

María Xosé Vázquez Rodríguez¹ _Universidad de Vigo
Albino Prada Blanco _Universidad de Vigo
Mario Soliño Millán _Universidad de Vigo

Administración&Ciudadanía. _1/2006

El papel de la valoración económica en la gestión pública de las áreas naturales protegidas²



El presente artículo ilustra la utilidad de los métodos de valoración económica de bienes sin mercado para la gestión pública en general, y como guía para la planificación de espacios naturales ecológica y paisajísticamente valiosos en particular. Después de ubicar histórica y geográficamente el origen y evolución de estos métodos, así como el papel que juegan en la actualidad en Estados Unidos, Europa y España, se describen brevemente las técnicas más utilizadas, con especial atención a los métodos de preferencias declaradas, basados en la estimación de las preferencias individuales y, por agregación, sociales. Como ejemplo de uso y potencial de estas técnicas, se presentan los principales resultados de varias aplicaciones (valoración contingente, experimento de elección y análisis Delphi) realizadas en Galicia con el objetivo de analizar la viabilidad de medidas de compensación a los productores rurales por la adopción de prácticas compatibles con la conservación de la Red Natura 2000 (RN 2000) en espacios de montaña. Los resultados muestran que la conservación y mejora en la calidad de nuestros montes no sólo es viable sino socialmente deseable.&

& Palabras clave: economía, recursos naturales, gestión pública, evaluación

1. INTRODUCCIÓN

La valoración económica aplicada al medio ambiente ha experimentado una expansión sin precedentes en las últimas décadas, fundamentalmente a partir de los años 60-70 en Estados Unidos, de los 80 a nivel internacional y de los 90 en España. La fiabilidad de las técnicas ha mejorado sustancialmente como consecuencia de su aplicación a diversos contextos y ámbitos geográficos, aunque también se podría afirmar que han sido las mejoras metodológicas las que han permitido e incentivado el crecimiento exponencial de las aplicaciones. Al mismo tiempo, la valoración económica ha pasado de ser un área de investigación restringida al ámbito universitario –especialmente en el caso europeo y español, y en menor medida en Estados Unidos– a despertar el interés de las administraciones públicas, porque proporciona información en un contexto en el que parecía imposible realizar ningún tipo de cuantificación y, por tanto, ayuda a orientar la gestión pública del medio ambiente o de proyectos con consecuencias ambientales.

Probablemente es en el ámbito de las áreas naturales en el que la valoración económica ha demostrado en mayor medida su potencial y posibilidades. El nacimiento y desarrollo de los métodos de valoración de bienes sin mercado se produjo como respuesta a la necesidad de la Administración de priorizar y justificar inversiones públicas en un contexto de recursos limitados. En el análisis de la rentabilidad económica o análisis coste-beneficio (ACB) –cálculo de los beneficios o pérdidas netas– de las alternativas de inversión, los gastos en conservación de áreas naturales salían claramente desfavorecidos, por cuanto representaban una salida neta de fondos, sin contrapartida en los ingresos. Sin embargo, la ausencia de ingresos no implica necesariamente inexistencia de beneficios, pues la sociedad revela una elevada preferencia por la protección de sus ecosistemas más valiosos, bien porque obtiene beneficios recreativos, bien por razones de legado, históricas o socioculturales. El reto era estimar, en términos incorporables en los análisis coste-beneficio de las políticas públicas, la magnitud de estos beneficios sociales, de carácter público o colectivo y sin mercados ni precios asociados.

Gran parte de la estructura conceptual para valorar los beneficios sociales de proyectos públicos procede de Hotelling (1938), que descubrió para el mundo anglosajón los trabajos del francés Dupuit publicados en 1844 (Dupuit, 1844, 1933). En 1947, el Servicio de Parques Nacionales (SPN) de Estados Unidos comenzó a buscar alguna forma de asignar un valor a los servicios proporcionados por los espacios que gestionaba con el objetivo de justificar los gastos del gobierno federal en su conservación. El proyecto fue asignado a un economista de la División de Planificación, Roy Prewitt, y fue él quien tuvo la idea de enviar cartas a diez reputados expertos solicitando su consejo. Casi todos respondieron negativamente –era imposible medir valores recreativos en términos monetarios–; todos excepto Harold Hotelling, profesor de estadística matemática en la Universidad de Carolina del Norte. Hotelling percibió la similitud entre esta cuestión y la planteada por Dupuit, que buscó un criterio para determinar el valor social de infraestructuras como puentes o carreteras y resaltó que el valor social era mayor que los ingresos generados, porque la población estaría dispuesta a pagar más por el uso del puente de lo que en aquel momento pagaba –en la mayor parte de los casos, nada–. Dupuit y después Hotelling argumentaron que el valor social de estas infraestructuras debía estimarse como el área bajo la curva de demanda por su uso, asociando el beneficio social al concepto económico de excedente del consumidor. El problema práctico era obtener esta curva. Ciertamente existía –con un peaje alto habría una menor

demanda que con uno bajo-, pero estaba latente. Sólo se observaba un punto de esa curva: el correspondiente al precio existente (quizás cero); y con sólo este punto no podía inferirse nada sobre la posición y forma del resto de la curva ni, por tanto, se podía obtener una estimación del beneficio social de su uso.

El caso de un área natural protegida era conceptualmente semejante al ejemplo de las infraestructuras pero presentaba una diferencia determinante y favorable: existían otros gastos asociados con la visita –como el viaje, el alojamiento, el equipo, etc.– que podrían proporcionar la necesaria variación de precios. Aunque estos gastos no representaban ingresos para el Servicio de Parques Nacionales, eran claramente percibidos por los visitantes como un precio por visitar el lugar. Además este precio variaba entre visitantes que vivían a distancias diferentes. Si estos gastos pudieran medirse, podría construirse una función de demanda de visitas al lugar y, a partir de ella, determinar el valor social de los servicios recreativos obtenidos. Desafortunadamente, Prewitt se hizo eco de la opinión mayoritaria y concluyó que “los valores recreativos no pueden ser medidos en términos monetarios”. Todas las respuestas fueron publicadas en un informe del SPN de 1949 (National Park Service, 1949). La respuesta de Hotelling fue incluida en este informe (Hotelling, 1949), pero no despertó atención y permaneció en el olvido durante casi una década, hasta que en 1956 el Estado de California contrató a una consultoría ambiental para cuantificar los beneficios recreativos asociados a una serie de embalses incluidos en el proyecto del río Feather. Esta compañía tuvo noticia de la idea de Hotelling a través de Harold Ellis, profesor de Economía en la Universidad de Berkeley (California), y decidió utilizarla. Así, realizaron encuestas a visitantes en distintos lugares durante 1956 para obtener información sobre su procedencia y los gastos en los que habían incurrido para su visita. Con base en estos datos, calcularon una curva de demanda y construyeron un estimador aproximado del excedente del consumidor. El análisis fue publicado por Trice y Wood (1958); fue la primera aplicación de lo que se denominaría posteriormente “método del coste de viaje”. La segunda aplicación apareció unos meses después. En 1957, Marion Clawson realizó un proyecto de investigación en Resources for the Future para obtener datos sobre visitas a Yosemite y otros parques nacionales con el objetivo de aplicar el método de Hotelling. Estos resultados fueron publicados en Clawson (1959), que partía de la premisa de que era “teóricamente posible y prácticamente factible asignar valores monetarios a la recreación”.

Pero el reto investigador aún persistía, asociado a los denominados “intangibles”, es decir, aquellos bienes para los cuales ni existía demanda de mercado ni podría ser inferida, como en el coste de viaje, de la demanda de bienes de mercado relacionados. Para este caso, era necesaria una técnica distinta que fue sugerida por primera vez en 1947, el mismo año en el cual Hotelling propuso a Prewitt el coste de viaje para estimar beneficios recreativos. La idea surgió de Ciriacy-Wantrup (1947), profesor del Departamento de Economía Agraria de la Universidad de Berkeley, para medir los beneficios de la fijación de los suelos, algunos de los cuales no tenían mercados: eran de carácter colectivo e “intangible”, como la reducción del riesgo de erosión. El problema se restringía, de nuevo, a la estimación de la función de demanda por esos bienes y servicios y propuso la siguiente solución:

Podemos preguntar a los individuos de una muestra o grupo social cuánto dinero están dispuestos a pagar por cantidades adicionales sucesivas de un bien colectivo de no-mercado.

Este procedimiento sería posteriormente conocido como método de valoración contingente, y se convirtió en una de las técnicas de valoración más polémicas pero también potencialmente

más versátiles y, por tanto, útiles. Este método proporcionaba una estimación de la demanda de mercado para los "intangibles" en cuestión y, a partir de ella, el beneficio o excedente. Ciriacy-Wantrup analizó también posibles objeciones a este planteamiento, incluida la de que el medio de pago utilizado podría influir en las respuestas, pero también confiaba en que "a través de la adecuada formación y definición de los cuestionarios parece posible minimizar este posible sesgo" (Ciriacy-Wantrup, 1947). Esta misma sugerencia fue repetida en el libro sobre economía de los recursos naturales del mismo autor (Ciriacy-Wantrup, 1952). Sin embargo, la idea no se aplicó hasta el año 1958, de nuevo auspiciada por el SPN (Mack y Myers, 1965) en el contexto de la recreación. En este primer estudio aplicado, se preguntó a los individuos su disposición a aceptar el pago de un precio de entrada por la satisfacción obtenida de las visitas a la cuenca del río Delaware. Los autores puntualizaban que las conclusiones debían ser consideradas con cautela pues la disposición a pagar hipotética no tenía por qué corresponderse con la real. Pero esto no invalidaba los resultados sino que llamaba a una investigación más profunda de la metodología. La segunda aplicación, y quizás la más conocida, tuvo lugar en 1961 cuando Davis (1963a, 1963b, 1964) entrevistó a una muestra de cazadores y otros visitantes a los bosques de Maine para su tesis doctoral. Posteriormente Ridker (1967) utilizó la valoración contingente para estimar los beneficios del control de la contaminación del aire. Pero no fue hasta la década siguiente cuando se reveló la potencialidad del método para proporcionar estimaciones de beneficios que los métodos alternativos no podían ofrecer; concretamente, en una aplicación pionera sobre beneficios de la mejora en la visibilidad derivada del control de la contaminación (Randall *et al.*, 1974; posteriormente, Randall y Peterson, 1984).

El mayor impulso a los métodos de valoración económica en Estados Unidos se produjo a principios de los 80 con la *Executive Order 12291* y la CERCLA (*Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*). Mediante estas normativas, el ACB se posicionó como un procedimiento de rutina asociado con la evaluación de proyectos y, específicamente, se normaliza el uso de métodos de valoración económica. Las aplicaciones crecieron vertiginosamente a mediados de los 80, alcanzando a mediados de los 90 más de la cuarta parte de las publicaciones en el *Journal of Environmental Economics and Management* (Deacon *et al.*, 1998). Sin embargo, el despegue definitivo del método se produjo a raíz del estudio de valoración realizado en Alaska para estimar las pérdidas ecológicas (no comerciales) asociadas al derrame de petróleo del *Exxon Valdez* (Carson *et al.*, 2003). Esta aplicación fue el punto de partida de una indemnización millonaria al Estado de Alaska exclusivamente por pérdidas ambientales y, al mismo tiempo, dio lugar a las famosas guías de Arrow *et al.* (1993), consideradas como referencia para todas las aplicaciones a nivel internacional. Carson *et al.* (1992) ya citaban al menos mil aplicaciones de valoración contingente, aunque la mayor parte procedían de Estados Unidos.

En Europa, las primeras aplicaciones de estos métodos de valoración son más tardías y se producen en las décadas de los 80 y 90 (Navrud, 1992; Navrud y Pruckner, 1997). La principal diferencia en la evolución de los métodos en los dos continentes es el reconocimiento de la validez de los mismos por parte de las agencias gubernamentales. Mientras que en Estados Unidos son ampliamente reconocidos y utilizados, en Europa sólo parecen serlo en el Reino Unido y tímidamente en el resto de los países de la Unión Europea (UE), en los que existe cierta reticencia sobre su incorporación a las rutinas de evaluación de proyectos, análisis de regulaciones o incluso evaluación de daños sobre los recursos naturales. Un caso excepcional y pionero es la *1995 Environment Act* en el Reino Unido, mediante la cual y bajo previa petición

del ministerio se podía solicitar realizar análisis coste-beneficio en casos particulares. Con el tiempo, esta regulación evolucionó y dio lugar a la *Regulatory Impact Assessment* (1998), apareciendo el Reino Unido como el único estado de la UE en el que la valoración económica se usa en el diseño de todas las nuevas regulaciones que así lo requieran. Así, a partir de finales de 1998, el Consejo de Ministros no puede considerar ninguna propuesta de regulación que afecta a empresas, organizaciones sin ánimo de lucro u otros sectores sociales sin realizar previamente una evaluación completa de impactos (RIA). Desde entonces, en el Reino Unido se han realizado RIA sobre diversos proyectos: químicos, sustancias peligrosas, manufacturas, ruido, radiación, carreteras, trenes, ambiente de trabajo, etc. (Regulatory Impact Unit, 2003; HM Treasury, 2003).

Sin embargo, el caso de Reino Unido es excepcional, no siendo habitual en la Unión Europea requerir una evaluación de impactos *ex ante* ni, por tanto, aplicar el ACB en el proceso de diseño de políticas públicas. Las administraciones públicas aluden tanto a la escasa disponibilidad y fiabilidad de datos para llevar a cabo un ACB como a sus limitaciones para analizar cuestiones medioambientales (Virani y Graham, 1998) para argumentar que el ACB no sea una exigencia previa a la toma de decisiones. En la UE se producen contradicciones pues, a pesar de reconocerse la importancia de la valoración económica, no existen indicios de que ésta vaya a ser tenida en cuenta en la toma de decisiones políticas o judiciales. Así, en la Directiva sobre responsabilidad ambiental, en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales, se dice:

Si no es posible utilizar criterios preferentes de equivalencia recurso-recurso o servicio-servicio, se aplicarán técnicas de valoración alternativas. La autoridad competente podrá prescribir el método –por ejemplo: la valoración monetaria– para determinar la magnitud de las medidas reparadoras complementarias y compensatorias necesarias (Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, *Diario Oficial de la Unión Europea*, L 143, 30-04-04).

En la propuesta de esta directiva se argumentaba que:

la valoración de los daños a los recursos naturales sigue siendo causa de controversia, aunque es imprescindible para alcanzar los objetivos ambientales que persigue esta propuesta. Las dificultades que presenta y la controversia que suscita la evaluación de los daños a los recursos naturales se resolvieron con un criterio valorativo que favorece la reparación frente a las medidas monetarias, en buena medida porque los costes de la reparación son más fáciles de calcular, utilizan menos metodologías de valoración económica escasamente probadas y pueden verificarse *a posteriori*. (COM, 2002: 17 final).

En España, la primera aplicación de valoración contingente se realizó en el contexto del transporte (Riera, 1991, 1993), en la que se valoraba el impacto ambiental de un determinado diseño de circunvalación urbana, aunque curiosamente el transporte es sólo el segundo campo de aplicación más habitual después de los espacios naturales (Riera, 1997). Las primeras aplicaciones relacionadas con áreas naturales son las de León (1994), Calatrava (1994), Rebolledo y Pérez (1994), Campos y Riera (1996), Campos *et al.* (1997), Del Saz (1996)³... A partir de los 90 los ámbitos de aplicación se han ido ampliando, aunque casi siempre han sido trabajos de investigación realizados desde la universidad y desvinculados de las decisiones públicas. Así, sin ánimo de ser exhaustivos, podemos encontrar aplicaciones en ámbitos tan diversos como el ruido provocado por el tráfico (Penín, 1998), los tratamientos sanitarios (Dalmau, 1998; Pinto

et al., 1998), los efectos sobre la salud de la contaminación (Riera y Penín, 2000; Vázquez, 2000), la gestión de residuos (Gándara y Riera, 2000), el urbanismo (Riera, 1995), etc.

A continuación introducimos brevemente los fundamentos de la valoración económica de servicios sin mercado de las áreas naturales, para posteriormente presentar las técnicas disponibles para estimar los beneficios sociales de estas áreas.

2. LA VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA RECREACIÓN Y LA CONSERVACIÓN DEL PAISAJE RURAL

El mundo rural siempre ha desempeñado muchas más funciones que la mera provisión de alimentos y materias primas. Sin embargo, desde que el proceso de urbanización se ha convertido en una realidad global, estas funciones empiezan a cobrar un peso fundamental en las preferencias sociales. Esto ocurre fundamentalmente por dos razones. En primer lugar, la población urbana comienza a demandar del mundo natural servicios relacionados con el disfrute del tiempo libre. En segundo lugar, comienza a percibirse que la función de provisión de alimentos y materias primas de forma intensiva se realiza en detrimento de las funciones recreativas y ambientales del medio rural. Paralelamente, la ciencia ha venido demostrando que estas funciones ambientales son fundamentales para la conservación de los ecosistemas, la biodiversidad, la salud y, en último término, de la propia producción de bienes comerciales y servicios de ocio de forma sostenible. Y, curiosamente, las pérdidas en las funciones de recreación y protección ambiental se hacen evidentes de forma simultánea a un aumento de la demanda social de las mismas.

Es la ausencia de mercado la razón por la que la estimación de los beneficios sociales de las áreas de montaña habitualmente se limita a los valores comerciales, incorporando en algunos casos los recreativos y obviando habitualmente los servicios ambientales. Sin embargo, la evidencia empírica ha demostrado que la magnitud de los beneficios sociales no relacionados con el uso directo del recurso, entre los cuales se encuentran los servicios ambientales, no es despreciable. Por ejemplo, Brouwer y Slangen (1998), en una reciente aplicación en Holanda, observan que la población no usuaria de un espacio natural valora su conservación el doble que los visitantes. Por tanto, parece necesario estimar tanto los valores de uso como los de conservación que los ciudadanos en general, tanto usuarios como no usuarios, manifiestan respecto al nivel actual de conservación o a posibles ampliaciones en la superficie y el número de las áreas naturales protegidas. En esta dirección fueron pioneros los trabajos sobre las ESA (*Environmental Sensitive Areas* o Áreas Ambientalmente Sensibles) en el Reino Unido (Willis y Garrod, 1994; Willis *et al.*, 1996; Bateman *et al.*, 2000).

2.1. Métodos de valoración

El objetivo de todos los métodos de valoración es conocer las preferencias, individuales o colectivas, por cambios en los bienes y servicios obtenidos de los espacios naturales. Los métodos que tratan de estimar las preferencias individuales descansan en la teoría microeconómica del bienestar basada en las preferencias individuales. Por su parte, los métodos que intentan conocer las preferencias colectivas, a diferencia de los anteriores, toman como punto de partida las que revelan grupos específicos, decisores políticos o grupos de expertos.

En primer lugar, los métodos indirectos o de preferencias reveladas deducen el valor que los individuos asignan a los servicios ambientales de las decisiones que éstos toman en mercados de bienes relacionados. Por lo tanto, las decisiones respecto al bien de mercado sirven como “*proxy*”

de las que tendrían lugar respecto al bien sin mercado. A este grupo pertenecen el método del coste de viaje, que –como hemos visto en el epígrafe 1– considera los gastos de desplazamiento del individuo como una aproximación inferior a los beneficios que obtiene de la visita a un espacio natural, y el método de los precios hedónicos, que considera la variable ambiental como un dato –entre otros– que influye en el precio que el individuo está dispuesto a pagar por un determinado bien de mercado, como la vivienda (Ridker y Henning, 1967; Rosen, 1974).

La principal ventaja de estos métodos es que se basan en decisiones reales. Su principal inconveniente es que sólo proporcionan estimadores del valor relacionado con el uso activo del recurso. Sin embargo, no ayudan a estimar la importancia de los valores de conservación y tampoco permiten valorar políticas que impliquen cambios en los bienes y servicios *ex ante*, es decir, antes de que las mismas sean aplicadas. Estas limitaciones de los métodos indirectos y el hecho de que no ayuden a aproximar el valor total, incluido el de conservación, han desplazado la atención a otro tipo de métodos de mayor potencialidad.

En segundo lugar, los métodos directos o de preferencias declaradas evalúan el bien sin mercado mediante la realización de encuestas que incorporan mercados hipotéticos o simulados. Entre ellas, la valoración contingente es la más representativa (Mitchell y Carson, 1989). Consiste en simular un mercado mediante un cuestionario en el cual el encuestador realiza el papel de oferente del bien ambiental y el encuestado de demandante. El cuestionario establece las condiciones en las que tendría lugar el intercambio y por ello se conoce como escenario de la valoración. El objetivo es obtener la máxima disposición a pagar (o mínima compensación exigida) por el disfrute del bien objeto de estudio (o una pérdida de disfrute del bien ambiental), bajo el supuesto de que la aportación que este bien realiza al bienestar del individuo es, como mínimo, su disposición a pagar por obtenerlo (o la compensación exigida por renunciar a él).

La valoración directa permite la estimación del valor total y además su obtención es posible *ex ante*, por ejemplo, para predecir los beneficios de una política⁴ o medida antes de su aplicación (en nuestro caso, la ampliación de espacios protegidos o el abandono de los existentes) o para comparar los efectos en el bienestar de diferentes medidas. La principal ventaja de estos métodos es su flexibilidad para ser aplicados en diferentes situaciones y para valorar un abanico amplio de bienes. Su principal inconveniente, en cambio, radica en el diseño del ejercicio, pues ha de prestarse especial cuidado en la elaboración del cuestionario para evitar o minimizar la presencia de sesgos y errores de estimación (Carson, 1999)⁵.

Sin embargo, también existen técnicas que, en lugar de basarse en las preferencias individuales, lo hacen en las colectivas o de grupo. Entre estos métodos se encuentra la metodología Delphi, que se lleva a cabo a través de un proceso iterativo consistente en la realización de encuestas a un grupo de expertos o de decisores relevantes que manifiestan preferencias colectivas. En este proceso iterativo se garantiza el anonimato de todos los participantes, evitando de esta forma la influencia sesgada de la opinión de cualquiera de ellos. Es decir, se impide que ninguna opinión pueda ser atribuida a uno en particular. La forma habitual de llevar a la práctica el anonimato es a través de la utilización de cuestionarios escritos, entrevistas personales, teléfono, fax o, últimamente, internet.

En el caso de los espacios naturales, la magnitud de los valores de conservación es muy relevante y, si el objetivo –como ocurre en este caso– es obtener el valor social de diferentes alternativas de gestión de los mismos para el futuro, los métodos de preferencias declaradas son los más adecuados, pues incorporan los valores no vinculados estrictamente –en la actua-

lidad o en el futuro– con su uso y disfrute. No obstante, en algunos casos es muy útil además valorar por separado determinadas características relacionadas con el paisaje y la gestión de los espacios naturales. Por ejemplo, la cantidad de cubierta arbolada o el tipo de vegetación presente en dichos espacios pueden ser aspectos determinantes del paisaje percibido. Para solucionar este problema, una posible alternativa es llevar a cabo múltiples ejercicios de valoración contingente, pero una aproximación más sencilla se basa en la aplicación de otro tipo de métodos directos que permiten obtener, mediante una misma aplicación, un conjunto de valores desagregados para las diferentes características del bien en cuestión.

Estas técnicas, que comienzan a ser aplicadas al medio ambiente en los años 90 (Adamowicz *et al.*, 1994, 1995), se habían utilizado con profusión en investigación de mercados desde los años 60 (Luce y Tukey, 1964). El objetivo en aquel ámbito era conocer la importancia relativa de las distintas características de los bienes en las decisiones de compra de los individuos.

En el caso de los espacios protegidos de montaña, es útil conocer la importancia relativa de diferentes aspectos del paisaje para los individuos que lo disfrutan, para así ayudar a establecer prioridades a la hora de determinar aquellos aspectos a los que se ha de dirigir su gestión. Para ello se recurre a diseñar diferentes alternativas o paisajes, integrados por diferentes niveles de los atributos o características considerados relevantes, entre los cuales debe estar necesariamente el coste de aplicar ese tipo de gestión, que nos va a permitir transformar las preferencias reveladas mediante las elecciones en magnitudes monetarias. Las alternativas son presentadas al individuo y este debe informar, mediante alguno de los formatos posibles, sobre sus preferencias respecto a esas posibilidades.

El formato de *ordenación* –como su nombre indica– consiste en ordenar las alternativas de la más preferida a la menos preferida. En el formato de *puntuación*, el segundo de los planteados, el individuo debe situar cada alternativa en una escala –numérica o semántica– en la que el extremo inferior del intervalo implica que la alternativa ahí situada es la menos deseable y la situada en el extremo superior es la más deseable. El problema fundamental de estos formatos es que la precisión de la ordenación o de la puntuación disminuye a medida que aumenta el número de alternativas a las que se enfrenta el sujeto (Wildert, 1994). En general, se ha comprobado que el individuo ordena o puntúa con facilidad las dos o tres primeras alternativas pero encuentra problemas para decidir sobre las restantes, dando como resultado decisiones más aleatorias que fundamentadas en sus verdaderas preferencias. El tercer tipo de métodos son los *experimentos de elección*. Consisten en presentar al individuo un subconjunto limitado de alternativas, normalmente dos o tres, para que elija la que prefiere. Normalmente, por motivos de eficiencia en el uso de la muestra, cada individuo realiza más de una elección. El número de elecciones se determina en la fase de diseño para que el individuo sea capaz de enfrentarse al conjunto de elecciones sin acusar cansancio. La ventaja de este formato es que guarda más semejanza con el comportamiento habitual de los individuos en el mercado, pues implica elegir una entre un conjunto de opciones disponibles.

Se describe a continuación la aplicación de algunas de estas técnicas de valoración de preferencias declaradas (valoración contingente, experimento de elección y análisis Delphi) en Galicia para analizar la viabilidad social de medidas de compensación a productores rurales en el ámbito de la RN 2000. Una descripción más extensa del diseño de las aplicaciones y sus resultados puede obtenerse en Prada *et al.* (2005).

3. LA VALORACIÓN DE BENEFICIOS Y COSTES SOCIALES DE LA RED NATURA 2000 EN GALICIA

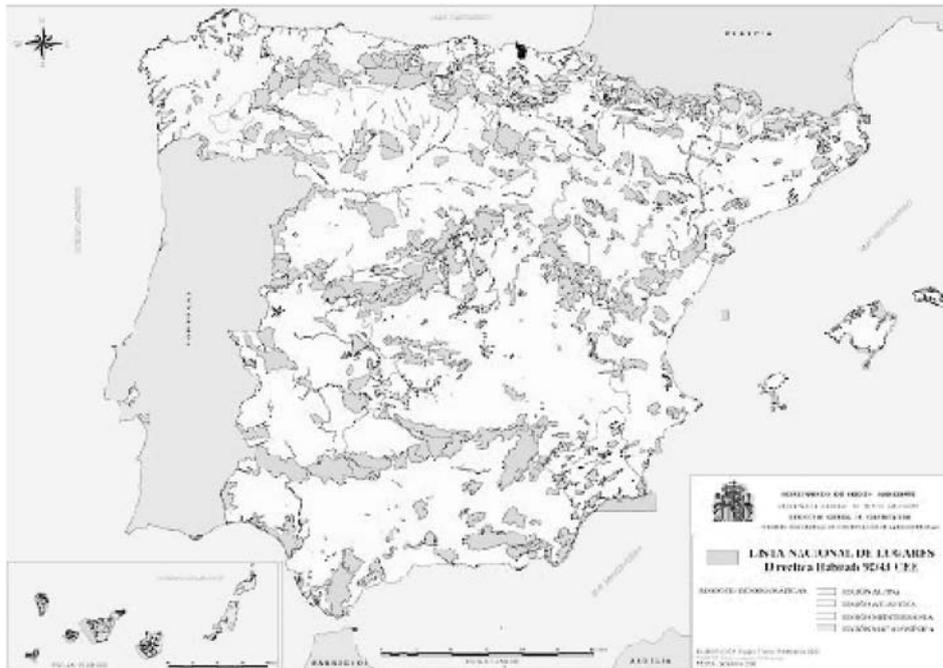
3.1. La Red Natura 2000 en Galicia

La Directiva 92/43/CEE del Consejo de la Unión Europea, de 21 de mayo de 1992, en su artículo tercero define la red ecológica denominada Natura 2000. Esta red estará formada por un conjunto de espacios naturales europeos que representan hábitats de alto interés comunitario por sus características especiales, bien porque se encuentren amenazados de desaparición, presenten un área de distribución natural reducida debido a su área restringida o en regresión y/o constituyan espacios representativos de alguna de las siguientes regiones biogeográficas: alpina, atlántica, boreal, continental, macaronesia o mediterránea⁶. La península Ibérica queda mayoritariamente clasificada como mediterránea si bien toda su fachada norte y noroeste se incluye en la región atlántica, que Galicia comparte con otras áreas de estados miembros más septentrionales (Francia, Reino Unido, etc.).

El principal objetivo de esta directiva, reflejado en su artículo segundo, es contribuir a garantizar tanto la biodiversidad como el mantenimiento y la mejora de esos hábitats naturales de especial relevancia. Para ello se adoptarán medidas que ayuden a tales fines acordes con las características socioeconómicas de cada región en particular, siempre teniendo presente que no sólo se podrán sino que deberán mantenerse las prácticas tradicionales agrícolas, ganaderas o forestales.

La elaboración de la RN 2000 es, por tanto, un punto clave a la hora de llevar a la práctica la directiva, pues en ella se recogerán los espacios que incluyan hábitats objeto de mejora medioambiental. Para ello cada uno de los estados miembros de la Unión Europea puede contribuir a la red con una propuesta de los territorios o zonas a incluir en la misma. La propuesta de RN 2000 europea (Sundseth y Hanley, 2002) está formada por 14.912 lugares de interés comunitario (LIC⁷) y 2.885 zonas de especial protección de aves (ZEPA⁸), que representan, respectivamente, una superficie de 436.887 y 232.062 km² (668.949 km² en total).

FIGURA 1. Localización de LIC en España



Fuente: Ministerio de Medio Ambiente (2001)

España, además de ser el estado que más contribuye a la RN 2000 en términos absolutos, también lo es en términos relativos (exceptuando el caso de Dinamarca), con un 23% de su territorio nacional. Galicia participa en menos de un 4% en la superficie española propuesta para la RN 2000, lo que representa menos del 1% de la superficie total de la misma. Además, la superficie de LIC propuesta por la comunidad gallega es apenas del 11% sobre el total del territorio autónomo. Esto implica que Galicia se sitúa a la cola del conjunto de comunidades españolas, lejos de la aportación media estatal respecto a la superficie total (casi el 23 %) y singularmente de otras regiones atlánticas (Asturias, Cantabria...), que incluyen un 20% de su territorio. Regiones como Andalucía, con un 22% sobre el total de RN 2000 española y un 28% de su territorio tendrían, en cambio, un patrón semejante al de España en el conjunto de la Unión Europea. La propuesta gallega⁹ para formar parte de la RN 2000 está formada por 65 espacios, diferenciando 57 LIC y 8 ZEPA. Estos espacios representan 369.369 ha, lo que supone un 13% de la superficie total gallega¹⁰. En esta propuesta se encuentran recogidos 57 hábitats que figuran en la Directiva 92/43/CEE, siendo 11 de ellos prioritarios (Xunta de Galicia, 2001).

FIGURA 2. Propuesta de Red Natura 2000 en Galicia



Fuente: Elaboración propia sobre Xunta de Galicia (2001)

Color rojo: Escenario del análisis de demanda (valoración contingente y experimento de elección en Prada *et al.*, 2005)

La RN 2000 de montaña en Galicia comprende un número de espacios de reconocido valor paisajístico, que muestran la combinación de funciones y problemáticas que venimos de referir. Por ello, la investigación que describiremos en el siguiente epígrafe (Prada *et al.*, 2005) tenía como objetivo analizar la demanda social de servicios no comerciales relacionados con los espacios de montaña incorporados en la propuesta y, en relación con ella, la viabilidad de políticas de incentivos a la oferta de estos servicios. Estos incentivos deberían centrarse en el establecimiento de las adecuadas compensaciones económicas a aquellas prácticas productivas no sólo compatibles sino necesarias para la conservación de valores rurales no meramente comerciales.

El objetivo de la investigación de Prada *et al.* (2005) era analizar las preferencias paisajísticas y de conservación de los LIC de montaña, tanto por razones de homogeneidad biogeográfica como de problemática ambiental o potencialidades y hábitats de flora y fauna. Así, de entre todos los incluidos en la red, la aplicación se centra en 24. Los LIC seleccionados suponen el 76% de la propuesta gallega aunque en número sean menos de la mitad. Se plantea, por tanto, la propuesta de pasar de los tres parques naturales actuales (Invernadoiro, Fragas do Eume y Baixa Limia), que suponen 36.000 ha o un 1% del territorio (aunque el 94% de los parques actuales), a una ampliación que incluiría 21 áreas más y que implicaría, en conjunto, el 10% del territorio con 280.000 ha.

Ésta es básicamente la acotación territorial para un experimento de elección cuyo objetivo es obtener la demanda social de su conservación por parte de los ciudadanos gallegos en general. Para el análisis sobre aceptación de programas y compensaciones por parte de las

comunidades de montes vecinales en mano común (CMVMC), se circunscribe aún más esta delimitación territorial. En este caso se seleccionan 9 de los 57 LIC de la propuesta gallega para la RN 2000, dos de ellos dentro de la región bioclimática mediterránea¹¹ y el resto en la atlántica. Estos espacios han sido escogidos por ser una muestra representativa de los espacios de montaña de la RN 2000 en la Galicia meridional (excluyendo las áreas de litoral o fluviales, los humedales y las islas). Por otra parte, aún siendo nueve espacios de referencia, con una extensión de 234.392 ha, representan un muy considerable 63,5% del total de LIC propuestos en Galicia para formar parte de la RN 2000, así como el 8% de la superficie geográfica total de la comunidad.

3.2. Aplicaciones de valoración económica

Así, el marco de la valoración, desde el punto de vista de la demanda, va a ser el paso de la actual situación de protección de estos bosques de montaña (tres parques naturales¹², que suponen 36.000 ha o el 1% del territorio) a una situación con 24 áreas protegidas –incluidas las tres actuales – que supondría 280.000 ha o el 10% del territorio¹³. Además de valorar este cambio en el área protegida, se consideró interesante obtener las preferencias sociales respecto a otros aspectos de gestión con impacto en el paisaje rural. Para ello, y en primer lugar, se llevó a cabo un test de percepción para conocer qué aspectos del paisaje aprecia más la sociedad gallega. Este ejercicio consistió en realizar un cuestionario a una muestra representativa de la población metropolitana gallega, como principal demandante de servicios rurales no directamente comerciales. Este cuestionario presentaba información visual –mediante fotografías reales– que intentaba abarcar un conjunto extenso y realista de alternativas de gestión. Entre los atributos considerados se incluyeron la cantidad de cubierta arbolada, el tipo de arbolado, diferentes intensidades de gestión en el caso del monte bajo, variada morfología de caminos y bordes, la altura del arbolado, la edad, la densidad, etc. Se preguntaba además sobre características socio-económicas de los encuestados y se pedía su opinión sobre la relevancia de diversos problemas ambientales para los espacios valorados. A partir de las respuestas obtenidas, se analizó la clasificación total de fotografías y se construyeron *índices de preferencia paisajística* (IPP)¹⁴.

Los resultados de este análisis de percepción permiten destacar que la población considera muy relevante el tipo de cubierta arbolada, con fuerte preferencia por el bosque tradicional repoblado y la menor valoración paisajística para los cultivos de eucalipto y el monte bajo o baldío, siendo esta última opción siempre menos preferida que cualquier opción de arbolado. En consecuencia, de los datos se deduce un claro respaldo social a las políticas de repoblación y, en concreto, a la recuperación del bosque caducifolio. Además de confirmar los resultados anteriores, se observa que los individuos prefieren masas arbóreas de menor densidad, porque facilitan la visión y el movimiento, y aspectos de gestión de gran impacto visual (caminos, bordes, límites) irregulares que ayuden a estructurar y definir el conjunto. El análisis nos informa también tanto de que la población prefiere áreas con cubierta arbolada dominante, preferiblemente de bosque tradicional de caducifolias, como de que muestra una valoración negativa de la presencia de cortafuegos visibles y de altas densidades de arbolado, y una valoración positiva de la cubierta arbolada dominante, la gestión adecuada del monte bajo y los bosques maduros.

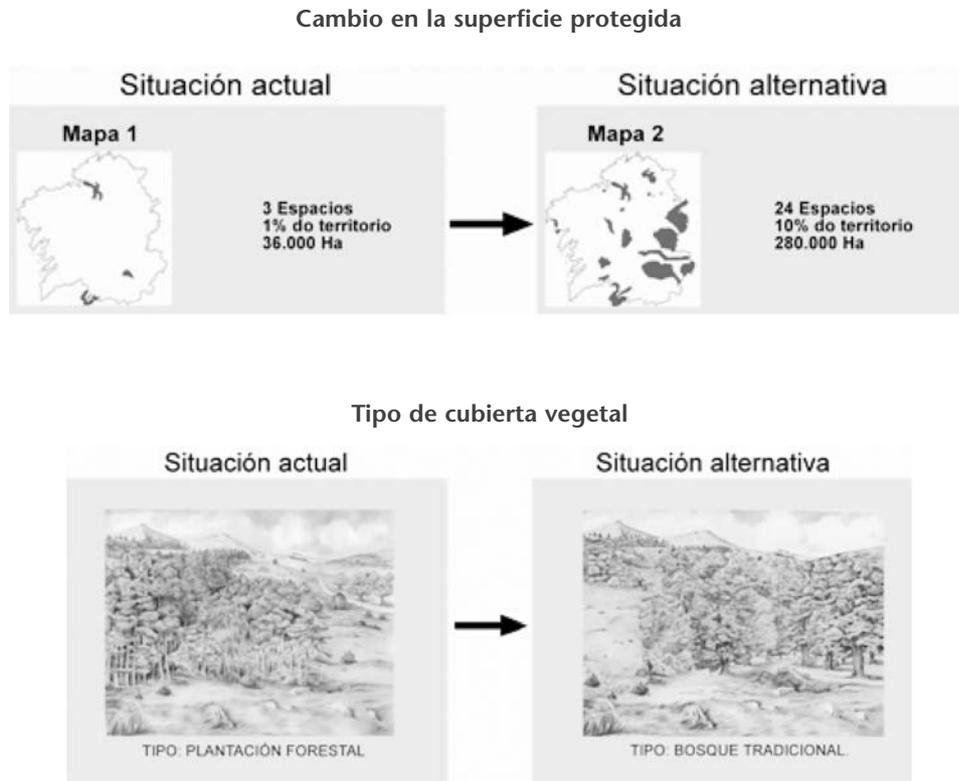
Ya hemos visto que son los métodos de preferencias declaradas, como el experimento de elección, los únicos que permiten estimar valores no relacionados con el uso directo de los recursos, e incluso aquellos asociados a políticas que aún no han sido aplicadas, posibilidades que los convierten en especialmente atractivos en este caso. Así, se realizó un experimento

de elección a una muestra representativa de la población gallega. Cada individuo entrevistado debía elegir una alternativa de protección entre varias que le eran presentadas. Cada alternativa variaba en términos de la superficie protegida –definida según el número de espacios protegidos, la extensión en hectáreas y el porcentaje del territorio–, el tipo y la cantidad de cubierta arbolada, y la edad del arbolado (presentada como intervalo temporal de aplicación del programa). Además, para traducir las decisiones a magnitudes monetarias, se incorporó el coste –en forma de un recargo anual por familia en el IRPF acumulable en un fondo– como una dimensión más de las alternativas a valorar. Todos estos atributos y sus niveles se presentaron mediante ayudas visuales –en este caso dibujos– creadas para presentar variaciones en los atributos. Como valoración adicional, se realizó una valoración contingente de los beneficios sociales de la situación actual de protección (tres espacios o 1% del territorio) frente a la opción de abandonar cualquier inversión en conservación de estos espacios.

Cuadro 1. ATRIBUTOS Y NIVELES UTILIZADOS EN EL EXPERIMENTO DE ELECCIÓN

Atributos	Niveles
Superficie protegida	3 espacios = 1% del territorio = 36.000 ha 24 espacios = 10% del territorio = 280.000 ha
Cantidad de cubierta arbolada	Menos del 50% de la superficie Más del 50% de la superficie
Tipo de cubierta arbolada	Plantación forestal Bosque tradicional
Intervalo temporal de aplicación del programa	15 años 30 años
Coste	7.000 ptas. (42,07 €) 15.000 ptas. (90,15 €) 25.000 ptas. (150,25 €)

FIGURA 3. Ejemplo de imágenes utilizadas para representar los atributos en la valoración económica



Comenzando por la valoración contingente, las variables que demostraron influencia en la disposición al pago revelada fueron –obviamente– el precio a pagar, pero también el domicilio rural o urbano del encuestado¹⁵, si realiza un uso activo o no de los espacios valorados, si piensa visitar el espacio en el futuro, el tamaño familiar –relevantes porque expresan motivos de opción y legado, respectivamente– y si considera que se debería aumentar la superficie protegida¹⁶. La estimación econométrica del modelo proporciona una disposición al pago media por familia situada entre los 6,61 y los 7,21 euros por hogar y año para mantener las actuales inversiones en conservación.

En el caso del experimento de elección es notoria la elevada participación en el mercado simulado pues el 85% de los encuestados eligen una alternativa de intervención frente a la situación actual. El análisis de las respuestas permite corroborar la significatividad de los atributos del paisaje seleccionados en lo que respecta a las decisiones de los individuos. Además, entre las variables que ayudan a explicar las respuestas, se encuentran de nuevo el domicilio rural frente a urbano o interior frente a litoral¹⁷, el nivel de estudios, si realiza un uso activo de los espacios naturales valorados, si hay niños en el hogar –disposición a la conservación

por motivos de legado— y si el valor que asigna a los espacios se debe principalmente a motivos de conservación frente a motivos de uso¹⁸.

Los datos permiten analizar la importancia de cada uno de los atributos en las elecciones de los individuos. Así, los modelos estimados permiten deducir que el atributo de más peso en las elecciones es el tipo de arbolado que configura la cubierta vegetal dominante. El segundo atributo más influyente en las respuestas es el aumento en la superficie protegida. Los siguientes atributos, por orden de importancia relativa en las decisiones, son la cantidad de arbolado y el tiempo de aplicación de las medidas, aunque con un impacto mucho menor.

Las cifras de disposición al pago por cambios marginales en los atributos nos indican que las familias gallegas están dispuestas a pagar anualmente, en media, en torno a los 123 euros para que el tipo de cubierta arbolada dominante pase a ser de bosque de caducifolias, 114 euros para que la superficie protegida de nuestros montes aumente del 1% al 10% del territorio, en torno a 43 euros para que exista arbolado en más del 50% del área de montaña y, finalmente, 41 euros por cada período adicional de 15 años en la aplicación de las medidas.

También es destacable la elevada coherencia de los resultados de este estudio con los obtenidos en otras investigaciones. La disposición al pago por conservación proporcionada por el Ministerio de Medio Ambiente (2002) en el Plan forestal español es incluso superior, con 144,24 euros por familia y año, mientras en otros países europeos la disposición oscila por ejemplo entre los 102 y 186 euros por familia y año (Bonnieux y Le Goffe, 1997). Asimismo, por unidad de superficie, los 337 euros por familia y año derivados de la elevación de resultados al conjunto de la población gallega para la superficie propuesta son comparables, por ejemplo, con MacMillan y Duff (1998), con 529 euros por hectárea y año para Escocia, ambos en relación con los beneficios ecológicos y sociales del monte¹⁹, y desde luego superan los 231 euros por hectárea y año que nuestro Ministerio de Medio Ambiente (2002) permite asignar por término medio a la producción maderable de los montes gallegos.

Por ser ésta una investigación pionera en la estimación de los beneficios sociales de un conjunto de espacios, un valor añadido de los datos es que nos permiten comparar los resultados con los obtenidos en otras investigaciones para un solo espacio. Así, para las islas Cíes (Prada, 2001) se obtuvo una disposición media al pago por motivos de conservación de 5,53 euros por familia y año, lo que indica que la cifra de 7,21 euros por familia y año por la conservación de los actuales tres espacios de montaña no estaría, en absoluto, sobrevalorada.

Además, se observa que la población gallega está dispuesta a aumentar la superficie protegida del 1% al 10% del territorio y a pagar por ello en torno a 114 euros, lo que supone multiplicar por dieciséis la disposición al pago estimada para conservar los tres espacios actuales, mientras la superficie protegida lo hace por ocho (de 36.000 a 280.000 ha). Esto implica una fuerte preferencia por incrementos en la superficie protegida (la disposición al pago crece el doble en comparación con el aumento en protección, lo que se traduce como disposición marginal al pago creciente). Ya los encuestados declaraban que la superficie protegida debería aumentar a más del 15% (mejora superior a la que planteábamos en nuestro ejercicio de valoración, 10%). El fuerte incremento en la disposición al pago en relación con aumentos equivalentes en la superficie protegida podría estar recogiendo este efecto.

En relación con los paisajes de montaña, el problema fundamental subyacente radica en la existencia de una demanda creciente de determinados servicios y, en cambio, de una oferta en claro retroceso, debido a que las funciones recreativas y ambientales se ven desplazadas por producciones cuyo *output* se intercambia en el mercado y que son remuneradas vía

precios. La lógica económica más simple indica que las instituciones públicas deberían actuar en estos casos estableciendo el adecuado vínculo entre demanda y oferta, permitiendo que la competencia entre usos alternativos se desarrolle en igualdad de condiciones, para que los usos del monte sean el reflejo veraz de las preferencias sociales. Y este vínculo debiera traducirse en incentivos adecuados a los productores rurales que reflejen la intensidad de la demanda y, por tanto, estimulen la provisión de estos servicios ambientales, de recreo y estéticos, que sólo el mundo rural puede proporcionar.

Respecto a la oferta de servicios ambientales y recreativos de las áreas RN 2000 de montaña, hemos realizado un análisis Delphi sobre aceptación de compensaciones por parte de los montes vecinales en mano común en un conjunto de áreas representativas –9 de entre 57 propuestas como LIC en la RN 2000 gallega– que implican el 8% de la superficie de la comunidad (234.000 ha). Este tipo de medidas distan mucho de ser hipotéticas pues están ya contempladas en la reforma de la PAC (Reglamento CE 1257/1999) y su transposición al derecho interno español (Real decreto 6/2001) y gallego (Ley 9/2001).

De la misma forma que la legitimación de una política o medida de conservación reside en la demanda social de determinados servicios recreativos y ambientales, su eficacia depende de su comprensión y aceptación por parte de los colectivos afectados y llamados a participar activamente en su aplicación, especialmente cuando la provisión de un bien público se realiza por agentes privados. En el caso de las compensaciones para incentivar determinadas prácticas agrarias, han sido en la mayor parte de los casos la deficiente información y la escasa cuantía de la subvención los factores explicativos de la escasa participación.

Se realizaron entrevistas personales a 30 gestores (presidentes de montes vecinales en mano común como representantes de preferencias colectivas) en zonas de montaña llamadas a integrar la futura RN 2000. El objetivo era, además de averiguar su opinión sobre los incentivos vigentes, conocer su disposición a participar en un programa de conservación del paisaje de montaña y recabar su opinión sobre diversos aspectos de diseño de las medidas, entre ellos el nivel que consideraban adecuado para las ayudas previstas y la duración de las mismas.

Tanto para realizar repoblaciones como para actividades silvícolas, las ayudas existentes (Orden de 28 de mayo de 2001) se consideran insuficientes, es decir, inferiores a las que demandarían las comunidades de montes, al menos en un 30%. Sin embargo, las ayudas que aceptarían las comunidades de montes encajan, en la mayor parte de los casos, dentro del marco comunitario (Reglamento CEE 2080/1992 y Reglamento CE 231/1996). Los gestores se muestran en desacuerdo con la exclusión de las superficies catastradas como forestales y de monte bajo de las actuales ayudas, pues una adecuada política de reforestación podría disminuir el número y gravedad de los incendios forestales. Tampoco están de acuerdo con los actuales límites máximos al área objeto de subvención y, en general, demandan un aumento del presupuesto para estas ayudas.

Respecto a futuros programas de conservación RN 2000 con remuneraciones en función de los beneficios sociales proporcionados, los comuneros consideran que se deberían duplicar las actuales ayudas a la repoblación inicial y multiplicar por diez las primas compensatorias, aumentando hasta en el triple la duración de estas primas. De nuevo, si comparamos estas demandas con los módulos vigentes en el contexto comunitario, se observa que están aún por debajo de las ayudas aplicables en el caso de cualquier tipo de repoblación inicial –un 30%– y en las primas a coníferas. En el caso de las primas a frondosas, se superaría ligeramente –un 8%– el tope máximo estipulado por la legislación comunitaria. En definitiva, las

demandas de nuestros productores rurales se ajustarían con facilidad al marco de las ayudas dispuestas en el ámbito comunitario²⁰.

Los encuestados manifiestan también que el principal problema de nuestros bosques de montaña son los incendios forestales. Consideran que los adecuados instrumentos para la conservación y mejora de los montes son el establecimiento de subvenciones para repoblación, con una renta anual por hectárea y facilitando el apoyo técnico necesario.

3.3. Resultados y análisis de viabilidad social

El objetivo central de la aplicación presentada como ejemplo era comparar la demanda social para la conservación de espacios naturales con la posible aceptación, por parte de la sociedad rural, de políticas que, ajustadas a los requerimientos de dicha demanda, permitan una eficaz y duradera gestión de nuestro patrimonio natural.

La primera opción metodológica (experimentos de elección) nos ha permitido evaluar el cambio en curso de tres a veinticuatro ENP de montaña en la futura RN 2000 (de 36.000 a 280.000 ha). En este caso, la disposición a financiar el cambio o mejora propuesta (los beneficios de la conservación) se eleva a 120 euros por familia y año, siendo decisivos para ello el máximo nivel territorial de la red (como atributo cuantitativo) y la cubierta arbolada dominante con caducifolias (como atributo cualitativo).

La estimación muestra, en suma, un importe creciente para las superficies pero, a la vez, prudente. Este importe, estimado para toda la población gallega (no sólo la visitante) y para todos los valores (activos pero, sobre todo, pasivos) con una conservación satisfactoria de las 280.000 ha de sus espacios de montaña más valiosos, puede ser, al menos tentativamente, contextualizado. Supone multiplicar por dieciséis la disposición estimada para tres espacios, al tiempo que la superficie sólo lo hace por ocho. Por tanto esta disposición marginal al pago creciente en relación a la superficie podría obedecer a que los demandantes aún sitúan el escenario propuesto por debajo de sus preferencias (en vez del 10% ofrecido reclaman más del 15% del territorio).

Además, se analiza si esas demandas sociales se adaptarían a la oferta de espacios correctamente gestionados en pro de su conservación. Se obtiene (utilizando el método Delphi) la opinión de los agricultores de los amplios espacios incluidos en la RN 2000 sobre las primas agroambientales que reciben, demandan o pudieran recibir por hectárea y año a largo plazo. La base es un programa de conservación que garantiza la satisfacción de la demanda de cubierta arbolada con frondosas-caducifolias estimada y cuantificada mediante el experimento de elección.

Se analizan cuatro posibles casos de gestión silvo-ambiental de los montes, atendiendo a las especies utilizadas (frondosas y coníferas) y a la pendiente del terreno a gestionar. En tres casos se observa que las subvenciones mínimas demandadas por los silvicultores por realizar acciones a favor de la conservación estarían por debajo de la disposición al pago revelada por la población, lo cual hace reincidir en el hecho de que la superficie propuesta para la RN 2000 podría ser superior (tal como la sociedad demanda), pues existe una relación directa entre la cuantía de la subvención y la participación en programas agroambientales. Así, en estos tres casos, hemos apreciado que el 75% de los silvicultores tomaría como subvención mínima aquella correspondiente a la valoración que ha hecho la población sobre los espacios que ellos gestionan.

Cuadro 2. VIABILIDAD DE COMPENSACIONES (€/ha)

PE / cálculos por año	Ayuda total (replantación inicial + prima)	Prima compensatoria
Ayuda coníferas*	288,51	185,00
Mín. DAC coníferas**	326,26	240,40
DAP coníferas***	528,05	528,05
Ayuda frondosas*	292,11	185,00
Mín. DAC frondosas**	394,00	300,51
DAP frondosas***	942,47	942,47

Nota:

*Ayudas Reglamento CEE 2080/1992

**Mínima compensación exigida (por productores) a partir del análisis Delphi a CMVMC

***Máxima disposición al pago (de la población demandante) a partir del EE

Es útil, con el objetivo de probar la viabilidad de las medidas de la nueva PAC, contrastar el resultado obtenido en el experimento de elección (528 y 942 euros por hectárea y año de disposición al pago por coníferas y frondosas, respectivamente) con las primas agroambientales que pueden recibir los agricultores (replantación inicial y prima anualizada) por hectárea y año, a largo plazo en los espacios incluidos en la RN 2000. Así, como puede observarse en el cuadro 2, mediante el análisis Delphi sobre comunidades de montes se ha estimado aproximadamente en 326 y 394 euros por hectárea y año la cantidad mínima demandada por los productores como prima total por beneficios ambientales, respectivamente, por coníferas y frondosas.

Por tanto, la cantidad mínima exigida como compensación por los productores potenciales de servicios ambientales es muy inferior a la cantidad que estaría dispuesta a pagar la sociedad como demandante de estos servicios. Es decir, la aplicación de políticas de compensación a productores rurales para la provisión de beneficios recreativos y ambientales es viable si tenemos en cuenta la demanda social de estos beneficios. Además, el importe obtenido a través del experimento de elección tiene perfecto acomodo en las remuneraciones contempladas en la reforma de la PAC para la población rural, si se ajustan éstas al tope máximo actual en razón de los beneficios generados y no –como actualmente ocurre– se modula a la baja en base al lucro cesante o a los ingresos de mercado obtenidos en usos alternativos. Nótese que nuestro enfoque nada tiene que ver con los análisis de la conservación de otros ecosistemas a través del lucro cesante, sino que priorizamos el pago de los servicios medioambientales generados tal como propone la Comisión Europea (2001). Para las condiciones silvícolas y ambientales más exigentes el resultado obtenido, aproximadamente 300 euros por hectárea y año para bosques de frondosas en laderas de montaña con elevada pendiente, es inferior a la disposición al pago de la población, pero también encajaría en la reforma de la PAC si se ajusta al tope máximo actual en razón de los beneficios públicos generados y no –como ahora sucede– se modula exclusivamente en base al lucro cesante o los ingresos de mercado en usos alternativos.

El importe máximo de subvención para la prima compensatoria contemplada a nivel europeo asciende a 288-292 euros por hectárea y año. Si bien es cierto que el resultado aquí obtenido es, en general, superior a ese nivel máximo, podemos afirmar y justificar (más aún

cuando hemos comprobado cómo valora la sociedad los ecosistemas naturales) que el programa de conservación planteado podría tener acomodo en la PAC si se reestructurasen las ayudas actuales (Soliño, 2003). Para ello, es indispensable conocer las peticiones de los propietarios y la demanda social de la población, pudiendo dirigirnos así a un punto social óptimo de conservación.

Si esto fuera así, las cantidades demandadas se podrían ajustar al marco institucional europeo (Soliño, 2003b), con lo que la población afectada –encargada de implementar las acciones propuestas– estaría dispuesta a participar en el programa de conservación²¹, cubriendo finalmente la demanda social por la protección de nuestros espacios naturales más valiosos.

El objetivo de la investigación era proporcionar información amplia y relevante para la toma de decisiones de gestión de aquellos espacios de montaña ecológica y socialmente más valiosos. Los resultados cuantitativos obtenidos demuestran que la conservación y mejora en la calidad de nuestros montes no sólo es viable económicamente sino que además es socialmente deseable.

No obstante, aunque en el presente artículo hemos resaltado el aspecto más relacionado con la viabilidad económica de la conservación, la investigación también proporciona variada información cualitativa, obtenida directamente de la sociedad demandante –de servicios de ocio, culturales y ambientales relacionados con la naturaleza–, y múltiples criterios de los actuales productores rurales, proveedores de estos servicios. Sería muy difícil resumir en breves líneas toda esa información, pero si algo en común hemos de resaltar es la necesidad, percibida por ambos colectivos, de un cambio en las políticas de desarrollo rural que sea capaz de reflejar el nuevo contexto en el que se han situado las sociedades modernas.

4. UTILIDAD DE LOS RESULTADOS PARA LA GESTIÓN PÚBLICA

La aplicación de valoración económica descrita en este trabajo demuestra que es necesario idear e incentivar nuevas formas de producción para el medio rural que no supongan una amenaza sino que sean compatibles y garanticen la provisión de las funciones adicionales recreativas y ambientales, cada vez más demandadas y valoradas por una población en proceso de urbanización creciente. En realidad, éste ha sido el sentido de las propuestas de reforma de la Política Agraria Común (PAC): la reducción de excedentes agrarios y el incentivo económico a la provisión de beneficios sociales (entre ellos, los servicios de ocio y ambientales) por parte de los productores rurales. Estos incentivos, además, colaborarían en la compensación de la caída de rentas por disminución de ayudas a actividades excedentarias, cumpliendo así una doble función.

En Galicia, la descripción del mundo rural e interior gallego muestra dos tipos de imágenes. En primer lugar, gran cantidad de tierras antes dedicadas a la producción agrícola y ganadera, ahora abandonadas, están en condiciones de mantenimiento deficientes, lo cual agrava el problema de los incendios forestales y de la erosión consiguiente. En segundo lugar, se encuentra la progresiva sustitución del bosque atlántico de caducifolias por plantaciones forestales en masas dominantes o puras. Esta sustitución ha sido particularmente agresiva en el litoral y registra un aumento progresivo en las zonas de interior. Además, la propia incidencia de los incendios proporciona un incentivo adicional a acortar el plazo de gestión de las explotaciones forestales, lo que conduce inexorablemente hacia el incremento progresivo de las plantaciones. En definitiva, abandono y productivismo caracterizan al rural gallego, lo que disminuye drásticamente la diversidad paisajística y biológica y, consecuentemente, la provisión de las funciones recreativas y ambientales.

La Estrategia forestal española (1998) admite que las áreas naturales tienen un valor superior al precio pagado por los productos comercializables y que, por esta razón, debe ser la sociedad en su conjunto, como demandante de esos servicios, la que sufrague los costes de la conservación. En este sentido, la OECD (2001) aconseja realizar evaluaciones del paisaje teniendo en cuenta beneficios ambientales, y la Agenda 2000 europea (1999) avanza un paso más y recomienda, para la UE, que la tendencia sea a la disminución de excedentes agrícolas y al cambio hacia un sistema de mantenimiento de rentas agrarias basado en la provisión de servicios sociales/bienes públicos.

En este sentido, en un documento reciente de la Comisión Europea sobre la financiación de la RN 2000 (Comisión Europea, 2004), se afirma:

Los *beneficios sociales* pueden consistir en mayores oportunidades de empleo y diversificación para la población local, con la consiguiente mejora de la estabilidad económica y de las condiciones de vida, protección del patrimonio cultural y natural y más posibilidades de educación, recreo, salud y ocio medioambientales. [...] Aunque no se ha hecho ningún análisis exhaustivo sobre tales beneficios a nivel de la Unión Europea, estudios más generales sobre los beneficios que conlleva la protección de nuestro patrimonio natural dan algunas indicaciones sobre su importancia potencial.

La investigación de Prada *et al.* (2005) proporciona un análisis exhaustivo de viabilidad económico-social en el contexto gallego de esta red europea de ecosistemas valiosos, proporcionando además información sobre diferentes aspectos de su gestión.

La sociedad demanda la conservación de sus ecosistemas y paisajes más valiosos. El medio rural necesita fuentes de renta y medidas que atraigan y asienten población. Las administraciones públicas nacionales e internacionales, por su parte, comienzan a hacerse eco de ambas inquietudes mediante políticas como la nueva PAC o el conjunto de espacios de la RN 2000, que pretenden satisfacer este doble objetivo. Hemos visto cómo las herramientas de valoración económica de beneficios sociales, basadas en las preferencias de los individuos afectados, pueden servir de ayuda en la planificación de la gestión adecuada del paisaje rural, en la determinación de las compensaciones necesarias y socialmente viables y, finalmente, proporcionando pautas para que tanto demandantes como oferentes se impliquen y participen en los procesos de reforma, garantizando así su eficacia.

Notas

- 1 Autora de contacto: María Xosé Vázquez Rodríguez. Facultade de CC. Económicas, Universidade de Vigo, As Lagoas-Marcosende s/n, 36310 Vigo. E-mail: maxose@uvigo.es; tel.: 986813533; fax: 986812401; URL: www.uvigo.es/webs/maxose.
- 2 Grupo de Investigación Erenea (Economía de los Recursos Naturales y Ambientales), Departamento de Economía Aplicada, Universidade de Vigo. URL: www.erenea.net. Agradecemos la financiación del Ministerio de Ciencia y Tecnología (a través del proyecto AGL2002-04753 del Plan nacional I+D+I 2002-2003) y de la Fundación Caixa Galicia (proyecto CO-104-2002 Feuga 110/115).
- 3 Una revisión de algunas de estas primeras aplicaciones a áreas naturales, podemos encontrarla en Azqueta y Pérez (1997) y un meta-análisis de las mismas en Vázquez (2001).
- 4 Es decir, cuando –como sucede en nuestro caso- el riesgo o beneficio a valorar es involuntario, “no puede cambiarlo con sus acciones sino que es necesaria una política pública” (Vazquez, 2001b).
- 5 Presenta una guía para usuarios sobre la base de 902 aplicaciones revisadas.
- 6 Sus precedentes, entre otros, habría que buscarlos en las ESA británicas y en Francia, donde existen áreas designadas de interés ecológico (ZNIEF), hábitats de valor comunitario (ZICO) o zonas de protección especial (ZPS) (Whitby, 1996).
- 7 Directiva Hábitats 92/43/CEE.
- 8 Directiva de protección de aves 79/409/CEE.
- 9 Orden de 7 de junio de 2001 (DOG, 19-6-2001) por la que se declaran provisionalmente las zonas propuestas para su inclusión en la red europea Natura 2000. Quizás su más próximo precedente sean los espacios catalogados con protección general (DOG, 20-6-1991).
- 10 Este porcentaje (13%) no coincide con el anteriormente mencionado del 10,7 %. Esto es debido a que los datos utilizados para realizar el análisis desagregado por comunidades autónomas (proporcionados por el Ministerio de Medio Ambiente en el año 2001) no han sido actualizados y no recogen las modificaciones de alguna propuesta, como es el caso de la efectuada por Galicia en junio del 2001.
- 11 Canón do Sil y Pena Trevinca.
- 12 Invernadoiro, Fragas do Eume y Baixa Limia.
- 13 Supone el 86% de la superficie de la propuesta realizada por la Administración gallega.
- 14 Más información sobre estos métodos de percepción, en Prada et al. (2005).
- 15 Para precios más altos y para habitantes del medio rural, la probabilidad de aceptar el precio propuesto disminuye.
- 16 Estas cuatro variables influyen positivamente en la probabilidad de que el individuo acepte el precio y, consiguientemente, en el mantenimiento de la política de conservación actual. Debemos recordar aquí que aproximadamente el 70% de los encuestados opina que la superficie protegida en Galicia debería aumentar al menos al 15% del territorio. Esta fuerte preferencia explica esa inclinación a aceptar un cierto pago para que no se elimine la actual situación de protección, para ellos deficitaria.
- 17 En este caso, si el individuo vive en el entorno rural y/o en el interior, existe una mayor probabilidad de que se decante por la opción conservadora de mantener la situación actual. En nuestra encuesta, los habitantes del interior sobreestiman la presencia de cubierta arbolada tradicional en los bosques, lo que puede explicar que estén menos dispuestos a favorecer incrementos en la misma.
- 18 Estas variables influyen positivamente en la probabilidad de que el individuo elija una alternativa diferente, de mejora, frente a la situación actual.
- 19 También a partir de un meta-análisis de disposición al pago por visita (Prada, 2001) y haciendo un simple cálculo de disposición al pago por unidad de superficie, obtendríamos unos 529 euros por hectárea y año, aunque sólo teniendo en cuenta visitantes y uso activo y realizando el cálculo para diez parques nacionales.
- 20 Las respuestas a la segunda ronda Delphi confirman los resultados obtenidos en la primera, tanto en aquellos datos cualitativos como en los cuantitativos, reduciéndose la dispersión de las respuestas en este último caso.
- 21 El cambio de la actitud de los agricultores (orientada hacia la conservación), manifestado con su participación en programas agroambientales, puede ser entendido como un indicador para evaluar la eficacia de una política agroambiental (Wilson y Hart, 2001).

BIBLIOGRAFÍA

- Adamowicz, W., Louviere, J. y Williams, M. (1994). "Combining Stated and Revealed Preference Methods for Valuing Environmental Amenities", *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, pp. 217-292.
- Adamowicz, W., Boxall, P. y Louviere, J. (1995). "Stated Preference Approaches for Measuring Passive Use Values: Choice Experiments versus Contingent Valuation". Staff Paper 95-03. Department of Rural Economy, University of Alberta.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R. y Schuman, H. (1993). "Report to the National Oceanic and Atmospheric Administration Panel on Contingent Valuation", *Federal Register*, 58, pp. 4602-4614.
- Azqueta Oyarzun, Diego y Pérez Pérez, Luis (eds.) (1997). *El valor económico de los servicios recreativos de los espacios naturales*. Madrid: McGraw-Hill.
- Bateman, I., Langford, I., Nishikawa, N. e Lake, I. (2000). "The Axford Debate Revisited: A Case Study Illustrating Different Approaches to the Aggregation of Benefits Data", *Journal of Environmental Planning and Management*, 43 (2), pp. 291-302.
- Bonnieux, F. y Le Goffe, P. (1997). "Valuing the Benefits of Landscape Restoration", *Journal of Environmental Management*, 50, pp. 321-333.
- Brouwer, R. y Slangen, L. (1998). "Contingent Valuation of the Public Benefits of Agricultural Wildlife Management", *European Review of Agricultural Economics*, 25, pp. 53-72.
- Calatrava, Javier (1994). "Contingent Analysis of the Scenic Value of Sugar Cane in the South Tropical Coast of Granada (Spain). Some Factors Related to Willingness to Pay". Comunicación presentada en la International Conference for Agricultural Economists, Harare.
- Campos, P., De Andres, R., Urzainqui, E. y Riera, P. (1997). "El valor ambiental y comercial del Parque Natural de Monfragüe", en Azqueta Oyarzun, Diego y Pérez Pérez, Luis (eds.), pp. 193-215.
- Campos, P. y Riera, P. (1996). "Rentabilidad social de los bosques. Análisis aplicado a las dehesas y los montados ibéricos", *Información Comercial Española*, 751, pp. 47-62.
- Carson, R. T., Conaway, N. C., Alberini, A., Flores, N., Riggs, K., Vencil, J. y Winsen, J. (1992). *A Bibliography of Contingent Valuation Studies and Papers*. La Jolla, CA: NRDA Inc.
- Carson, R. T., Mitchell, R. C., Hanemann, M., Kopp, R. J., Presser, S. y Rudd, P. A. (2003). "Contingent Valuation and Lost Passive Use: Damages from the Exxon Valdez Oil Spill", *Environmental and Resource Economics*, 25, pp. 257-286.
- Ciriacy-Wantrup, S. von (1947). "Capital Returns from Soil-conservation Practices", *Journal of Farm Economics*, 29, pp. 1181-1196.
- Ciriacy-Wantrup, S. von (1952). *Resource Conservation: Economics and Policies*. Berkeley: University of California Press.
- Clawson, M. (1959). "Methods of Measuring the Demand for and Value of Outdoor Recreation". RFF Reprint, 10. Washington, DC: Resources for the Future.
- Dalmau, Eulalia (1998). *Willingness to Pay for Day Care Surgery*. Tesis doctoral. Barcelona: Universitat Pompeu Fabra.
- Davis, R. K. (1963a). *The Value of Outdoor Recreation: An Economic Study of the Maine Woods*. Tesis doctoral. Department of Economics, University of Harvard.
- Davis, R. K. (1963b). "Recreation Planning as an Economic Problem", *Natural Resources Journal*, 3 (2), pp. 239-249.
- Davis, R. K. (1964). "The Value of Big Game Hunting in a Private Forest", en *Transactions of the Twenty-ninth North American Wildlife Conference*. Washington, DC : Wildlife Management Institute.
- Deacon, R. T., Brookshire, D. S., Fisher, A. C., Kneese, A. V., Kolstad, C. D., Scrogin, D., Smith, V. K, Ward, M. y Wilen J. (1998). "Research Trends and Opportunities in Environmental and Natural Resource Economics", *Environmental and Resource Economics*, 11 (3-4), pp. 383-397.
- Del Saz, Salvador (1996). *La demanda de servicios recreativos de espacios naturales: Aplicación del método de valoración contingente al Parque Natural de L'Albufera*. Tesis doctoral. Valencia: Universitat de Valencia.

- Dupuit, J. (1844). "De la mesure d'utilité des travaux publics", *Annales des ponts et chaussées*, 8 (2ª serie). Reimpresión en inglés: "On the Measurement of the Utility of Public Works", *International Economic Papers*, 2, pp. 83-110.
- Dupuit, J. (1933). "De l'utilité et de la mesure". Torino: La Riforma Sociale. Reedición de trabajos publicados en 1844 y años sucesivos.
- Hotelling, H. (1938). "The General Welfare in Relation to Problems of Taxation and of Railway and Utility States". *Econometrica*, 6, pp. 242-269.
- Hotelling, H. (1949). "The Economics of Public Recreation", en *The Prewitt Report*. Washington, DC: Department of the Interior.
- HM Treasury (2003). *The Green Book: Appraisal and Evaluation in Central Government*. London: Treasury Guidance.
- León, C. J. (1994). *La valoración contingente del paisaje de los parques naturales del centro-occidente de Gran Canaria*. Tesis Doctoral. Las Palmas de Gran Canaria: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- Luce, R. D. y Tukey, J. W. (1964). "Simultaneous Conjoint Measurement: A New Type of Fundamental Measurement", *Journal of Mathematical Psychology*, 1, pp. 1-27.
- Mack, R. P. y Myers, S. (1965). "Outdoor Recreation", en Dorfman, Robert (ed.). *Measuring Benefits of Government Investments*. Washington, DC: The Brookings Institution.
- MacMillan, D. y Duff, E. (1998). "Estimating the Non-Market Costs and Benefits of Native Woodland Restoration Using the Contingent Valuation Method", *Forestry*, 71 (3), pp. 247-259.
- Ministerio de Medio Ambiente (2002). *Plan forestal español*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente.
- Mitchell, R. y Carson, R. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington, DC: Resources for the Future
- National Park Service (1949). *The Economics of Public Recreation: An Economic Study of the Monetary Evaluation of Recreation in the National Parks*. Washington DC.
- Navrud, S. (ed.) (1992). *Pricing the European Environment*. Oslo/Oxford: Scandinavian University Press/Oxford University Press.
- Navrud, S. y Pruckner, G. J. (1997). "Environmental Valuation. To Use or not to Use? A Comparative Study of the United States and Europe", *Environmental and Resource Economics*, 10, pp. 1-26.
- OECD (2001). *Indicateurs environnementaux pour l'agriculture*. Paris.
- Pinto, J. L., Sánchez, F. y Rovira, J. (1998). "Valoración monetaria de medicinas: el caso del Ganciclovir Oral", *Hacienda Pública Española*, 147, pp. 171-182.
- Prada Blanco, A. (dir.) (2001). *Valoración económica del patrimonio natural*, A Coruña: Fundación Pedro Barrié de la Maza/Banco Pastor.
- Prada Blanco, A., Vázquez Rodríguez, M. X. y Soliño Millán, M. (2005). *Beneficios y costes sociales en la conservación de la Red Natura 2000*. Fundación Caixa Galicia/CIEF (Centro de Investigación Económica y Financiera).
- Randall, A., Ives, B. C. y Eastman, C. (1974). "Bidding Games for Valuation of Aesthetic Environmental Improvements", *Journal of Environmental Economics and Management*, 1, pp. 132-149.
- Randall, A. y Peterson, G. L. (1984). "The Value of Wildlife Benefits: An Overview", en Peterson, G. L. y Randall, A. (eds). *Valuation of Wildlife Resource Benefits*. Boulder, CO: Westview Press.
- Rebolledo, D. y Pérez Pérez, L. (1994). "Valoración contingente de bienes ambientales: aplicación del Parque Natural de la Dehesa del Moncayo". Working Paper 94/6. Servicio de Investigación Agraria, Diputación General de Aragón.
- Regulatory Impact Unit (2003). *Better Policy Making: A Guide to Regulatory Impact Assessment*. London: Cabinet Office.
- Ridker, R. (1967). *Economic Costs of Air Pollution*. New Cork: Praeger.
- Ridker, R. G. y Henning, J. A. (1967). "The Determinants of Residential Property Values with Special Reference to Air Pollution", *Review of Economics and Statistics*, 49, pp. 246-257.
- Riera, P. (1991). "La metodologia cost-benefici. Una aplicació als cinturons de ronda de Barcelona". Tesis doctoral. Barcelona: Universitat Autònoma de Barcelona.

- Riera, P. (1993). *Rentabilidad social de las infraestructuras: las rondas de Barcelona*. Madrid: Civitas.
- Riera, P. (1995). *Beneficio social del pasillo verde ferroviario de Madrid*. Madrid: Noesis.
- Riera, P. (1997). "The Use of Contingent Ranking for Variations in Air Quality Valuation Due to Transportation Projects", en PTRC *Transport, Highways and Planning*. Seminars C and D, September. London: PTRC Education and Research Services Ltd, pp. 465-480.
- Riera, P. y Penín, R. (2000). "Air Quality Valuation Using Contingent Ranking", en Ortúzar, Juan de Dios (ed.). *Stated Preference Modelling Techniques*. London: PTRC Education and Research Services Ltd, pp. 347-365.
- Rosen, S. (1974). "Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition", *Journal of Political Economy*, 82, pp. 34-55.
- Soliño, M. (2003). "Nuevas políticas silvo-ambientales en espacios rurales de la Red Natura 2000: una aplicación a la región atlántica de la península Ibérica", *Revista Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12 (3), pp. 57-72.
- Sundseth, K. y Hanley, N. (eds.) (2002). *Natura 2000 Newsletter*, 15 (may 2002). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- Trice, A. H. y Wood, S. E. (1958). "Measurement of Recreation Benefits", *Land Economics*, 32, pp. 195-207.
- Vázquez, M. X. (2001a). "Transferability of Recreational Benefits from Natural Areas. Spanish Experiences", *Mediterranean Perspectives and Proposals. Journal of Economics, Agriculture and Environment*, 1 (3), pp. 45-25.
- Vázquez, M. X. (2001b). *Valoración económica de los efectos de la contaminación en la salud*. Tesis doctoral. Las Palmas de Gran Canaria: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.
- Virani, S. y Graham, S. (1998). *Economic Evaluation of Environmental Policies and Legislation*. Risk & Policy Analysts Limited: Final Report prepared for European Commission Directorate General III (Industrial Affairs).
- Wildert, S. (1994). "Stated Preference Studies. The Design Affects the Results". Comunicación presentada en la VII Conference on Travel Behaviour, 13-17 junio, Santiago, Chile.
- Willis, K. y Garrod, G. (1994). "The Ultimate Test. Measuring the Benefits of ESAs", en Whitby, M. *Incentives for Countryside Management. The case of Environmentally Sensitive Areas*. Cambridge: CAB International.
- Willis, K. G., Garrod, G., Benson, J. y Carter, M. (1996). "Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensy Levels", *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (3), pp. 387-401.
- Wilson, G. A. y Hart, K. (2001). "Farmer Participation in Agri-Environmental Schemes: Towards Conservation Oriented Thinking", *Sociologia Ruralis*, 41 (2), pp. 254-274.
- Xunta de Galicia (2001). *O monte galego en cifras*. Santiago de Compostela: Dirección Xeral de Montes e Medio Ambiente Natural, Consellería de Medio Ambiente.

