas pueden lograr el mismo grado de eficiencia que las empresas que operan en un marco de competencia perfecta. Consideran que los objetivos políticos a corto plazo de los clubes inspirados por la Administración les privan de los incentivos de que disfrutaban los clubes cuyos miembros pertenecen a varias generaciones. Por el contrario, Ng (1973, pág. 294) insiste en la necesidad de la centralización o de la intervención pública para conseguir la eficiencia. Los miembros maximizan los beneficios netos medios, no los beneficios netos totales para la economía. En consecuencia, no se alcanza el óptimo de Pareto. Esta conclusión de Ng ha sido criticada por algunos autores (véase Sandler y Tschirhart, 1980, pág. 1.493, y Cornes y Sandler, 1986, pág. 181). Las críticas se centran en la deducción matemática de la condición de afiliación sobre cuya base Ng llega a conclusiones erróneas. Aunque Cornes y Sandler (1986, págs. 188-191) demuestran que los clubes propiedad de sus miembros trabajan eficientemente, y que la intervención pública puede estar justificada en algunos casos, especialmente si genera importantes economías de escala que excluyen la competencia, así como en los casos en que existen limitaciones constitucionales, como las relativas a las actividades transfronterizas.

En su artículo de revisión, Sandler y Tschirhart (1980, págs. 1.499-1.504) analizan pormenorizadamente la dimensión óptima del club. Esta dimensión depende del número de clubes. Sólo puede hablarse de un óptimo inequívoco cuando hay una población homogénea y los miembros del club son idénticos y contribuyen por igual. Se alcanza cuando los beneficios netos medios alcanzan un máximo, que no es lo mismo que maximizar los beneficios netos totales de la

economía nacional. Si la población y los miembros del club son heterogéneos, la determinación del óptimo constituye un problema comparable a la determinación de la dimensión óptima y del número de empresas con una curva de costes medios en forma de U.

A partir de las fuentes mencionadas, Schmid (1987, pág. 170) concluye que, respecto a los bienes caracterizados por un cierto grado de no rivalidad, el «club» constituye una alternativa a la intervención pública. La dimensión del grupo aumentará hasta un cierto límite, a partir del cual no se admitirán nuevos miembros. Para un amplio análisis de la cuestión de la dimensión del grupo, véase Cornes y Sadler (1986, pág. 196-210).

Más recientemente, Broadway y Bruce (1989, pág. 12) han examinado la posibilidad de lograr una asignación óptima de Pareto de bienes mixtos a través de un proceso descentralizado de toma de decisiones. Se refieren al ejemplo, tomado de Tiebout (1956), de la oferta de un bien mixto por parte de la administración local, y a otro ejemplo, tomado de Buchanan (1965, págs. 1-14) de un bien producido privadamente por un «club». En ambos casos, son condiciones importantes la posibilidad de la exclusión de los hogares y la limitación del acceso.

Broadway y Bruce (1989, pág. 122) demuestran la posibilidad de producir óptimamente bienes mixtos a través de un mecanismo descentralizado. Se trata de una conclusión de alcance general. Los supuestos principales en que se basa son la posibilidad de la exclusión y el aumento de los costes como consecuencia de la congestión, con lo cual el número de hogares es limitado y reducido en comparación con la población total.

VI. COOPERATIVA MEDIOAMBIENTAL

Una posible aplicación de la teoría del «club» consiste en dejar que los agricultores y ganaderos se ocupen de la conservación de la naturaleza y de la calidad del suelo, del agua y del aire en el ámbito local. El objetivo se perseguiría mediante la cooperación organizada entre empresas independientes, configurada como una sociedad cooperativa del tipo de la «cooperativa medioambiental». En este traba-

jo se examinan las posibilidades de este sistema como alternativa a la regulación directa por la Administración. Sus ventajas son la mayor aceptabilidad por los agricultores, una asignación de los costes de reducción de los daños más eficaz y eficiente que con algunos otros métodos, y unos costes de transacción menores.

Una cooperativa medioambiental que opera como sociedad cooperativa es una entidad económica que actúa dentro del sistema económico vigente con el fin de corregir el fracaso del mercado (véase asimismo Ter Woorst, 1966, pág. 14). Sólo está facultada para tomar decisiones en el ámbito de sus tareas de coordinación. Los riesgos resultantes recaen en los sujetos de la actividad económica (Ter Woorst, 1966, pág. 38). Además, una cooperativa de este tipo puede constituir un instrumento de regulación social con miras a promover e institucionalizar procesos de persuasión dentro de la sociedad.

La cooperación debe orientarse a la limitación de la contaminación medioambiental manifestada en las emisiones, en los vertidos de minerales y en el deterioro de la naturaleza y el paisaje, así como a la conservación y mejora del medio ambiente. El acuerdo de cooperación debe resultar interesante para las empresas participantes si se quiere mantener el sistema. Esto significa que la acción coordinada debe arrojar mejores resultados que la acción descoordinada. Es asimismo preciso que la cooperativa medioambiental no induzca una pérdida de prosperidad, lo que implica que los beneficios para el público deben ser mayores que los costes.

A partir de este punto se pueden deducir tres objetivos para una cooperativa medioambiental:

1. Conservación de la naturaleza y del paisaje, así como de las características físicas del suelo, el agua y el aire, esto es, «conservación del medio ambiente».
2. Generación de beneficios económicos para sus miembros. Dicho de otro modo, los resultados económicos deben ser mejores que los que se obtendrían sin la cooperativa medioambiental.
3. Eficiencia económica, esto es, aumento del bienestar.

El segundo y tercer objetivos pueden considerarse también como supuestos básicos.

Las tareas de las cooperativas medioambientales se derivan de los objetivos citados y se insertan en el marco de la corrección del fracaso del mercado. Pueden formularse del modo siguiente:

1. Recogida e intercambio de información entre los participantes. La modificación voluntaria del comportamiento depende en gran medida del aumento de la sensibilización y del volumen de información. La disponibilidad de información constituye una condición importante para un funcionamiento eficaz de los procesos de persuasión y control social (véase asimismo WRR, 1992, págs. 142 y 145). Las asimetrías de la información son una causa importante del fracaso del mercado.
 2. Estímulo de la investigación, la extensión y la educación. Individualmente, los agricultores y ganaderos o bien no están en condiciones de hacer gran cosa en este campo, o bien no están interesados en realizar esfuerzos, a causa de los efectos externos, los elevados costes, las economías de escala, etc.
Las tareas previstas en los apartados 1 y 2. constituyen elementos importantes del proceso de sensibilización, cambio y ejercicio de la autorregulación por parte de las empresas participantes.
 3. Implantación de medidas de protección del medio ambiente en la organización y gestión de las empresas participantes.
 4. Actuación como foro y órgano consultivo para los miembros, y como intermediario entre los deseos (o exigencias) de la Administración y de otros grupos sociales, por una parte, y la ordenación del medio ambiente por parte de los miembros, por otra.
 5. Atención a los intereses de los miembros en el ámbito del medio ambiente. El principio subyacente es la convicción de que los socios miembros tienen objetivos e intereses comunes. Muchas de las actividades realizadas por un grupo de este tipo son de «búsqueda de renta» (Olson, 1982, pág. 44). Una de las características principales de un grupo de interés es la creación de un «contrapoder» (véase Galbraith, 1962, pág. 111). Además de poder económico, la cooperación genera economías de escala.
-

VII. INSTRUMENTOS DE LA COOPERATIVA MEDIOAMBIENTAL

Se impone analizar los instrumentos de los que disponen las cooperativas medioambientales, examinando su legitimidad, efecto, eficacia y eficiencia. Lejos de limitarse a la consideración de sus características, la evaluación de un instrumento se extiende al examen de los atributos de la situación del problema que se pretende resolver (Wolfson y Koopmans, 1992, pág. 862). Para alcanzar los objetivos fijados, la cooperativa medioambiental debe contar con: (a) un conjunto de instrumentos concebidos para la recogida y difusión de la información, el estímulo y la persuasión; (b) instrumentos de derecho privado, y (c) una administración.

VII.1. *Instrumentos para la recogida y difusión de la información, el estímulo y la persuasión*

El objetivo de la recogida y tratamiento de la información es clarificar la situación y las posibilidades de la conservación de la naturaleza y el paisaje, y del control de la contaminación. Una de las bases de la recogida de información es la aplicación de un sistema de registro uniforme del que forme parte un sistema de «contabilidad» que permita registrar la entrada y salida de minerales. Constituye el primer paso para la implantación de un sistema global de protección del medio ambiente a escala tanto de la explotación agraria como de la región. Con este instrumento pueden excluirse las asimetrías de la información. El estímulo y la persuasión pueden ser el punto de partida de un proceso de «absorción» de valores medioambientales (WRR, 1992, pag. 140). Puede inducirse así un cambio voluntario del comportamiento. La recogida y difusión de información y el proceso de incitación y persuasión contribuyen a ampliar la base y la legitimidad de la política aplicada.

VII. *Instrumentos de derecho privado*

Dadas las características de la agricultura, los principales instrumentos de derecho privado son los convenios de adopción de políti-

cas, los derechos de contaminación negociables y los acuerdos de gestión. En la política medioambiental se recurre cada vez más a los convenios. Se trata de acuerdos escritos entre dos o más partes, relativos a la emisión de agentes contaminantes o a la ordenación de la naturaleza y del paisaje. Se pueden concertar entre entes públicos (convenios administrativos), entre entidades públicas y privadas (convenios de formulación de política) y entre entidades privadas (convenios sociales). Nuestro interés se centra en la segunda de esas modalidades como instrumento para la aplicación de la política medioambiental.

Los acuerdos destinados al logro de objetivos de protección del medio ambiente tienen carácter voluntario y su función básica es consultiva (WRR, 1992, pág. 162).

El carácter voluntario y consultivo refuerza la legitimidad y el apoyo a la política. La mayor o menor eficacia de su uso depende de la dimensión del grupo y del grado de organización existente en él. La eficacia disminuye si el grupo es numeroso o si se encuentra débilmente organizado. Hay que señalar a este respecto que los convenios suponen para la Administración modestas cargas de mantenimiento. Por otra parte, ésta puede celebrarlos con organizaciones, no con personas físicas, con el consiguiente ahorro en los costes de transacción relacionados con la redacción, celebración y verificación de su observancia (Williamson, 1987, págs. 15-42, y Krepps, 1990, págs. 743-769). Williamson (1987, págs. 52-61) distingue en toda transacción tres dimensiones que influyen en el nivel y el tipo de los costes pertinentes: la especificidad de los activos, la incertidumbre y la frecuencia.

Pueden distinguirse funcionalmente, al menos, cuatro tipos de especificidad de los activos: especificidad del emplazamiento, especificidad de los activos físicos, especificidad de los activos humanos y activos asignados. Aunque en conjunto la especificidad de los activos genera la mayor parte de los costes de transacción, tienen la incertidumbre y la frecuencia un peso importante. Si los activos son específicos o inhabituales (por ejemplo, si existe escasa o nula movilidad), el bien en cuestión generará unos costes de transacción elevados (Williamson, 1987, pág. 56). La incertidumbre abarca tanto las opciones y actuaciones previsibles como las no previsibles, así como

los casos en que una de las partes posee información de la que carece la otra. El elemento de «frecuencia» de la transacción no influye en la magnitud absoluta de sus costes, como ocurría con los elementos precedentes, sino más bien en los costes relativos de los diversos medios de abordar la transacción. Si ambas partes realizan frecuentes transacciones, se puede crear una estructura especial. Se plantea así la cuestión de si estos costes igualan a los beneficios (Kreps, 1980, pág. 749).

Schmid (1987, pág. 95) divide los costes de transacción en costes contractuales, costes de información y costes de formulación de políticas. Los primeros son los que van ligados al logro de un acuerdo con la otra parte. Entre ellos pueden incluirse los costes de formulación de políticas, tal como los describe Schmid. Los costes de información comprenden los de recogida de información actual y futura sobre productos, consumos intermedios, precios y calidades, así como los relativos a datos, verificaciones, seguros, etc. Por tanto, el tipo y las características del bien en cuestión y la «frecuencia» son los aspectos determinantes de los costes contractuales.

Las características específicas de un bien son a veces la causa del funcionamiento imperfecto de los mercados. Ejemplos típicos de ello son la naturaleza y el paisaje y la calidad del suelo, el agua y el aire. La celebración de contratos individuales con agricultores y ganaderos genera elevados costes de transacción, debido a la ausencia de unos derechos de propiedad individual exclusivos y a una divisibilidad imperfecta. Por lo que respecta a la frecuencia, los costes de transacción son mucho más elevados si la Administración aborda, contrata y verifica individualmente a todos los agricultores, en lugar de negociar colectivamente con ellos.

Whittaker y colaboradores (1991, págs. 207-209) calculan que los costes de transacción generados por la celebración de acuerdos de gestión en el sudoeste de Inglaterra oscilaban en el período 1985/1986 entre 24 y 227 florines por hectárea y año. Por consiguiente, suponían entre el 10 y el 20 por ciento del presupuesto total (equivalente a los costes de transacción más la compensación por el ajuste de la gestión) y entre el 37 y el 64 por ciento de los costes económicos. Para los Países Bajos, el estudio de Slangen (1992, págs. 339-343) permiten calcular que los costes de transacción por el

ajuste de la gestión en función de la superficie ascendía en 1989 a 278 florines por hectárea, esto es, el 33 por ciento de la compensación de gestión, que era de 845 florines por hectárea y año. En la práctica, por tanto, los costes de transacción, basados en la negociación individual, son considerables.

Desde la perspectiva de la eficiencia, los acuerdos colectivos plasmados en convenios ofrecen numerosas ventajas. En virtud de estos acuerdos, una cooperativa puede asumir la verificación del cumplimiento mediante la aplicación de sus propias normas, lo que permite reducir sustancialmente el coste correspondiente. El recurso a los acuerdos colectivos resulta igualmente favorable desde el punto de vista de la eficacia. La naturaleza y el paisaje precisan de una determinada superficie para cumplir su misión, por lo que la celebración de acuerdos directos con cada agricultor a nivel de parcela conduce a la fragmentación de las parcelas protegidas dentro de una zona agrícola. Esto no sólo se traduce en una asignación ineficiente (Slangen, 1992, pág. 347), sino también a una situación de ineficacia a la luz de los objetivos fijados. La escala influye en la eficacia de las medidas de gestión. La evaluación de la eficacia y de la eficiencia tropieza con la dificultad de la escasez de conocimientos sobre la dimensión mínima que deben tener ciertas áreas de gestión para el desempeño de determinadas funciones. Con todo, los acuerdos colectivos pueden prevenir una fragmentación indeseable.

La flexibilidad y eficacia de un convenio se pueden mejorar considerablemente si se combina éste con un sistema de derechos negociables para los cuales se hayan fijado unos objetivos medioambientales. Los derechos negociables revisten aspectos de derecho público y privado. El mecanismo de comportamiento en que se basan comprende aspectos tanto de coerción como de transacción (WRR, 1992, pág. 69). Básicamente, los permisos negociables, esto es, el derecho a contaminar, se aplican al espacio total disponible para contaminación. Este espacio se divide en cuotas independientes, que se conceden a los que contaminan, en forma de licencias comercializables. De este modo, el derecho a contaminar se convierte en derecho de propiedad (WRR, 1992, pág. 91). La característica de menor coste que ya vimos para las cargas se aplica igualmente al sistema de permisos de contaminación transferibles (Baumon y Oates, 1988, pág.

177). Estos se convierten así en un instrumento válido desde la perspectiva de la eficiencia económica, como ocurre con las cargas.

En términos de eficiencia, constituyen un instrumento más atractivo que la regulación directa. En esta última se imponen unas normas que todos los que contaminan deben cumplir, independientemente del coste que esto suponga para una explotación agrícola concreta y, que puede variar de una a otra. El coste global de la reducción de la contaminación se aminora si se permite a quienes tienen unos costes (marginales) de reducción de la contaminación elevados realizar más emisiones y si las explotaciones con unos costes de contaminación relativamente bajos intensifican su esfuerzo de reducción. La eficiencia de la asignación mejora si los costes marginales de quienes contaminan se acercan más entre sí. Si existe la posibilidad de negociar los derechos de contaminación, el mercado dicta los resultados: las explotaciones agrícolas con unos costes (marginales) de reducción compran derechos de emisión, mientras que las que tienen costes inferiores los venden.

Las fuerzas del mercado efectúan una redistribución de la contaminación, favoreciendo el que todas las fuentes operen con idénticos costes marginales. Se produce así una asignación muy eficiente. Otra ventaja de los derechos negociables es que constituyen un incentivo permanente para una producción más «limpia». Si los agricultores logran reducir la producción, no agotan su «cuota de contaminación», lo que les permite contar con un excedente de derechos para su venta o para una eventual expansión. En cambio, si se imponen normas sobre contaminación, las explotaciones agrícolas se limitan a cumplirlas, sin esforzarse por reducir la contaminación a niveles inferiores.

No todas las clases de contaminación se prestan al sistema de derechos transferibles. Varios factores influyen significativamente: el tipo de contaminación (incluida su dispersión), el número de explotaciones amparadas en el convenio, el volumen relativo de contaminación, el grado de mensualidad de las emisiones y la naturaleza de los procesos concomitantes (Bovenberg y cols., 1991a, pág. 32). Por lo que respecta al tipo de contaminación, la que produce un impacto ambiental muy localizado es menos controlable por el sistema de derechos transferibles. Si las emisiones proceden de un núme-

ro reducido de fuentes (a veces, de una sola), las posibilidades de negociación entre ellas son limitadas. La misma situación se da si participa un número restringido de explotaciones. No obstante, lo habitual en la agricultura es que se produzca un número relativamente alto de emisiones.

Si el número de empresas participantes es pequeño, es posible que los costes de gestión, integrados en buena parte por los gastos de registro de los derechos, excedan de los beneficios previstos, tales como el ahorro de costes de contaminación generado por la mayor eficiencia en la asignación. Por regla general, el incremento de la eficiencia es mayor y el sistema de derechos transferibles resulta más interesante cuanto mayor es la superficie de dispersión de la contaminación y más numerosas son las fuentes emisoras. Este es, ciertamente, el caso de la agricultura.

Si la contaminación causada por la agricultura constituye únicamente un pequeño porcentaje del total (regional o nacional), no tiene demasiado sentido fijar un nivel de contaminación máximo (por ejemplo, respecto al anhídrido sulfuroso) para aquélla. Además, la contaminación debe ser mensurable (o estimable), pues, de lo contrario, resultaría imposible saber cuánto contamina cada explotación. Por lo que respecta a la naturaleza de los fenómenos concomitantes, los eventuales ahorros resultantes de un sistema de derechos transferibles son mayores cuanto mayores son las posibilidades de sustitución y cuanto más varía el coste de reducción de la contaminación entre unas explotaciones y otras (Bovenberg y cols., 1991b, pág. 1.112).

La modalidad concreta de inclusión de los derechos transferibles en un convenio depende del número de explotaciones que participen en éste. La experiencia obtenida ha permitido a Koutstaal (1992, pág. 389) identificar dos modalidades principales: la que se basa en la fijación de una norma y la consistente en el establecimiento de un límite máximo. En la primera, todas las explotaciones quedan sujetas a una norma que, en principio, deben cumplir. Tan sólo pueden rebasarla si disfrutan de derechos de emisión por el exceso. Estos derechos pueden comprarlos a las explotaciones que contaminan menos de lo permitido. Si los costes de una mayor reducción de la contaminación en estas últimas son inferiores a los que supondría para aqué-

Has el cumplimiento estricto de la observancia de la norma, ambas partes se beneficiarían con la realización de una transacción de ese tipo. También es posible reservarse los derechos ahorrados al contaminar menos de lo permitido en la norma, para su utilización posterior. Esta posibilidad es interesante tanto para las explotaciones que desean ampliarse como para los casos en que se ha estipulado en el convenio la reducción paulatina de los límites previstos en la norma.

En la modalidad basada en el establecimiento de un límite máximo, no se fija una norma de obligado cumplimiento para todas las explotaciones, sino un límite para el conjunto de las que se encuentran integradas en una cooperativa. Podría decirse, hablando metafóricamente, que la superficie total de las explotaciones participantes se introduce en una burbuja. Se determinan los efectos medioambientales de las emisiones realizadas dentro de esta burbuja y se negocia el uso del espacio disponible dentro de ella (WRR, 1992, pág. 131). Se asignan cuotas de uso de la burbuja a las explotaciones participantes, hasta el límite global de la contaminación máxima permitida. La asignación se realiza sobre la base de la contaminación registrada en un año tomado como referencia, sistema que se ha aplicado también en los Países Bajos a las cuotas lácteas. El volumen total de contaminación producido por la cooperativa se puede reducir operando una disminución gradual de los cupos individuales. En esta modalidad, las explotaciones que producen menos o dejan de producir acumulan un excedente de derechos, el cual tienen disponible para la venta. Esta circunstancia puede operar como un elemento de discusión para los que deseen incorporarse al sistema, que se ven obligados a comprar los derechos o permisos a las explotaciones agrarias más antiguas.

Existe una diferencia sustancial entre las dos modalidades comentadas en lo que respecta a la asignación inicial de los derechos de emisión. En la primera de ellas, esta asignación inicial de los derechos de emisión de las distintas explotaciones puede basarse en la contaminación real registrada en condiciones óptimas de ordenación del medio ambiente. En la segunda, se pretende establecer un nexo con la situación real en el año tomado como referencia. El efecto en ambos casos es el mismo. Puede conseguirse una reducción de la contaminación de modo eficiente reduciendo los límites

tolerados o rebajando las cuotas. El inconveniente que presentan, sin embargo, es que, al igual que ocurre con el sistema de cuotas lácteas actualmente aplicado en los Países Bajos, se producen importantes transferencias de renta. Como los derechos transferibles tienen un precio, la reducción de la dimensión de las explotaciones agrícolas o el abandono de la actividad genera transferencias de rentas de la agricultura a sectores no agrícolas.

VII.3. *Administración y mediación*

Las actividades descritas en los apartados VII.1 y VII.2 exigen la realización de numerosas tareas de ejecución, coordinación y gestión. Además, las cooperativas medioambientales actúan como órganos consultivos para sus miembros, para la Administración y para las entidades privadas preocupadas por la naturaleza, el paisaje y el medio ambiente. Podrían desempeñar asimismo la tarea complementaria de actuar como órganos de redistribución de los fondos recaudados por las cargas estatales.

VIII. VENTAJAS DE LAS COOPERATIVAS MEDIOAMBIENTALES FUNDADAS EN LOS CONVENIOS Y LOS DERECHOS TRANSFERIBLES

Actualmente, la regulación directa domina la política medioambiental. No obstante, el sistema descentralizado de toma de decisiones, que deja un amplio margen para las formas estructuradas de cooperación en la ordenación de la naturaleza y el paisaje y en la defensa de la calidad del suelo, del agua y del aire, ofrece importantes ventajas sobre aquél.

En primer lugar, es posible prevenir o reducir la ineficiencia X y la ineficiencia en la asignación. La eficiencia X indica la medida en que el esfuerzo y los consumos intermedios son los óptimos para lograr un funcionamiento eficaz y eficiente (Wolfson, 1988, pág. 43). En el caso de una ineficiencia X, los costes reales de las actividades son más altos que los costes mínimos precisos. Las institucio-

nes públicas se preocupan menos de la necesidad de evitar esta ineficiencia técnica (Schram y cols., 1991, págs 194-195).

La ineficiencia en la asignación se produce cuando los recursos de la economía (esto es, de la nación en conjunto) no se asignan óptimamente. Aplicada al sistema de regulación directa, implica que existen otras opciones más eficaces y eficientes. Existe también una ineficiencia en la asignación cuando no se toman medidas de descontaminación en los puntos (por ejemplo, en las explotaciones agrícolas) en los que se pueden realizar a un menor coste (Nentjes, 1988, pág. 401). La Administración no cuenta con información suficiente sobre las técnicas de ordenación medioambiental ni sobre la realidad concreta de los costes en las explotaciones agrícolas sujetas a la reglamentación medioambiental. La falta de información pormenorizada es uno de los problemas más graves que se plantean en los esfuerzos por actuar a través de interdictos y prohibiciones legales. De ahí que pueda ponerse en tela de juicio la eficacia y la eficiencia de la regulación directa (Nentjes, 1990, pág. 155).

En segundo lugar, se objeta a la regulación directa que las pretensiones de la Administración se ven limitadas por el estado actual de la tecnología. La Administración suele guiarse por las disponibilidades y posibilidades existentes en el mercado de la tecnología medioambiental en el momento de adoptar su política. En tal caso, si se prescribe una determinada técnica, el sector privado no tiene incentivos para investigar técnicas mejores, y el desarrollo de la tecnología medioambiental se estanca en su estado actual (Nentjes, 1990, pág. 155).

Como se ha visto, tanto las tasas como los derechos negociables contribuyen a lograr los objetivos medioambientales a un menor coste. Las cargas adolecen de ciertos inconvenientes en comparación con los derechos y permisos transferibles. Tropiezan con barreras psicológicas en el ámbito de la agricultura y la horticultura. Cabe prever que el nivel de aceptación de las cargas sea bajo. Quienes están sujetos a una carga se preguntan por la legitimidad de esta. Un aspecto diferente y un tanto más formal es el de la equidad. Si el nivel de aceptación es bajo, el aspecto de la equidad se percibe como injusticia. En buena parte, el bajo nivel de aceptación se debe al efecto sobre las rentas que tienen las cargas que gravan los consu-

efecto sobre las rentas que tienen las cargas que gravan los consumos intermedios tan profusamente utilizados en la agricultura.

Thijssen (1992, pág. 81-82) ha calculado que los precios de estos consumos intermedios tienen una baja elasticidad precio respecto a la demanda. Por tanto, hay que imponer cargas relativamente elevadas para alcanzar un determinado objetivo medioambiental. En tales circunstancias, las cargas tienen una eficacia medioambiental limitada, mientras que el efecto sobre la renta es relativamente importante. Las transferencias de renta que se generan de este modo pueden surtir consecuencias indeseables en la distribución de la renta, en la supervivencia de las explotaciones agrícolas y en la competitividad del sector.

Otra objeción que se aduce contra las cargas concierne a sus elevados costes de transacción. En efecto, la implantación de las cargas requiere la adopción de normas legales específicas, aparte de los altos costes de recaudación. En el caso de los derechos o permisos transferibles, una parte considerable de los costes de transacción se repercute en el mercado. Los costes de verificación no tienen por qué ser muy diferentes en ambos sistemas.

X. RESUMEN Y CONCLUSIONES

Los paisajes agrarios holandeses, como las pequeñas extensiones delimitadas por cortinas arbóreas y las turberas, con sus estrechas parcelas y sus amplias zanjas, actualmente tan apreciadas por su belleza, son un subproducto de antiguas prácticas agrarias. Surgieron y se mantuvieron en una época en que se practicaba aún una agricultura a pequeña escala, poco capitalizada y con un uso intensivo de mano de obra. El valor paisajístico y natural de estas zonas las convierte en un efecto externo positivo de la agricultura. La agricultura moderna, mecanizada e intensiva, no sólo ha reducido la diversidad natural y paisajística, sino que también ha afectado a la calidad del suelo, el agua y el aire. Estas consecuencias pueden considerarse como un efecto externo negativo de la agricultura contemporánea.

Los efectos externos se caracterizan por una exclusión incompleta y por la ausencia de derechos de propiedad individuales. También la

indivisibilidad influye en este aspecto. En consecuencia, el uso de estos bienes no genera rivalidad. Los efectos externos se consideran como bienes comunes cuando se cumplen los criterios de exclusión y de rivalidad. Por lo que respecta a sus características, la naturaleza y el paisaje, y la calidad del suelo, el agua y el aire son también bienes comunes.

La existencia de bienes comunes y de efectos externos se estima como una de las causas principales del fracaso del mercado. La intervención de la Administración no está exenta de problemas. También ésta puede fracasar. Una solución alternativa consiste en aplicar un proceso de toma de decisiones descentralizado, mediante el cual los bienes comunes se suministren a través de un club o asociación. La teoría de los «clubes» aporta una base teórica de la que puede deducirse que las formas de cooperación organizadas bajo la modalidad de cooperativas constituyen una alternativa eficiente a la intervención pública.

La teoría de los clubes es aplicable a la protección colectiva de la naturaleza y el paisaje, y de la calidad del suelo, el agua y el aire, por parte de los agricultores y ganaderos a escala local. Una posible modalidad de cooperación es la sociedad cooperativa, en este caso la cooperativa medioambiental. Más que la forma jurídica de la cooperativa, lo que importa es que es posible la exclusión y que puede limitarse la admisión.

La cooperación debe ir encaminada a limitar la contaminación medioambiental y los daños a la naturaleza y el paisaje. Para alcanzar este objetivo, la asociación cooperativa debe contar con:

- a) un conjunto de instrumentos para la recogida y difusión de la información, el estímulo y la persuasión;
- b) instrumentos de derecho privado;
- c) capacidad ejecutiva.

La recogida y difusión de la información debe ir encaminada a discernir las posibilidades de limitar la contaminación medioambiental y los daños a la naturaleza y al paisaje. Así pueden eliminarse las asimetrías de la información. El estímulo y la persuasión deben llevar a un proceso de «absorción» de la valoración del medioambiente, con el efecto consiguiente de inducción de cambio voluntario del comportamiento. El empleo de este conjunto de instrumentos amplía la base y la legitimidad de la política.

La legitimidad, eficacia y eficiencia se refuerzan si los convenios, los derechos o permisos de emisión transferibles y los acuerdos de gestión se integran coherentemente en un conjunto de instrumentos de derecho privado. Los componentes de voluntariedad y consentimiento de los convenios amplían la base de apoyo y la legitimidad de la política. Los convenios ganan en flexibilidad y eficacia si se combinan con un sistema de derechos o permisos transferibles aplicados a las sustancias afectadas por los objetivos medioambientales.

Esta combinación es asimismo eficiente. En contraste con otros instrumentos de gestión, permite reducir sustancialmente los costes de transacción (costes de negociación, de contratación y de verificación), que son relativamente elevados en el caso de los bienes cuasi-públicos, como la naturaleza y el paisaje y la calidad del suelo, del agua y del aire. En la agricultura y la horticultura existe un número relativamente elevado de fuentes emisoras que, sin embargo, sólo contribuyen en medida modesta al problema medioambiental. En la práctica, los costes de transacción de los acuerdos de gestión resultan elevados. La celebración de acuerdos de este tipo con las cooperativas de agricultores permite no sólo reducir los costes de transacción, sino también evitar las indeseables pérdidas de asignación resultantes de la fragmentación de las áreas protegidas.

La realidad de la agricultura holandesa, caracterizada por un gran número de empresas que ocasionan un nivel relativamente escaso de contaminación medioambiental, es ideal para combinar los convenios con un sistema de derechos de emisión transferibles, pudiéndose estipular en el convenio el nivel de calidad medioambiental o el volumen total de contaminación. Este se puede reducir en un horizonte temporal estableciendo una reducción gradual de los límites o las cuotas de contaminación. El límite fijado se divide en cuotas independientes, que se asignan en calidad de derechos transferibles. Al ser negociables estos derechos, el mercado favorece una distribución de la contaminación, produciéndose la reducción de las emisiones de todos los agentes emisores a los mismos costes marginales. De este modo, la asignación resulta eficiente. El sistema de derechos de contaminación transferibles permite, pues, alcanzar los objetivos medioambientales a los costes más bajos.

BIBLIOGRAFIA

ANDERSON, E. A. y DE JONG, H. (1987). *Recreatie in en veranderde maatschappij*. Deel I. Medelingen I. Werkgroep Recreatie. Landbou-universiteit Wageningen. Pudoc, 110 págs.

ANDRIESEN, J. E. y HEERTJE, A. (1992). *Economie in theorie en praktijk*. Stenfert Kroese, Leiden, 521 págs.

BAUMOL, W. J. y OATES, W. E. (1988). *Theory of environmental policy*, 2.^a ed. Cambridge University Press, Cambridge, 299 págs.

BROADWAY, R. W. y BRUCE, N. (1989). *Welfare Economics*, 2.^a ed. Basil Blackwell, Oxford, 344 págs.

BOWENBERG, A. L.; VAN DER BROEK, M. E. T. y MULDER, R. J. (1991a). *Instrumentkeuze in het milieubelied, Discussienota 9102*. Ministrie van Economische Zaken, 's-Gravenhage, 71 págs.

BOWENBERG, A. L.; VAN DER BROEK, M. E. T. y MULDER, R. J. (1991b). *Instrumentkeuze in het milieubeleid*. Economisch Statistische Berichten 76, nr. 3833, pp. 1.108-1.112.

BROWER, F. M. y SLOT, N. (1991). *De bruikbaarheid van financiële prikkels in het landbouw-milieubeleid*. Landbouw-Economisch Instituut, Publikatie, 1.22, Den Haag, 80 págs.

BOBAIRD, A. G.; TRICKER, M. J. y STOAKES (1984). *Recreation Management and Pricing*. Grower, Hampshire, 182 págs.

BUCHANAN, J. M. (1965). *An Economic Theory of Clubs*. *Economica*, 32 (125), pp. 1-14.

CENTRAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK (1989). *Negentig jaren statistiek in tijdsreeksen*. SDU-uitgeverij, 's-Gravenhage, 228 págs.

CORNERS, R. y SANDLER, T. (1986). *The Theory of Externalities, Public Goods and Club Goods*. Cambridge University Press, Cambridge, 303 págs.

GALBRAITH, J. K. (1962). *American Capitalism, The Concept of Countervailing Power*. Houghton Mifflin Company, Cambridge, Massachusetts, 208 págs.

HEIJMAN, W. J. M.; HIEL, R. T. R.; KROESSE, E. P.; VAN DER NOORT, P. C.; SILVIS, H. J. y STANGEN, L. H. G. (1994c). *Leerboek Algemene Agrarische Economie*. Stenfert Kroese, Leiden, 579 págs.

HOUGH, J. DE (1990). *Waarom eigenlijk landbouwpolitiek*. En: HOUGH, J. DE y SILVIS, H. J. (red.). *EG-Landbouwpolitiek van binnen en van buiten*. Tweede druk, Pudoc, Wageningen, pp. 1-8.

HORRING, H. (1970). *Landbouwstructuurbelied: wat is het wat zou het moeten zijn*. Landbouwkundig Tijdschrift 82 (8), pp. 312-316.

LAFFONT, J. J. (1990). *Fundamentals of Public Economics*, 3.^a impresión. The Massachusetts Institute of Technology, Cambridge, 275 págs.

JOHANSSON, P. O. (1991). *An introduction to modern welfare economics*. Cambridge University Press, Cambridge, 176 págs.

KOUTSTAAL, P. R. (1992). *Verhandelbare emissierechten en convenanten*. Economisch Statistische Berichten 77 nr. 3856, pp. 388-391.

KREPS, D. M. (1990). *A Course in Microeconomic Theory*. Harvester Wheatsheaf, Nueva York, 850 págs.

LANDBOUW-ECONOMISCH INSTITUT y CENTRAL BUREAU VOOR DE STATISTIEK (1992). *Landbouweijfers 1992*. Landbouw-Economisch Instituut, 's-Gravenhage, 271 págs.

JUST, R. E.; HUETH, D. R. y SCHMITZ, A. (1982). *Applied Welfare Economics and Public Policy*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 491 págs.

VAN DER MEER, C. L. J.; RUTTEN, H. y DIJKVELD STOL, N. A. (1991). *Technologie in de landbouw; effecten in het verleden en beleidoverwegingen voor de toekomst*.

VOORSTUDIES EN ACHTERGRONDEN TECHNOLOGIEBE LEID. T2 *Wetenschappelijke Raad voor het Regieringsbeleid*. SDU uitgeverij, 's-Gravenhage, 199 págs.

MINISTERIE VAN LANDBOUW, NATUURBEHEER EN VISSERIJ (1990). *Structuurnota Landbouw*. Regeringsbeslissing, Tweede Kamer, vergaderjaar, 1989, 1990, 21.148, nrs. 2-3, SDU-uitgeverij, 's-Gravenhage, 147 págs.

NENTJES, A. (1988). *Marktconform milieubeleid*. Economisch Statistische Berichten, 73, nr. 3653, págs. 401-405.

NENTJES, A. (1990). *Economische instrumenten in het milieubeleid: financierings of sturingsmiddel?* En: P. Nijkamp en H. Verbruggen (red.). *Het nederlands milieu in de Europese ruimte; Preadviezen voor de koninklijke Vereniging voor Staathuishoudkunde*, 1990, Stenfert Kroese, Leiden, pp. 145-166.

NG, Y. K. (1973). *The Economic Theory of Clubs: Pareto Optimality Conditions*. *Economica*, August 40 (159), pp. 291-298.

OLSON, M. (1982). *The Rise and Decline of Nations: Economic Growth, Stagnation and Social Rigidities*. Yale University Press, New Haven, 273 págs.

POST, H. J. y RUTTEN, H. (1991). *Technologiebeleid voor de Nederlands landbouw*. En SILVIS, H. G. y STANGEN, L. H. G. en OSKAM, A. J. (red.). *Landbouwpolitiek tussen diagnose en therapie*. Werkgoep Landbouwpolitiek, Landbouwuniversiteit, Wageningen, pp. 76-87.

RANDALL, A. (1987). *Resource Economics*, 2.^a ed. John Wiley, Nueva York, 434 págs.

SANDLER, T. y TSCHIRHART, J. T. (1980). *The Economic Theory of Clubs: An Evaluative Survey*. *Journal of Economic Literature*, vol. XVIII (diciembre de 1980), pp. 1.481-1.521.

SCHMID, A. A. (1987). *Property, Power and Public Choice: an inquiry into law and economics*, 2.^a ed. Praeger Publishers, Nueva York, 332 págs.

SCHRAM, A. J. y VERBON, H. A. A. en VAN WINDEN, F. A. A. M. (1991). *Economie van de Overheid*. Academic Service Economie en Bedrijfskunde, Schoonhoven, 224 págs.

SIEBERT, H. (1987). *Economics of the Environment*. Second Edition, Springer-Verlag, Berlin, 273 págs.

SLANGEN, L. H. G. (1992). *Policies for nature and landscape conservation in Dutch agriculture*. *European Review of Agricultural Economics* 19 (3), pp. 331-350.

THIJSSSEN, G. J. (1992). *Micro-economic Models of Dutch Dairy Farms*. Profefschrift, Katholieke Universiteit Brabant, Tilburg, 130 págs.

TIEBOUT, C. M. (1956). *A Pure Theory of Local Expenditures*. *Journal of Political Economy*, 64 (5), pp. 416-424.

TIETENBERG, T. (1992). *Environmental and Natural Resource Economics*. Third Edition, Harper Collins, New York, 678 págs.

WETENSCHAPPELIJKE RAAD VOOR HET REGERINGSBELEID (1992). *Milieubeleid; strategie, instrumenten en handhaafbaarheid*. Rapport 41, SDU-uitgeverij, s'-Gravenhage, 299 págs.

WHITTAKER, J. M; O'SULLIVAN, P. O. y MCINERNEY, J. (1991). *An Economic Analysis of Management Agreements*. In: HANLEY, N. (ed.). *Farming and the countryside: An Economic Analysis of External Costs and Benefits*. CAB International, Wallingford UK, pp. 197-214.

WILLIAMSON, O. L. (1987). *The Economic Institutions of Capitalism*. The Free Press, Nueva York, 450 págs.

WISEMAN, J. (1957). *The Theory of Public Utility Price - An Empty Box*. Oxford Economic Papers, 9 (1), pp. 56-74.

WOLFSON, D. J. (1988). *Publieke sector en economische orde*. Wolters-Noordhoff, Groningen, 397 págs.

WOLFSON, D. J. en KOOPMANS, C. C. (1992). *Aanpassen of achterblijven*. Economisch Statistische Berichten 77 nr. 3876, pp. 861-863.

WOORST, G. J. (1966). *Coöperatie als vorm van economische organisatie*. Proefschrift, Katholieke Hogeschool te Tilburg, Van Mastrigt en Verhoeven, Arnhem, 154 págs.

RESUMEN

Se entiende como medio ambiente el conjunto de la naturaleza, el paisaje y la calidad del suelo, del agua y del aire. Así entendido, el medio ambiente se convierte en un bien público debido a sus características de exclusión y de rivalidad. Su calidad se ha visto mermada por la agricultura moderna, mecanizada e intensificada. Estas circunstancias constituyen un efecto externo de signo negativo de la agricultura actual y, en tal sentido, es un ejemplo típico de fallo del mercado. La intervención de la Administración, no obstante, es problemática debido a la ineficiencia *x* y a la ineficiencia en la asignatura. Una alternativa consistiría en establecer un sistema descentralizado de toma de decisiones. A este respecto, la teoría del «club» aporta una base teórica para deducir que la cooperación de los agricultores en el marco de una cooperativa medioambiental es una alternativa eficiente, en el sentido de Pareto, a la intervención de la Administración. Para garantizar la legitimidad, eficacia y eficiencia de una cooperativa medioambiental de este tipo es preciso que entre los procedimientos de actuación de la misma figure la utilización de acuerdos, de derechos y permisos para contaminar transferibles y de convenios de gestión.

RESUME

L'environnement veut dire la nature, le paysage et la qualité de la terre, de l'eau et de l'air. En raison de ses caractéristiques d'*exclusivité* et de *rivalité*, l'envi-

ronnement se classe comme un bien d'intérêt public. L'agriculture moderne, par sa mécanisation et son emploi de technologies intensives, a dégradé l'environnement. Ces conséquences sont des externalités négatives de l'agriculture contemporaine, et ainsi elles constituent un exemple typique de la défaillance du marché. L'intervention du gouvernement n'est pas sans problème à cause de son inefficience, soit d'ordre allocatif soit du type 'x'. Un choix alternatif serait d'instaurer des mécanismes décentralisés pour la prise de décisions. La théorie du 'club' fournit une base théorique permettant de déduire qu'une action collective de la part des agriculteurs sous forme de coopérative environnement mènerait à une solution, à la place de l'intervention gouvernementale, qui est efficiente dans le sens de Pareto. Pour assurer sa base légale, son efficacité et son efficience il importerait que des contrats, des droits ou des permis de polluer transférables et des accords de gestion soient bien intégrés dans les procédures de toute coopérative envorinnementale.

SUMMARY

Nature and landscape and the quality of soil, water and air are indicated as the environment. On the basis of exclusiveness and rivalry the environment is a public good. Modern mechanised and intensified agriculture has reduced qualities of this environment. These consequences are negative external effects of contemporary agriculture, and in this sense a typical example of market failure. Government intervention is, because of x-inefficiency and allocation inefficiency, no without problems. An alternative would be to apply a decentralised decision-making process. The 'club' theory offers a theoretical basis from which it can be deduced that cooperation by farmers in the shape of an environmental cooperative is a Pareto efficient alternative to government intervention. For legitimacy, effectiveness and efficiency it is important that covenants, transferable pollution rights or permits and management agreements are a coherent part of the instruments of an environmental cooperative.
