



ARTÍCULO

Valoración económica de las técnicas sostenibles de manejo del suelo en el olivar andaluz[☆]

José A. Gómez-Limón^{a,*} y Jesús Barreiro-Hurlé^b

^a*Departamento de Economía Agraria, Universidad de Córdoba, Córdoba, España*

^b*Agricultural Development Economics Division, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Italia*

Recibido el 6 de septiembre de 2012; aceptado el 14 de noviembre de 2012

CÓDIGOS JEL

Q15;
Q18;
Q25

PALABRAS CLAVE

Valoración
contingente;
Erosión;
Biodiversidad;
Secuestro de carbono;
Olivar;
Utilidad multiatributo

Resumen Este trabajo presenta la aplicación de una metodología de valoración multicriterio para estimar la demanda social e individual por la implementación de técnicas sostenibles de manejo del suelo en el olivar andaluz. Los resultados obtenidos muestran que la función de utilidad social para este bien ambiental complejo es lineal, aunque las funciones individuales no lo sean. La sociedad andaluza estaría dispuesta a pagar 27 Euros por hectárea por la implantación de sistemas de manejo más compatibles con el medio ambiente, que generasen menos erosión, más biodiversidad y mayor fijación de CO₂ en los suelos agrarios. Asimismo, los resultados muestran que la sociedad andaluz está dispuesta a pagar 10 Euros por hectárea por la provisión de otros bienes públicos generados por el olivar regional.

© 2012 Asociación Cuadernos de Economía. Publicado por Elsevier España, S.L. Todos los derechos reservados.

JEL CLASSIFICATION

Q15;
Q18;
Q25

KEYWORDS

Contingent valuation;
Erosion;

Economic valuation of sustainable soil management practices in Andalusian olive groves

Abstract In this paper we present An application of a multicriteria evaluation technique is presented for estimating the social and individual demand functions for the implementation of sustainable soil management techniques in Andalusian olive groves. Our results show that the social demand function is linear even when individual ones are not. The Andalusian society would be willing to pay 27 Euros per hectare for the implementation of soil management

[☆]Las opiniones expresadas en este artículo son la de los autores y no reflejan la posición oficial de la FAO.

*Autor para correspondencia.

Correo electrónico: jglimon@uco.es (J.A. Gómez-Limón).

Biodiversity;
Carbon sequestration;
Olive groves;
Multi-attribute utility

techniques, which are more compatible with the environment, by generating less erosion, more biodiversity and more CO₂ fixation in soils. Moreover, the Andalusian society is willing to pay an additional 10 Euros per hectare for the provision of other public goods supplied by regional olive ecosystems.

© 2012 Asociación Cuadernos de Economía. Published by Elsevier España, S.L. All rights reserved.

1. Introducción y objetivos

Andalucía es la mayor región olivarera a nivel mundial, con una superficie de cultivo de 1,5 millones de hectáreas, que representan dos tercios de la superficie total de olivar español, el 30% de la Unión Europea y el 19% de la mundial. En términos macroeconómicos, el cultivo del olivar generó en Andalucía en 2010 unas rentas de 2.413 millones de Euros. Además, este cultivo es uno de los que más empleos generan por unidad de superficie, lo que le ha dado el apelativo de ‘cultivo social’. Así, el olivar genera en Andalucía en torno al 32% de la mano de obra de todo el sector agrario. En total, este cultivo genera por sí solo 91.327 empleos directos, los cuales suponen el principal soporte de rentas en más de 300 municipios andaluces donde el olivar se ha convertido en monocultivo económico (CAP, 2008).

Cabe destacar igualmente la importancia ambiental del cultivo, en la medida que tradicionalmente el olivar se ha asociado a una rica biodiversidad, siendo un claro ejemplo de ‘sistema agrario de alto valor natural’ (Beaufoy et al., 1994). Tal circunstancia ha sido posible ya que históricamente el olivar ha conjugado una baja intensidad productiva (escaso uso de agroquímicos), la presencia de olivos viejos asociados a vegetación herbácea semi-natural durante buena parte del año y su localización en zonas con usos del suelo variados (mosaicos) (EEA, 2004). Sin embargo, esta riqueza ecológica asociada al cultivo del olivar se ha visto reducida de forma considerable durante las últimas décadas, período en que se ha producido una ‘modernización’ generalizada del mismo, basada en su expansión (nuevas plantaciones que han derivado en grandes zonas de monocultivo de olivar) y su intensificación (uso intensivo de fertilizantes, pesticidas y maquinaria con sistemas de cultivo de suelos desnudos). Esta evolución reciente del olivar andaluz ha generado relevantes impactos negativos en términos de erosión del suelo, pérdidas de biodiversidad, sobreexplotación de recursos hídricos, contaminación difusa del agua y deterioro de los paisajes tradicionales (Franco-Martínez y Rodríguez-Entrena, 2009; Gómez-Calero, 2010; Gómez-Limón y Arriaza, 2011), circunstancia que ha derivado en un amplio debate sobre su sostenibilidad ambiental.

Al objeto de conseguir una gestión más sostenible del olivar, desde una perspectiva técnica, se han propuesto diversas alternativas de manejo del cultivo. Una de las opciones mejor valoradas por los especialistas en agronomía y ecología es la introducción de prácticas de manejo del suelo ambientalmente compatibles (Rodríguez-Lizana et al., 2007; Gómez-Calero, 2010), basadas en: *a*) la reducción parcial o total de las labores de arado, *b*) el mantenimiento de una cubierta vegetal protectora del suelo y *c*) el picado e incorporación al suelo de los restos de poda. La implementación de tales prácticas, según estos mismos especialistas, supondría: *a*) una

reducción sustancial en las tasas de erosión (protección del suelo de las lluvias torrenciales), *b*) el aumento de la biodiversidad (mejora en la complejidad e interrelaciones del ecosistema) y *c*) la potenciación del efecto sumidero del carbono atmosférico (aumento del carbono orgánico en el suelo).

Las mejoras ambientales derivadas de estas prácticas de manejo del suelo pueden ser consideradas como *externalidades positivas* de la producción olivarera, en la medida que repercutir favorablemente en el bienestar de agentes no implicados en la producción (la sociedad en su conjunto), sin que exista compensación a través de los mercados. En este sentido, el presente trabajo, desde un enfoque de demanda, pretende valorar económicamente estas externalidades ambientales. La utilidad de dicha valoración resulta inmediata para la toma de decisiones políticas, pues permitirá determinar la eficiencia de diferentes instrumentos incentivos de la incorporación de estas prácticas (p.e., la exigencia de estándares ambientales más estrictos o un programa agroambiental que compense a los agricultores por la implementación de tales prácticas). En definitiva, este trabajo trata de cubrir parcialmente las lagunas de conocimiento existentes en relación a la contribución de las prácticas agroambientales al bienestar social, centrándonos en un sector como el olivar, de importancia clave para Andalucía, donde los estudios en este sentido son muy limitados.

Para la consecución del objetivo planteado, el documento se ha estructurado como sigue. Tras esta sección introductoria, en el segundo apartado se presenta el caso de estudio, aportando la información cuantitativa sobre las diferentes técnicas de manejo del suelo de olivar y sus impactos sobre el medioambiente. En el tercer y cuarto apartados se justifica la selección de la técnica de valoración empleada, basada en la estimación de funciones de utilidad multiatributo individuales y su posterior agregación para determinar la función de utilidad social, y se detalla cómo esta ha sido implementada a nuestro caso. En el quinto apartado se presentan los principales resultados obtenidos. Finalmente, en el sexto se destacan las conclusiones derivadas del trabajo.

2. Implicaciones ambientales de las técnicas de manejo del suelo en el olivar

2.1. Sistemas alternativos de manejo del suelo y gestión de los restos de poda en el olivar

Según el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM, 2009), cabe distinguir las siguientes técnicas de manejo del suelo como las de mayor aplicación en el olivar:

- (i) *Laboreo (L)*: mantiene el suelo desnudo mediante prácticas de laboreo, bien de carácter ‘tradicional’ (afectan a un perfil del suelo de más de 20 cm de pro-

fundidad), bien mediante ‘mínimo laboreo’ (afectan a perfiles de menos de 20 cm de profundidad).

- (ii) *No laboreo (NL)*: mantiene el suelo desnudo mediante tratamientos herbicidas.
- (iii) *Cubiertas vegetales (CV)*: el suelo presenta una cubierta vegetal, espontánea o cultivada, cuyo crecimiento se controla de manera mecánica (siega), química (herbicidas) o mediante pastoreo.

Todas estas formas de gestión del suelo están presentes en el olivar andaluz, si bien con diferentes importancia, tal y como se muestra en la tabla 1.

En cuanto a la gestión de los restos de poda, cabe comentar que existen dos alternativas principales. De una parte, el manejo tradicional de los restos de poda incluye el acopio manual de los mismos y su posterior quema. Por otra parte, el manejo mecanizado incorpora el acordonamiento manual de los restos de poda en el centro de las calles y su posterior triturado mediante desbrozadora. Esta última opción ha sido recientemente adoptada por un gran número de agricultores, habida cuenta la exigencia de solicitar permisos administrativos para las quemas de los restos de poda. Así, según Gómez-Limón y Arriaza (2011), cabe estimar que el nivel de adopción de cada uno de estos sistemas de gestión resulta ser aproximadamente del 50%, porcentaje que se mantiene constante en todos los sistemas de manejo del suelo antes comentados.

En cualquier caso, de los datos anteriores se pone de manifiesto la existencia de un elevado potencial de mejora de la sostenibilidad del cultivo del olivar andaluz por medio de la adopción generalizada de cubiertas vegetales controlada mediante medios mecánicos (siega) y el picado e incorporación al suelo de los restos de poda, técnicas de manejo del suelo que, como se comenta en el siguiente apartado, presenta el mejor desempeño ambiental.

2.2. Desempeño ambiental de las diferentes alternativas de manejo del suelo de olivar

Como se ha anticipado en la introducción, las distintas técnicas empleadas para el manejo de suelo del olivar difieren significativamente en sus efectos ambientales, principalmente en lo que respecta a la tasa de erosión, la biodiversidad asociada al cultivo y la tasa de secuestro de carbono. A continuación se detalla cada uno de estos efectos para cada una de las alternativas de manejo del suelo, estimando

Tabla 1 Superficie de olivar andaluz bajo distintas técnicas de mantenimiento del suelo

| Sistema de manejo del suelo | Superficie (Ha) | Porcentaje (%) |
|-----------------------------|------------------|----------------|
| Laboreo (L) | 761.234 | 48,3 |
| No laboreo (NL) | 226.680 | 14,7 |
| Cubiertas vegetales (CV) | 490.697 | 31,7 |
| Otros sistemas | 49.129 | 3,1 |
| Sin información | 18.073 | 1,2 |
| Total | 1.545.813 | 100,0 |

Fuente: MARM (2009).

las mejoras ambientales que potencialmente podrían alcanzarse en el caso de que toda la superficie de olivar de Andalucía adoptase las prácticas más eco-compatibles.

La erosión de los suelos representa uno de los problemas ambientales más importantes y extendidos en el sector del olivar (CAP, 2008; Gómez-Calero y Giráldez, 2010). Esta situación es el resultado de la confluencia de determinadas variables ambientales presentes en buena parte de los territorios de olivar (altas pendientes, alta torrencialidad de la lluvia y alta erodibilidad de los suelos) y la realización de una serie de prácticas agrícolas inadecuadas en relación con el manejo del suelo (Gómez-Calero et al., 2009). Según la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía (CAP, 2008), cabe estimar en más de 25 millones de toneladas las pérdidas anuales de suelo provenientes de las explotaciones andaluzas de olivar, generando importantes efectos negativos tanto dentro (reducción de la fertilidad del suelo e incremento de los costes de producción -abonado) como fuera (contaminación de masas de agua, colmatación de embalses o pérdida de valor económico del paisaje) de las explotaciones (Colombo et al., 2003; Colombo et al., 2005).

Para determinar las tasas de erosión para cada uno de los paquetes tecnológicos de manejo del suelo considerados se ha llevado una revisión de la literatura técnica existente (Francia et al., 2006; Gómez-Calero et al., 2009; Gómez-Calero y Giráldez, 2010). La síntesis de estos resultados puede consultarse en la segunda columna de la tabla 2, donde se puede ver cómo la tasa de erosión resulta claramente condicionada por el tipo de laboreo implementado, la presencia de cubiertas vegetales y la forma de gestionar los restos de poda. Así, las cantidades medias de suelo erosionado oscilan entre las 30 t ha⁻¹ año⁻¹ de la alternativa de laboreo con quema de tales restos y 1 t ha⁻¹ año⁻¹ de la alternativa de manejo del suelo mediante cubierta vegetal con siega mecánica de la misma y adición de restos de poda, que resulta ser la mejor alternativa desde esta perspectiva.

Mediante la aplicación de las diferentes tasas de erosión (tabla 2) a las superficies gestionadas por las diferentes alternativas tecnológicas (información de la tabla 1), puede estimarse la erosión total de las explotaciones de olivar en la actualidad (escenario «actual»); 25,56 millones de toneladas anuales. No obstante, según lo señalado anteriormente, esta erosión podría reducirse notablemente si en todo el olivar andaluz se adoptase las técnicas de manejo del suelo menos erosivas (escenario «conservación»). Así, tal y como se muestra en la tabla 3, en este caso hipotético la erosión sería de apenas 1,48 millones de toneladas anuales.

La incidencia que los distintos sistemas de manejo del suelo presentan sobre la *biodiversidad* asociada al cultivo del olivar representa un tema aún poco estudiado en la literatura especializada. Dado que biodiversidad es un concepto complejo y, por tanto, difícilmente mensurable, la mayoría de estudios lo analizan de manera cualitativa, confirmando cómo la variabilidad de especies animales y vegetales presentes en el olivar se correlaciona positivamente con la complejidad del ecosistema. Así, esta va incrementándose desde los hábitats más simplificados en su estructura, como resultan ser los olivares de suelo desnudo, hasta los sistemas más complejos, caracterizados por la presencia de cubiertas vegetales y restos de podas.

La cuantificación de la biodiversidad de cualquier ecosistema (los sistemas de olivar en nuestro caso) pasar por medir

Tabla 2 Niveles de las funciones ambientales asociadas a las diferentes alternativas de manejo del suelo del olivar en Andalucía

| Alternativa de manejo ^a | Erosión ^b (t suelo ha ⁻¹ año ⁻¹) | Biodiversidad ^c (n.º especies de aves ha ⁻¹) | Secuestro de carbono ^d (tCO ₂ ha ⁻¹ año ⁻¹) | |
|------------------------------------|---|--|---|------|
| | | | | |
| L+Q | 30 | 7 | | 0,00 |
| L+PI | 25 | 7 | | 0,73 |
| NL+Q | 20 | 7 | | 0,37 |
| NL+ PI | 10 | 7 | | 2,57 |
| CVH+Q | 5 | 14 | | 1,47 |
| CVH+PI | 3 | 14 | | 3,67 |
| CVM+PI | 1 | 21 | | 3,85 |

^aL+Q: laboreo con suelo desnudo y quemado de los restos de poda; L+PI: laboreo con suelo desnudo y picado e incorporación de los restos de poda; NL+ Q: no laboreo con suelo desnudo y quemado de los restos de poda; NL+PI: no laboreo con suelo desnudo y picado e incorporación de los restos de poda; CVH+Q: cubierta vegetal controlada con herbicidas y quemado de los restos de poda; CVH+PI: cubierta vegetal controlada con herbicidas y picado e incorporación de los restos de poda; CVM+PI: cubierta vegetal controlada con medios mecánicos y picado e incorporación de los restos de poda.

^bFrancia et al. (2006); Gómez-Calero et al. (2009); Gómez-Calero y Giráldez (2010).

^cMuñoz-Cobo y Moreno-Montesino (2003); De la Concha et al. (2007); Duarte et al. (2010).

^dIPCC (2003); Sofo et al. (2005); Smith et al. (2008); Nieto et al. (2010).

Fuente: elaboración propia a partir de los estudios citados.

Tabla 3 Estimación del desempeño ambiental del olivar en Andalucía

| Escenario | Erosión (t suelo año ⁻¹) | Biodiversidad (n.º especies de aves ha ⁻¹) | Secuestro de carbono | |
|--------------|---|---|--|--|
| | | | (t CO ₂ año ⁻¹) | (t CO ₂ 20 años ⁻¹) |
| Actual | 25.560.877 | 10,5 | 2.187.889 | 43.757.780 |
| Conservación | 1.478.611 | 21,0 | 5.697.827 | 113.956.540 |

Fuente: elaboración propia.

(Primack, 1993): a) su diversidad genética (diversidad de individuos de una misma especie), b) su diversidad biológica (diversidad de especies) y c) su diversidad de comunidades (diversidad de hábitats o nichos). Obviamente, cuantificar cada una de estos niveles del concepto de biodiversidad exigiría el empleo de numerosos indicadores específicos, tal y como sugieren Gómez-Limón y Riesgo (2012). Dada la imposibilidad operativa de incluir este conjunto de indicadores dentro de una única función de utilidad multiatributo como la que se propone en este trabajo, la opción más adecuada pasa por emplear como *proxy* de la biodiversidad un indicador sintético relacionado con todos y cada uno de los niveles antes referidos. En el caso del olivar, como confirma la literatura técnica existente al respecto (Muñoz-Cobo y Moreno-Montesino, 2003; De la Concha et al., 2007; Duarte et al., 2010), un indicador razonable que reúne esta característica es la cuantificación de la diversidad de especies de avifauna. Así, en este trabajo se ha optado por emplear este indicador (número de especies de aves presentes en las plantaciones de olivar) como *proxy* adecuado para cuantificar el impacto que los distintos paquetes tecnológicos de manejo del suelo sobre la biodiversidad de estos sistemas agrarios. Una síntesis de los resultados en esta línea derivados de la literatura consultada puede observarse en la tercera columna de la tabla 2.

A partir de los datos de tabla 2 y los correspondientes a las superficies gestionadas actualmente con cada alternativa de manejo (tabla 1), cabe estimar que en el conjunto del olivar andaluz actualmente existe una media 10,5 especies de aves por hectárea (escenario «actual»), cifra que resulta ser la mitad de la que existiría en un situación medioambientalmente óptima, donde se implementasen las técnicas de manejo del suelo más eco-compatibles ya comentadas (escenario «conservación»), tal y como puede apreciarse en la tabla 3.

El tercero de los atributos ambientales afectados por las prácticas de manejo de suelo es la *captura de carbono* atmosférico en el suelo. En este sentido, existe una amplia evidencia empírica que demuestra como la implantación de cubiertas vegetales y la aportación de los restos de poda al suelo inducen un incremento del carbono orgánico del mismo, actuando este como sumidero de CO₂ (Sofo et al., 2005; Smith et al., 2008; Nieto et al., 2010). Es por ello que la implementación de ambas prácticas puede considerarse como una estrategia mitigadora del cambio climático. La tabla 2 muestra el efecto que tiene cada uno de los paquetes tecnológicos considerados en este sentido. De esta forma, como se estima en la tabla 3, un manejo medioambientalmente más compatible del suelo del olivar en Andalucía, en comparación con la situación actual, podría

suponer la fijación adicional de 3,51 millones de toneladas de CO₂ anuales, lo que supondría una reducción del 6,5% de las emisiones totales de este gas de efecto invernadero en Andalucía.

No obstante, debe tenerse en cuenta que la tasa marginal de fijación de carbono en los suelos agrarios es decreciente en el tiempo, hasta que estos alcanza su nivel capacidad máxima de fijación (West et al., 2004). En este sentido se ha evidenciado que este límite máximo de fijación de CO₂ se alcanza en un periodo de 20 años (IPCC, 2003; Nieto et al., 2010). Por este motivo, en la tabla 3 también se incluye como información relevante la capacidad de fijación de CO₂ de los suelos de olivar acumulada durante este periodo de tiempo, tanto con las prácticas de manejo actuales empleadas (escenario «actual»), como en el caso de una hipotética implementación de las prácticas más eco-compatibles arriba analizadas (cubiertas vegetales con control mecánico y picado e incorporación de los restos de poda) al conjunto del olivar andaluz (escenario «conservación»).

Además de por motivos ambientales, la consideración de los tres atributos antes comentados como los más característicos de las alternativas tecnológicas de manejo del suelo del olivar viene igualmente justificada por la preocupación social en relación a los mismos, que hacen de ellos elementos determinantes del bienestar social de la ciudadanía andaluza. Tal circunstancia ha sido corroborada en distintos estudios basados en encuestas a la población general, entre los que cabe mencionar los del IESA (2009), Salazar et al. (2010) y Arriaza y Gómez-Limón (2011).

3. La metodología de valoración

3.1. Valoración de bienes ambientales ‘complejos’

Un ejercicio de valoración ambiental estándar describe de manera más o menos detallada cambios en bienes y servicios de este tipo y pregunta a los individuos, de manera directa o indirecta, sobre su disposición a pagar (DAP) o su disposición a aceptar (DAA) por el conjunto de cambios descrito (Boxall et al., 1996). Este enfoque, por tanto, no nos permite identificar valores más allá del paquete de cambios propuesto (Hanley et al., 1998), ni contrastar que dicho paquete está compuesto en realidad por variaciones individuales de diferentes atributos que son valorados por sí mismos y en interacción con el resto. De esta manera, a pesar del carácter «complejo» de la mayoría de bienes ambientales, la mayor parte de los ejercicios empíricos de valoración ambiental desarrollados hasta fechas recientes se ha dedicado a obtener valores monetarios del conjunto, pero no a estimar el valor de sus partes (Adamowicz, 1995). Esta circunstancia limita la transferencia de resultados obtenidos.

Como respuesta a esta limitación, en los últimos años se han desarrollado técnicas de valoración basadas en la Teoría del Valor de Lancaster (1966), que sí se han centrado en la estimación individualizada del valor de las componentes de los bienes ambientales complejos. Entre ellas destaca la técnica de los experimentos de elección (EE), iniciadas con los trabajos seminales Adamowicz et al. (1994), Boxall et al. (1996) y Adamowicz et al. (1997), y que en la actualidad es empleada ampliamente en la literatura científica.

No obstante, la aplicación de los EE no supera todas las limitaciones en relación a la valoración de bienes complejos. Efectivamente, el método de los EE puede criticarse principalmente por dos motivos. La primera de las críticas tiene que ver con el criterio de agregación de «mercado» en el que se basa, al igual que la mayoría técnicas de valoración ambiental tradicionales (ver en detalle en el apartado 3.4). Dicho criterio de agregación permite derivar el valor social de los bienes ambientales analizados en unidades monetarias a partir de valoraciones individuales igualmente cuantificadas en dinero, procedimiento que si bien permite obtener valores monetarios fácilmente comprensibles y utilizables, puede que no reflejen adecuadamente la contribución de los bienes analizados al bienestar social. La segunda de las críticas está relacionada con los supuestos de partida en que se basa esta técnica de valoración, como es el asumir *a priori* una función de valor o de utilidad concreta (normalmente de carácter lineal), que relaciona la utilidad suministrada por el bien complejo a valorar con las utilidades parciales generadas por sus atributos característicos, y el considerar que esta forma funcional es común para todos los individuos que componen el grupo social considerado para obtener el valor del bien (Scarpa, 2000; Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón, 2008; Torres et al., 2011).

Frente a estas limitaciones, tal como señala Romero (1996), el paradigma de la decisión multicriterio y la utilidad multiatributo ofrecen una interesante alternativa, en la medida que permite valorar bienes ambientales complejos y sus distintos atributos mediante la determinación de la forma funcional de la utilidad de los individuos y del conjunto de la sociedad. A pesar de ello, las aplicaciones publicadas hasta el momento teniendo en cuenta este enfoque son muy limitadas, entre las que cabe destacar únicamente las González-Pachón y Romero (2005) y Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón (2008).

Siguiendo el planteamiento expuesto, la metodología aplicada para la valoración de las externalidades ambientales derivadas de las prácticas de manejo del suelo del olivar consta de dos etapas fundamentales: *a)* la estimación de las funciones de utilidad individual de los miembros del grupo social analizado, y *b)* la agregación de las mismas al objeto de obtener una función de utilidad o bienestar social. A continuación se sintetizan la operatividad cada una de ellas¹.

3.2. Estimación de las funciones de utilidad individual

Siguiendo la Teoría Lancasteriana del consumo (Lancaster, 1966), se asume que la utilidad que proporciona un bien puede ser descompuesta en utilidades parciales procedentes de sus características o atributos particulares. Así, todo bien debe considerarse como un conjunto de características objetivas que proporciona un determinado grado de satisfacción a los individuos a través de una función de utilidad

1. Los lectores interesados en ampliar detalles sobre esta metodología y su aplicabilidad práctica pueden consultar los trabajos de González-Pachón y Romero (2005) y Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón (2008).

personal subjetiva (diferente para cada individuo). De esta manera la utilidad que genera un bien caracterizado por n atributos (x_i) para un individuo concreto k se puede representar a través de una función de utilidad multiatributo (MAUF) como sigue:

$$u_k = u_k(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n) \quad (1)$$

Así, la utilidad proporcionada por el estado actual de un bien ambiental para dicho individuo será: $u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0)$. Cualquier variación en el nivel de sus atributos característicos se traducirá en una variación de la utilidad generada. Por ejemplo, para una composición alternativa l , se obtendría que $u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$. Si para el individuo k se verifica que el cambio de la composición 0 a la l supone una mejora, el correspondiente incremento de utilidad se puede traducir en una disponibilidad a pagar (WTP_k^l):

$$u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l) - u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) \quad (2)$$

Al objeto de centrar el análisis en la valoración de las mejoras en los niveles de los atributos, tomamos como referencia la situación actual del bien ambiental. Así, esta se considera como la «peor mejora» posible, definida como combinación de los peores niveles de los diferentes atributos. Por conveniencia, se asume una utilidad global $u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0)$ y unas utilidades parciales de cada uno de los atributos característicos u_{ki} equivalente a cero:

$$u_k(x_1^0, \dots, x_i^0, \dots, x_n^0) = 0 \quad \forall k \text{ y } u_{ki}(x^0) = 0 \quad \forall k, i \quad (3)$$

Tomando esta convención, tendremos que $u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$.

Teniendo en cuenta las posibilidades reales de mejora del bien a valorar, pueden disponerse los rangos de variación de cada uno de los atributos característicos: $x_i = [x_i^0, x_i^*]$, correspondiendo x_i^* al mejor valor alcanzable por el atributo i . De esta forma, puede considerarse igualmente que aquella situación en la que se dan conjuntamente todos los valores x_i^* constituyen una situación «ideal», donde tanto la utilidad agregada como la utilidad parcial de cada atributo es máxima:

$$u_k(x_1^*, \dots, x_i^*, \dots, x_n^*) = 1 \quad \forall k \text{ y } u_{ki}(x^*) = 1 \quad \forall k, i \quad (4)$$

Al objeto de estimar la MAUF de los individuos, se interroga a estos sobre la utilidad subjetiva (u_k) que le proporcionan m posibles estados del bien a valorar, de tal forma que a partir de dichos valores se pueda estimar las constantes que caracterizan la MAUF individual. Con el propósito de facilitar a los individuos esta tarea de declarar sus respectivas utilidades u_k , este ejercicio se plantea de forma operativa como una valoración contingente (VC) de múltiples escenarios, entendidos estos como combinaciones de los distintos atributos. De esta forma se permite que la estructura de preferencias de los individuos se realice a través de una unidad comúnmente manejada por estos, como son las unidades monetarias.

Si se asume una utilidad marginal de la renta constante (razonable cuando la disposición a pagar considerada representa una parte muy pequeña de la renta total), los valores reportados en el ejercicio de VC pueden traducirse en tér-

minos de utilidad de forma inmediata considerando una función lineal:

$$u_k(WTP_k^l) = u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l) = \frac{WTP_k^l - WTP_k^0}{WTP_k^* - WTP_k^0} = \frac{WTP_k^l}{WTP_k^*} \quad \forall k, l \quad (5)$$

Los valores de $u_k(WTP_k^l)$ así obtenidos van a ser utilizados para la determinación de las MAUF individuales $u_k(x_1, \dots, x_i, \dots, x_n)$. Para ello se asume que en estas MAUFs todos los atributos son utilitariamente independientes, condición necesaria y suficiente para que dichas funciones tenga una descomposición multilineal (Keeney y Raiffa, 1993):

$$u_k(x_1, \dots, x_n) = \sum_{j=1}^n \lambda_j u_{kj}(x) + \sum_{j=1}^n \sum_{j>i} \lambda_{ij} u_{ki}(x) u_{kj}(x) + \dots + \lambda_{12\dots n} u_{k1}(x) u_{k2}(x) \dots u_{kn}(x) \quad (6)$$

Asimismo, al objeto de facilitar la operatividad de la anterior expresión, se han considerado igualmente funciones de utilidad monoatributo lineales para todos los casos:

$$u_{ki}(x) = \left| \frac{x_i - x_i^0}{x_i^* - x_i^0} \right| = \left| \frac{x_i}{x_i^* - x_i^0} \right| - \left| \frac{x_i^0}{x_i^* - x_i^0} \right| = X_i + k_i \quad \forall i, k \quad (7)$$

Así, estas funciones monoatributo pueden representarse como la suma de la variable original debidamente normalizada (X_i) y de una constante (k_i). Con ello, la expresión (6) quedaría como sigue:

$$u_k(x_1, \dots, x_n) = \sum_{i=1}^n \lambda_i X_i + \sum_{i=1}^n \sum_{j>i} \lambda_{ij} X_i X_j + \dots + \lambda_{12\dots n} X_1 X_2 \dots X_n + K \quad (8)$$

donde K es una constante en la que se incluyen todos los elementos que no dependen de los niveles de los atributos (X_i).

Entre las diferentes posibilidades existentes para el ajuste estadístico de las MAUFs multilineales de los individuos, se ha optado por seguir un procedimiento de regresión basado en la minimización de la suma de los errores absolutos (regresión l_1), dado que este tipo de ajuste es más eficiente ante la presencia de *outliers*.

3.3. Estimación de la función de utilidad social

Para la agregación de diferentes estructuras de preferencias individuales y la construcción de una función de utilidad social, en este trabajo se ha seguido la metodología propuesta de González-Pachón y Romero (2005). En síntesis, la técnica propuesta por estos autores se basa en la selección de m vectores ($x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l$) que describan diferentes niveles de los n atributos que condicionan la utilidad de los individuos. En nuestro caso, esto equivaldría a diferentes estados posibles del bien ambiental objeto de valoración. A cada uno de estos vectores, cada individuo otorga una utilidad concreta $u_k(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$. De esta forma los m vectores de atributos junto a sus correspondientes utilidades individuales constituyen el «conjunto de entrenamiento» (*training set*), sobre el cual se plantea el problema de consenso. Dicho problema trata de determinar los m escalares $u(x_1^l, \dots, x_i^l, \dots, x_n^l)$ que represente los valores de consenso del conjunto de q individuos que forman parte del grupo.

Para el cálculo de los valores de consenso se formula un modelo basado en la minimización de suma de las distancias entre los diferentes valores individuales de u_k y el de u :

Función objetivo: Min D

Sujeto a:

$$\sum_{i=1}^m (\eta_k^i + \rho_k^i) - D \leq 0, \forall k \quad (9)$$

$$u(x_1^l, \dots, x_n^l) + \eta_k^l - \rho_k^l = u_k(x_1^l, \dots, x_n^l), \forall k, l$$

$$0 \leq u(x_1^l, \dots, x_n^l) \leq 1, \forall l \quad \eta_k^l \geq 0, \forall k, l \quad \rho_k^l \geq 0, \forall k, l$$

Una vez obtenidos mediante este procedimiento los m valores de consenso de u , se puede operar de nuevo con el procedimiento de regresión l_1 antes expuesto al objeto de ajustar dichos valores de consenso a una nueva MAUF, que será la función de utilidad agregada (social). En este sentido se ha optado de nuevo por una formulación multilínea para esta función agregada, tal y como proponen Keeney y Kirkwood (1975) para funciones de bienestar social.

3.4. Enfoque de 'mercado' y enfoque 'democrático' en la valoración ambiental

Debe resaltarse que la forma de valoración descrita arriba se basa en una agregación de las preferencias individuales en términos de utilidad, no en términos monetarios como en los métodos de valoración ambiental más utilizados (VC o EE). Esta característica hace que la valoración así obtenida deba considerarse como «democrática», en la medida que considera las preferencias de todos los individuos por igual (una persona, un voto), al margen de su nivel de renta (Gregory et al., 1993; Gregory y Slovic, 1997). Esta circunstancia contrasta con los criterios de agregación «de mercado» seguidos por los métodos de valoración tradicionales, que determinan la valoración social de los bienes analizados en base a los votos monetarios emitidos por cada individuo, que sí dependen del nivel de renta.

Se presenta así pues un dilema ético sobre las bases conceptuales de la valoración ambiental (Azqueta, 1994; Blamley et al., 1995; Mill et al., 2007; Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón, 2008), en la medida que los resultados puede diferir significativamente si se consideran los individuos que componen la sociedad como potenciales «consumidores» (valoración siguiendo criterios «de mercado») o si se consideran como «ciudadanos» (valoración siguiendo criterios «democráticos» o «utilitarios») cuando se trata de determinar la gestión de bienes ambientales de carácter público o semi-público.

En este sentido cabe comentar igualmente que la valoración de los bienes ambientales a través de un enfoque de mercado presenta una serie de importantes debilidades ya señaladas en la literatura (Sagoff, 1994; Spash, 2008):

1. La valoración social de los bienes ambientales resulta de la suma de las valoraciones individuales, otorgando por tanto un mayor peso en la valoración de los ciudadanos con mayores rentas (más votos monetarios).
2. Los bienes ambientales pueden considerarse inconmensurables, por lo que su valor no debe reducirse a una cantidad monetaria.

3. La valoración de mercado se realiza solo sobre la base de juicios (valoraciones) subjetivas o individuales, ignorando la importancia de una valoración objetiva o colectiva que considere adecuadamente la equidad inter e intra-generacional.

Todas las críticas anteriores hace que los valores monetarios resultantes de los enfoques de «mercado» tradicionales deban tomarse siempre con cautela, en la medida que puede ser sesgados y no reflejar adecuadamente las verdaderas preferencias sociales en relación a los bienes ambientales.

La mayor novedad de este trabajo consiste la implementación una técnica de valoración con una agregación democrática, enfoque que permite superar buena parte de los problemas comentados anteriormente. Sin embargo, el enfoque propuesto no deja de ser una valoración individual, donde las posibles interacciones entre los individuos o el interés común no son tomadas en cuenta más allá del altruismo personal de los individuos (Álvarez-Farizo et al., 2007; Lo y Spash, 2012).

4. Aplicación de la metodología al caso de estudio

4.1. Operatividad de la metodología

Para presentar a los entrevistados el paquete de mejoras ambientales derivadas de la implementación de las técnicas de manejo del suelo, se han empleado los tres atributos característicos de los mismos ya comentados (tabla 3), pero convirtiéndolas en unidades más comprensible para el público general. En la tabla 4 se indican los valores de cada uno de estos atributos para la situación actual (x_i^0), así como para la situación de mayor mejora posible o «ideal» (x_i^*) en las unidades seleccionadas.

Considerando los tres atributos anteriores como los componentes de valor más relevantes de las alternativas de manejo del suelo de olivar andaluz, la expresión (8) relativa a la función de utilidad multilínea de los individuos (u_k) puede expresarse como sigue:

$$u_k(ERO, BIO, CO2) = \lambda_{ERO}ERO + \lambda_{BIO}BIO + \lambda_{CO2}CO2 + \lambda_{ERO-BIO}ERO \cdot BIO + \lambda_{ERO-CO2}ERO \cdot CO2 + \lambda_{BIO-CO2}BIO \cdot CO2 + \lambda_{ERO-BIO-CO2}ERO \cdot BIO \cdot CO2 + K \quad (10)$$

donde ERO , BIO y $CO2$ representan los valores de los atributos considerados debidamente normalizados en un rango de 0 a 1 siguiendo la expresión (7).

En este caso particular es necesario estimar siete parámetros (seis parámetros λ más la constante K) para determinar la forma funcional de la utilidad de los individuos². Por tanto, el número de observaciones del *training set* debería ser superior de dicho número ($m > 7$). Sobre este respecto se ha optado finalmente por realizar 12 preguntas de VC a cada

2. Si bien hay siete parámetros, hay que tener en cuenta que existe la condición de que el sumatorio de todos ellos sea igual a la unidad.

Tabla 4 Componentes de valor, indicadores y valores extremos considerados

| Escenario | Erosión, <i>ERO</i> (estadios olímpicos) | Biodiversidad, <i>BIO</i> (n.º especies de aves) | Secuestro de carbono, <i>CO2</i> (emisiones equivalente en hab.) |
|--------------------------|---|---|---|
| Actual (x_i^0) | 30,6 | 10,5 | 272.120 |
| Conservación (x_i^*) | 1,7 | 21,0 | 708.688 |

Fuente: elaboración propia.

Tabla 5 Combinaciones de atributos consideradas en el ejercicio de valoración contingente

| Escenario | Erosión, <i>ERO</i> (reducción de la erosión en estadios olímpicos) | Biodiversidad, <i>BIO</i> (aumento del n.º especies de aves) | Secuestro de carbono, <i>CO2</i> (reducción de emisiones equivalente en habitantes) |
|-----------|---|--|---|
| 1 | 2 | 20 | 700.000 |
| 2 | 30 | 10 | 500.000 |
| 3 | 2 | 10 | 300.000 |
| 4 | 30 | 15 | 500.000 |
| 5 | 30 | 15 | 700.000 |
| 6 | 16 | 10 | 700.000 |
| 7 | 16 | 15 | 300.000 |
| 8 | 2 | 15 | 500.000 |
| 9 | 16 | 20 | 500.000 |
| 10 | 30 | 20 | 300.000 |
| 11 | 16 | 10 | 300.000 |
| 12 | 30 | 10 | 500.000 |

Fuente: elaboración propia.

individuo. Los 12 perfiles considerados quedan recogidos en la tabla 5.

El primero de estos ejercicios de VC se corresponde con la situación «ideal» (combinación de los mejores niveles alcanzables por los diferentes atributos; \bar{x}_i^*). Con ello se trata de establecer el valor WTP_k^* , que determina la máxima utilidad ($u_k^* = 1$ para todo k). Una vez establecido dicho valor, los individuos deberán tener en cuenta que esta cantidad constituye el límite superior que deben respetar el resto de DAP declaradas por el resto de escenarios que se proponen. Los siguientes 10 escenarios para la VC se han construido a partir de una selección aleatoria, la misma para todos los individuos, de las posibles combinaciones de niveles de los atributos considerados. En último lugar, sin advertir de ello a los encuestados, se ha repetido de nuevo el segundo de los escenarios presentados, al objeto de verificar la consistencia en las respuestas de los individuos.

El uso de preguntas abiertas en VC está cuestionado por su falta de incentivos para obtener respuestas reales. Para minimizar este sesgo se han seguido dos estrategias que en la literatura han resultado efectivas. Por un lado se ha buscado que todo el mercado contingente presentado a los entrevistados siguiera las condiciones presentadas por Carson y Groves (2007) sobre «diseños consecuentes» que minimizan el riesgo de presencia de los sesgos estratégico e hipotético. El diseño consecuente según estos autores requiere que el entrevistado perciba una relación real entre la encuesta y el futuro del bien a valorar, y que el entrevistado tenga interés en el bien objeto de estudio. La primera condición se cumple *a priori*, ya que se ha informado a los entrevistados de que cambios en la gestión del suelo de olivar

pueden llevar a los escenarios a valorar, y que por ello se quiere saber qué escenario es más valorado. La segunda condición solo se puede comprobar *a posteriori*. En nuestro caso tal circunstancia se confirma por el hecho de que el 95% de los entrevistados calificaron de ‘graves’ o ‘muy graves’ los problemas de erosión, pérdida de biodiversidad y emisiones de gases de efecto invernadero en Andalucía. Además, como segunda estrategia para tratar de minimizar los sesgos del formato abierto, se ha optado por incluir un texto previo a las preguntas de valoración donde se intenta minimizar los incentivos para dar respuestas no reales. Este texto enlaza con la técnica denominada «cheap talk» que ha sido definida como una comunicación no vinculante entre el investigador y el entrevistado antes de las preguntas sobre la DAP (Lusk, 2003). Esta estrategia ha demostrado que en algunos casos puede reducir la presencia del sesgo hipotético y/o el comportamiento estratégico en VC (Cummings y Taylor, 1999; List, 2001).

Por tanto, para cada escenario se preguntaba a los encuestados por su disposición al pago máxima utilizando un formato de pregunta abierto. Como vehículo de pago se ha optado el pago de impuestos (tasa anual). La figura 1 ilustra el diseño de las fichas presentadas a los encuestados para visualizar este ejercicio de valoración para cada uno de los escenarios analizados.

La metodología propuesta requiere que cada individuo responda un elevado número (12) de preguntas de valoración dentro de un mismo cuestionario. A pesar de ello, se ha podido evidenciar que apenas se ha producido un efecto «fatiga» en los encuestados, tal y como se ha comprobado por la coherencia en la valoración del escenario repetido en







| | Opción 1 | Situación actual |
|---|---|--|
| Reducción de emisiones de gases a la atmósfera equivalente a una ciudad de: | 700.000 habitantes  | 300.000 habitantes  |
| Pérdida de suelo por erosión equivalente a: | 2 estadios olímpicos  | 30 estadios olímpicos  |
| Biodiversidad de aves por hectárea de: | 20 especies  | 10 especies  |
| Tasa anual: | _____ € | 0 € |

Figura 1 Ejemplo de ficha empleadas para el ejercicio de valoración contingente. Fuente: elaboración propia.

el segundo y último lugar (véase los resultados en el apartado 5).

4.2. Obtención de los datos

La información primaria requerida para la implementación de la metodología de valoración propuesta se ha generado a través de una encuesta específica para esta investigación. Para el desarrollo de dicha encuesta se preparó un cuestionario que costaba de tres partes. La primera parte incluía una serie de preguntas sobre el conocimiento subjetivo de los problemas ambientales asociados a la agricultura y al cultivo del olivar, así como las actitudes y comportamientos relacionados con el medio ambiente de los entrevistados. Una segunda sección contenía las preguntas correspondientes al ejercicio de VC múltiple antes descrito, mientras que la tercera y última incluía diversas preguntas para la recogida de los datos sociodemográficos habituales³.

Cabe señalar que el cuestionario empleado para la encuesta sufrió en oportuno proceso de validación mediante la realización de una encuesta piloto, la cual permitió introducir pequeñas mejoras en la formulación inicial de las preguntas, hasta llegar al cuestionario final. Con esta encuesta piloto se verificó, pues, el adecuado nivel de comprensión de las cuestiones planteadas, la disposición de los encuestados a responder y la duración razonable de las entrevistas.

Al objeto de lograr resultados representativos del conjunto de la sociedad andaluza, se extrajo una muestra de

758 individuos entre la población mayor de 18 años (6.540.286 habitantes). El procedimiento de muestreo polietápico, estratificado por conglomerados (afijación proporcional al tamaño del hábitat), con selección de las unidades primarias de muestreo (municipios) mediante un procedimiento aleatorio proporcional, y selección de las unidades últimas de muestreo (individuos) mediante rutas aleatorias y cuotas de sexo y edad. El trabajo de campo se realizó durante los meses de febrero a abril del 2011 mediante entrevistas en persona utilizando a una encuestadora profesional. El nivel de error absoluto máximo esperado de los resultados de la encuesta, para las frecuencias de cada variable, es de $\pm 3,6\%$, para un nivel de confianza del 95%, 2 sigmas $p = q = 0,5^4$. La tabla 6 recoge una caracterización básica de la muestra en función de las principales variables sociodemográficas de los entrevistados.

La base de datos construida a partir de la información de la encuesta consta de 40 variables y 758 observaciones. Del total de observaciones, 338 han reportado una DAP nula para todos los escenarios propuestos. Entre los mismos cabe diferenciar 117 observaciones calificadas como «ceros reales»⁵ y

3. Los materiales de encuestación (cuestionario, muestra, etc.) quedan a disposición de cualquier persona interesada mediante petición a los autores.

4. Teniendo en cuenta que de la muestra extraída se han tenido que ignorar un total de 263 casos por diversos motivos (ver párrafos siguientes), el error absoluto máximo realmente esperado asciende hasta el $\pm 4,5\%$.

5. Se han considerado «ceros reales» a los individuos con DAP nula que, indicaron que esta respuesta se debía a que «Prefiero utilizar mi dinero en otras cosas», «Prefiero que el olivar andaluz siga como está ahora porque su situación no requiere actuación pública» o «Mi economía no permite hacer frente a esos pagos». En estos casos debe entenderse que tales individuos no perciben utilidad por los paquetes valorados.

Tabla 6 Descripción de la muestra

| | Mín. | Máx. | Media | Des. típ. | % |
|------------------------------------|------|------|-------|-----------|------|
| Variables métricas | | | | | |
| <i>Edad</i> | 20 | 79 | 43,58 | 14,02 | |
| <i>Número hijos</i> | 0 | 4 | 0,89 | 1,03 | |
| Variables categóricas | | | | | |
| <i>Sexo</i> | | | | | |
| Mujer | | | | | 50,7 |
| Hombre | | | | | 49,3 |
| <i>Nivel de estudios</i> | | | | | |
| Sin estudios | | | | | 8,2 |
| Estudios primarios | | | | | 34,4 |
| Estudios secundarios | | | | | 35,1 |
| Estudios universitarios | | | | | 22,3 |
| <i>Nivel de renta (escala 1-8)</i> | | | | | |
| 1-2 (< 1.000 €/mes) | | | | | 16,6 |
| 3-4 (1.000 €/mes-2.000 €/mes) | | | | | 54,6 |
| 5-6 (2.001 €/mes-3.000 €/mes) | | | | | 27,3 |
| 7-8 (> 3.000 €/mes) | | | | | 1,5 |
| <i>Hábitat</i> | | | | | |
| Rural (< 10.000 hab) | | | | | 23,2 |
| Semi-rural (10.000 hab-50.000 hab) | | | | | 31,4 |
| Urbano (> 50.000 hab) | | | | | 45,4 |
| <i>Situación laboral</i> | | | | | |
| Empleado | | | | | 38,2 |
| Autónomo-empresario | | | | | 19,4 |
| Busca empleo | | | | | 8,6 |
| Jubilado | | | | | 7,8 |
| Estudiante | | | | | 4,5 |
| Ama de casa | | | | | 21,4 |

Fuente: elaboración propia.

221 como «ceros protesta»⁶. Los restantes 420 individuos de la muestra han declarado tener DAP positivas para todos los escenarios de mejora planteados.

Tal como se suele hacer en los ejercicios de VC, se han descartado los individuos catalogados como «ceros protesta», dado que no reflejan una adecuada valoración del bien objeto de estudio, y si un rechazo al ejercicio en sí⁷. De

6. Se han considerado «ceros protesta» o «falsos ceros» aquellos individuos que justificaban su DAP nula porque «Ya pago suficientes impuestos», «El gobierno debería pagar este programa» o «No creo que este programa de gestión vaya a tener los efectos positivos descritos».

7. Al objeto de descartar que tal eliminación genere un sesgo en la valoración, se ha comprobado que no existen diferencias significativas en el perfil socio-demográfico de los 537 (420+117) individuos con DAP positiva o «cero reales» y los 221 individuos clasificados como «ceros protesta». Dado que se rechaza para todas las variables analizadas la hipótesis nula de que ambas muestras pertenezcan a poblaciones distintas, cabe asumir de manera plausible que ambos grupos valoran (realmente) el bien analizado de la manera similar.

igual forma se han eliminado para su posterior análisis 32 (7,6% de las respuestas con DAP positiva) observaciones por ofrecer DAP para los escenarios 2 y 12 (con igual caracterización en sus atributos) que diferían en más del 25%, dado que las valoraciones proporcionadas por tales individuos no resultaban lo suficientemente fiables. Finalmente, para no sesgar los resultados agregados se han eliminado de manera aleatoria un porcentaje similar de respuestas catalogadas como «ceros reales» (10 observaciones). Así pues, el ejercicio de valoración propuesto finalmente se ha realizado para 495 observaciones, que se corresponden con 388 individuos con DAP positiva y 107 con DAP nula.

A las respuestas de los individuos con DAP positiva considerados válidos se han aplicado los procedimientos de estimación de la MAUF individual descritos en la sección 3.1, y los correspondientes valores de la utilidad de los escenarios se han utilizado como «conjunto de entrenamiento» (u_k) para la obtención de la función de utilidad social expuestos en la sección 3.2. Para los casos de DAP nula («ceros reales») no tiene sentido estimar una función de utilidad multilineal, pues su función multiatributo toma valores nulos para cualquier combinación de atributos. Por tanto, para estos casos se ha considerado que en su función de utilidad todos los coeficientes (λ_i y K) toman valores cero. Asimismo, la utilidad de los escenarios que componen el «conjunto de entrenamiento» (u_k) se han considerado igualmente cero.

5. Resultados

5.1. Funciones de utilidad multiatributo individuales y función de utilidad multiatributo social

Siguiendo la metodología propuesta se ha estimado la MAUF individual de los 495 encuestados que completaron adecuadamente el ejercicio de VC múltiple propuesto. En la tabla 7 (columnas 2 a 4) puede observarse los estadísticos básicos de la distribución obtenida para cada coeficiente de las correspondientes funciones multilineales de utilidad individuales.

Realizando una simple prueba t , tal y como se dispone en la propia tabla 7 (columnas 6 y 7), se puede comprobar como las medias de todos los coeficientes individuales son estadísticamente diferentes de cero, a excepción del correspondiente a la interacción triple $\lambda_{ERO-BIO-CO2}$. Esta evidencia permite contrastar una de las hipótesis expuesta, la de no linealidad de las funciones de utilidad consideradas por los individuos a la hora de valorar bienes ambientales complejos, caracterizados por la presencia de diferentes atributos relevantes. Esta circunstancia invalidaría el uso de técnicas de valoración monetaria como los EE, que se fundamentan en el supuesto de funciones de utilidad lineales de los individuos. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón (2008), quienes estimaron MAUF individuales para la valoración del Parque Natural de Sierra Nevada y obtuvieron igualmente una estructura no lineal (valores no nulos de las interacciones entre atributos) generalizada ente los individuos encuestados.

Siguiendo igualmente el procedimiento de agregación propuesto, se han obtenido los valores de los coeficientes de la función de utilidad social (ver columna 8 en tabla 7).

Tabla 7 Distribución de los coeficientes de las funciones de utilidad multiatributo multilineales individuales y valores agregados obtenidos para la función de utilidad social

| Coeficiente | Min. | Max. | Media | Desv. típ. | $H_0 : \bar{X} = 0$ | | Valor en MAUF social |
|-------------------------|-------|-------|-------|------------|---------------------|----------------|----------------------|
| | | | | | <i>t</i> | <i>p-valor</i> | |
| λ_{ERO} | 0,000 | 0,800 | 0,120 | 0,145 | 18,386 | 0,000 | 0,267 |
| λ_{BIO} | 0,000 | 1,000 | 0,090 | 0,121 | 16,515 | 0,000 | 0,333 |
| λ_{CO2} | 0,000 | 0,533 | 0,057 | 0,094 | 13,454 | 0,000 | 0,133 |
| $\lambda_{ERO-BIO}$ | 0,000 | 0,667 | 0,075 | 0,137 | 12,302 | 0,000 | 0,000 |
| $\lambda_{ERO-CO2}$ | 0,000 | 0,652 | 0,038 | 0,092 | 9,194 | 0,000 | 0,000 |
| $\lambda_{BIO-CO2}$ | 0,000 | 0,680 | 0,074 | 0,137 | 11,963 | 0,000 | 0,000 |
| $\lambda_{ERO-BIO-CO2}$ | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | — | — | 0,000 |
| <i>K</i> | 0,000 | 1,000 | 0,329 | 0,249 | 29,412 | 0,000 | 0,267 |

MAUF: funciones de utilidad multiatributo.

Fuente: elaboración propia.

Así, la forma funcional de la correspondiente MAUF multilineal es la siguiente:

$$U = 0,267 \cdot ERO + 0,333 \cdot BIO + 0,133 \cdot CO2 + 0,000 \cdot ERO \cdot BIO + 0,000 \cdot ERO \cdot CO2 + 0,000 \cdot BIO \cdot CO2 + 0,000 \cdot ERO \cdot BIO \cdot CO2 + 0,267 \quad (10)$$

En este sentido cabe indicar que el atributo socialmente más relevante para la valoración del bien complejo analizado es el atributo relacionado con la biodiversidad (*BIO*), que representa el 33,3% de la utilidad total. Por orden de importancia, le siguen los atributos relacionados con la erosión (*ERO*) y, por último, la fijación de carbono (*CO2*), con unos pesos en la utilidad total equivalentes al 26,7 y 13,3%, respectivamente. El 26,7% restante está explicado por la constante, lo cual significa que la situación actual del olivar andaluz es valorada por los individuos, además de por las tres funciones ambientales considerada en el diseño, por algunas otras no recogidas en este ejercicio de valoración. Esta evidencia estaría en línea con numerosos resultados anteriores de investigación (Viladomiu y Rosell, 2004; Guzmán Álvarez, 2005; Kallas et al., 2006; Parra-López et al., 2008; EC, 2010; Salazar et al., 2010), que ponen de manifiesto el conjunto amplio de bienes públicos (de carácter tanto ambiental como social) que el cultivo del olivar provee a la sociedad. Entre ellos pueden señalarse la provisión de paisajes agrarios tradicionales, la fijación de población en zonas rurales marginales, la conservación del patrimonio cultural (productos agrarios típicos), la seguridad alimentaria, etc., que no han sido considerados en nuestro diseño y que justifica este valor de la contante.

Asimismo, con estos resultados se evidencia que la función de utilidad social resulta ser lineal. En este aspecto, los resultados difieren también de los encontrados por Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón (2008), quienes evidenciaron la existencia de una MAUF social no lineal para la valoración del Parque Natural de Sierra Nevada. Así, pues parece que no cabe generalización alguna sobre el carácter lineal/no-lineal de las funciones de utilidad social en relación a bienes ambientales complejos, pues todo apunta a que se la forma funcional de tal utilidad es específica de cada caso.

Finalmente, en relación a la estimación de las MAUF individuales y social conviene explicar la aparente paradoja relativa a las diferencias existentes entre las medias de los coeficientes de las primeras y los de la segunda (véase columnas 4 y 8 de la tabla 7, respectivamente). A este respecto cabe aclararse que la función de utilidad social que permite cumplir las condiciones básicas definidas por Arrow (1951) se ajusta necesariamente a una combinación lineal de las funciones de utilidad de los individuos que componen el grupo: $u(u_1, u_2, \dots, u_q) = \sum_{k=1}^{k=q} \beta_k u_k$. Así, solo en el caso hipotético que los β_k resultantes de la comparación interpersonal de preferencias resultasen iguales para todos los individuos (*k*), se daría la equivalencia entre los coeficientes individuales medios y los de la función de utilidad social. No obstante, como evidencia Sen (1970), la probabilidad de ocurrencia de tal circunstancia es infinitesimal, siendo semejante a la de cualquier otra estructura de β_k . En nuestro caso particular, de la solución obtenida a través del método de consenso seguido, se deduce implícitamente que el vector de β_k más adecuado para la estimación de la función de utilidad social no es constante en todos sus componentes (Keeney, 1976).

5.2. Criterios alternativos de agregación

Empleando los resultados descritos en la sección anterior en relación a la MAUF social (expresión (10)), pueden obtenerse una valoración agregada en términos de utilidad (a-dimensional cuantificada entre 0 y 1) tanto de los escenarios analizados (ver tabla 8, columna 3), como de cualquier otro escenario que quisiera plantearse. Se trataría de una forma de valoración siguiendo criterios «democráticos» o «utilitarios» ya comentados en la sección 3.4, que considera a encuestados como «ciudadanos» capaces de representar las preferencias sociales en relación a la gestión de bienes ambientales de carácter público o semi-público.

En cualquier caso, el proceso de valoración realizado permite una valoración social dual, tanto en términos de utilidad siguiendo la MAUF social estimada (agregación «democrática»), como en términos monetarios, considerando igualmente a los encuestados como potenciales

«consumidores» del bien ambiental valorado, por cuyo consumo muestran una DAP (aplicación de la VC) cuyos valores pueden agregarse siguiendo criterios «de mercado». En la tabla 8 (ver columna 5) se reportan igualmente los resultados derivados de la aplicación de este último criterio para la valoración de los escenarios considerados, utilizando para ello la media de las DAP declaradas por los encuestados.

Al objeto de testar las posibles diferencias entre ambos criterios de agregación se ha empleado la prueba de los signos de Wilcoxon, cuyos resultados ($Z = 0,000$; $p < 1,000$) evidencian que el criterio de agregación no tiene efectos sobre el orden de preferencia (Rank. U. social y Rank. DAP en la tabla 8) de los diferentes escenarios analizados en este caso de estudio. Esta similitud en la ordenación de escenarios también ha sido reportada por Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón (2008). No obstante, no cabe hacer generalización alguna al respecto, pues ambos casos se ha aplicado sobre colectivos con características sociodemográficas similares (la ciudad de Granada en este último caso y el conjunto de Andalucía en el nuestro). En este sentido se requería una mayor evidencia empírica de casos de sociedades con mayores/menores desigualdades sociales para poder concluir sobre la semejanza o no de ambos criterios de agregación.

5.3. Valoración de las mejoras ambientales

Tal y como se ha puesto de manifiesto, la valoración social de las mejoras ambientales puede realizarse tanto en términos de utilidad como monetarios, siendo ambos enfoques igualmente relevantes. Cuando el objetivo de la valoración es proveer un indicador de la variación de bienestar social derivado de la mejora ambiental (p.e., cuando se trata simplemente de comparar mejoras ambientales alternativas), el primero de los enfoques aplicado puede resultar suficiente (Sagoff, 1988). Sin embargo, es igualmente cierto que, en casos como el analizado en este trabajo, la valoración en términos monetarios resulta de gran utilidad para analizar la viabilidad de posibles incentivos para fomentar la implementación de las técnicas eco-compatibles consi-

deradas, considerando al mismo tiempo los beneficios (incremento de bienestar social) y los costes (disminución de rentas de los agricultores por el sobrecoste que conllevan estas prácticas) asociados a las mismas respecto a la situación actual.

En este último sentido, a partir de los datos monetarios del ejercicio de VC, cabe concluir que la generalización del manejo del suelo en el olivar más eco-compatible (cubiertas vegetales con control mecánico y picado e incorporación de los restos de poda) supondría una mejora del bienestar social en Andalucía equivalente a 55,91 Meuros/año (7,60 Euros/pers.-año \times 7.357.558 pers.). Teniendo en cuenta la extensión actual del olivar en esta Comunidad Autónoma, esta cifra supone que la sociedad estaría dispuesta a pagar hasta 37,29 Euros/ha-año por la implementación de tales prácticas en el conjunto del olivar regional. La parte correspondiente a los atributos (es decir 27,33 Euros por hectárea) sería pues la base para la propuesta de un programa agro-ambiental tendente al fomento de las mismas basado en el valor de las externalidades generadas por el mismo. Asimismo, la parte correspondiente a la constante justifica en parte las ayudas existentes al olivar por otras funciones no consideradas en nuestro análisis.

Asimismo, dada la forma lineal de la MAUF social estimada, cabe comentar que de la cifra total antes reportada, el 26,7% (14,91 Meuros/año) se corresponden a la mejoras en la erosión, el 33,3% (18,64 Meuros/año) al incremento de la biodiversidad y el 13,3% al aumento del secuestro de carbono en los suelos agrarios (7,46 Meuros/año). Así, como dato promedio, cabe reportar que la sociedad andaluza valora en 0,62 euros cada tonelada de suelo cuya erosión se consiga evitar, en 1,78 Meuros el incremento de la biodiversidad equivalente a una especie más de aves por hectárea y en 2,12 Euros cada tonelada de CO₂ fijada en los suelos agrarios.

6. Conclusiones

En este trabajo se ha presentado una alternativa para la valoración de bienes ambientales complejos basada en la Teoría

Tabla 8 Valoración y ranking de los escenarios propuestos en términos de utilidad y monetarios

| Escenario | ERO/BIO/CO2* | Utilidad social | Rank. U. social | Media DAP (€/pers.-año) | Rank. DAP |
|-----------|---------------|-----------------|-----------------|-------------------------|-----------|
| 1 | 2/20/700.000 | 1,000 | 1 | 7,60 | 1 |
| 2 | 30/10/500.000 | 0,400 | 10 | 3,38 | 11 |
| 3 | 2/10/300.000 | 0,600 | 6 | 3,91 | 8 |
| 4 | 30/15/500.000 | 0,467 | 8 | 4,36 | 7 |
| 5 | 30/15/700.000 | 0,600 | 5 | 4,92 | 5 |
| 6 | 16/10/700.000 | 0,700 | 3 | 5,36 | 4 |
| 7 | 16/15/300.000 | 0,500 | 7 | 4,72 | 6 |
| 8 | 2/15/500.000 | 0,800 | 2 | 5,84 | 2 |
| 9 | 16/20/500.000 | 0,700 | 4 | 5,57 | 3 |
| 10 | 30/20/300.000 | 0,400 | 11 | 3,48 | 10 |
| 11 | 16/10/300.000 | 0,433 | 9 | 3,65 | 9 |

DAP: disposición a pagar.

*Las unidades para el atributo ERO son estadios olímpicos de suelo, para BIO número de especies de aves y para CO2 emisiones equivalente en habitantes.

Fuente: elaboración propia.

de la Utilidad Multiatributo. Esta alternativa tiene la virtualidad de poder contrastar una de las críticas más comunes a los métodos de valoración monetaria utilizados en la economía ambiental: la linealidad de las funciones de utilidad asociadas a este tipo de bienes. Asimismo, la técnica valorativa planteada permite estimar funciones de utilidad tanto agregadas como individuales, posibilitando el análisis de la heterogeneidad de las funciones de utilidad inter-individuos.

De los resultados obtenidos se pueden obtener las siguientes conclusiones. Por un lado la linealidad o no de la función de utilidad social por bienes ambientales complejos es una cuestión específica para cada caso. Mientras que para las prácticas de manejo del suelo parece que la función de utilidad lineal es una buena aproximación, en otros casos no lo es (Barreiro-Hurlé y Gómez-Limón, 2008). Por otro lado, se reafirma la presencia de una significativa heterogeneidad entre las preferencias de los individuos por las mejoras ambientales. En este sentido, los resultados de la tabla 7 permiten identificar, por ejemplo, individuos a los cuales solo les afecta la biodiversidad (valor máximo de λ_{BIO}), mientras otros que consideran las mejoras independientemente de los atributos presentados (valor máximo de K). Asimismo, se ha observado que la mayoría de de las funciones de utilidad individuales son claramente no lineales (el 66% de las funciones de utilidad individuales estimadas presentan coeficientes nulos para alguna de las interacciones consideradas).

Los resultados obtenidos nos permiten concluir que los programas de mejoras en la gestión del suelo en el olivar están justificados desde un punto de vista de la mejora de la utilidad social, justificándose un pago de 27 Euros por hectárea por la adopción de las prácticas de cubierta vegetal controlada con medios mecánicos y picado e incorporación de los restos de poda. Asimismo, los resultados justifican parte de las ayudas obtenidas por el olivar en la actualidad dado que parte de la utilidad generada por el olivar es independiente del aumento de la provisión de externalidades ambientales.

Finalmente, debe señalarse que la valoración monetaria por la mejora ambiental debe ser tomada con cautela, en la medida que ha sido obtenida a través de una técnica (VC) basada en el enfoque de mercado, que como se ha puesto de manifiesto, adolece de toda una serie de debilidades conceptuales. La superación de estas debilidades exigirá nuevos desarrollos metodológicos que permitan cuantificar en unidades monetarias (unidad de cuenta de uso común) los resultados derivados de enfoques democráticos como el implementado en este trabajo basado en las funciones de utilidad multiatributo.

Financiación

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad, la Consejería de Economía, Innovación y Ciencia de la Junta de Andalucía y el FEDER a través de los proyectos de investigación AGL2010-17560-C02-01 y P11-SEJ-7039.

Agradecimientos

Los autores agradecen sinceramente las sugerencias de mejora propuestas por los revisores anónimos.

Bibliografía

- Adamowicz, W., 1995. Alternative valuation techniques: A comparison and movement to synthesis. En: Willis, K., Corkindale, J. (Eds.), *Environmental valuation: New perspectives*. CAB International, Oxon (Reino Unido), pp. 144-159.
- Adamowicz, W., Louviere, J., Williams, M., 1994. Combining revealed and stated preference methods for valuing environmental amenities. *Southern Economic Journal* 55, 728-742.
- Adamowicz, W., Swait, J., Boxall, P., Louviere, J., Williams, M., 1997. Perceptions versus objective measures of environmental quality in combined revealed and stated preference models of environmental valuation. *Journal of Environmental Economics and Management* 32, 65-84.
- Álvarez-Farizo, B., Hanley, N., Barberán, R., Lázaro, A., 2007. Choice modeling at the "market stall": Individual versus collective interest in environmental valuation. *Ecological Economics* 60, 743-751.
- Arriaza, M., Gómez-Limón, J.A., 2011. Valoración social del carácter multifuncional de la agricultura andaluza. *ITEA. Información Técnica Económica Agraria* 107, 102-125.
- Arrow, K.J., 1951. *Social choice and individual values*. John Wiley & Sons, Nueva York.
- Azqueta, D., 1994. *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- Barreiro-Hurlé, J., Gómez-Limón, J.A., 2008. Reconsidering heterogeneity and aggregation issues in environmental valuation: A multi-attribute approach. *Environmental and Resources Economics* 40, 551-570.
- Beaufoy, G., Baldock, D., Clark, J., 1994. *The nature of farming: Low intensity farming systems in nine European countries*. IEEP, Londres.
- Blamley, R., Common, M., Quiggin, J., 1995. Respondents to contingent valuation surveys: consumers or citizens? *Australian Journal of Agricultural Economics* 39, 263-288.
- Boxall, P., Adamowicz, W., Swait, J., Williams, M., Louviere, J., 1996. A comparison of stated preference methods for environmental valuation. *Ecological Economic* 18, 243-253.
- CAP, Consejería de Agricultura y Pesca, 2008. *El sector del aceite de oliva y la aceituna de mesa en Andalucía*. CAP, Sevilla.
- Carson, R., Groves, T., 2007. Incentive and informational properties of preference questions. *Environmental and Resource Economics* 37, 181-210.
- Colombo, S., Calatrava-Requena, J., Hanley, N., 2003. The economic benefits of soil erosion control: An application of the contingent valuation method in the Alto Genil basin of southern Spain. *Journal of Soil and Water Conservation* 58, 367-371.
- Colombo, S., Hanley, N., Calatrava-Requena, J., 2005. Designing policy for reducing the off-farm effects of soil erosion using choice experiments. *Journal of Agricultural Economics* 56, 81-95.
- Cummings, R., Taylor, L., 1999. Unbiased value estimates for environmental goods: A cheap talk design for the contingent valuation method. *American Economic Review* 89, 649-665.
- De la Concha, I., Hernández, C., Pinilla, J., Ripoll, I., Carricondo, A., Howell, D., et al., 2007. *Medidas beneficiosas para las aves ligadas a medios agrícolas. Sugerencias para su diseño y aplicación en Natura 2000 en el marco de la programación de desarrollo rural 2007-2013*. SEO-BirdLife, Madrid.
- Duarte, J.D., Aranda, M.C., Gúzmán, J.R., Beaufoy, G., Aguilar, M.A.F., Ramal, B.C., et al., 2010. *Olivar y biodiversidad*. En: Gómez-Calero, J.A. (Ed.), *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca – Junta de Andalucía, Sevilla.
- EC, European Commission – Directorate General for the Environment, 2010. *LIFE among the olives: Good practice in improving environmental performance in the olive oil sector*. Office for Official Publications of the European Union, Luxemburgo.

- EEA, European Environment Agency, 2004. High nature value farmland. Characteristics, trends and policy challenges. EEA report No. 1. EEA, Copenhagen.
- Francia, J.R., Durán, V.H., Martínez-Raya, A., 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment* 358, 46-60.
- Franco-Martínez, J.A., Rodríguez-Entrena, M., 2009. Adopción y difusión de la agricultura ecológica en España. Factores de reconversión en el olivar andaluz. *Cuadernos de Economía* 32, 137-158.
- Gómez-Calero, J.A., 2010. Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía. Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla.
- Gómez-Calero, J.A., Giráldez, J.V., 2010. Erosión y degradación de suelos. En: Gómez-Calero, J.A. (Ed.), *Sostenibilidad de la producción de olivar en Andalucía*. Consejería de Agricultura y Pesca - Junta de Andalucía, Sevilla.
- Gómez-Calero, J.A., Sobrinho, T.A., Giráldez, J.V., Fereres, E., 2009. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil and Tillage Research* 102, 5-13.
- Gómez-Limón, J.A., Arriaza, M., 2011. La sostenibilidad de las explotaciones de olivar en Andalucía. *Analistas Económicos de Andalucía*, Málaga.
- Gómez-Limón, J.A., Riesgo, L., 2012. Sustainability assessment of olive groves in Andalusia: A methodological proposal. *New Medit, Mediterranean Journal of Economics, Agriculture and Environment* 11, 39-49.
- González-Pachón, J., Romero, C., 2005. An analytical framework for aggregating multiattribute utility functions. *Journal of the Operational Research Society* 15, 1-7.
- Gregory, R., Lichtenstein, S., Slovic, P., 1993. Valuing environmental resources: A constructive approach. *Journal of Risk and Uncertainty* 7, 177-197.
- Gregory, R., Slovic, P., 1997. A constructive approach to environmental valuation. *Ecological Economics* 21, 175-182.
- Guzmán Álvarez, J.R., 2005. Territorio y medio ambiente en el olivar andaluz. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, Sevilla.
- Hanley, N., Wright, R., Adamowicz, V., 1998. Using choice experiments to value the environment. *Environmental and Resource Economics* 11, 413-428.
- IESA, Instituto de Estudios Sociales Avanzados, 2009. *Ecobarómetro de Andalucía 2009*. IESA, Córdoba.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2003. *Good practice guidance for land use, land-use change and forestry*. IPCC, Hayama, Japón.
- Kallas, Z., Gómez-Limón, J.A., Arriaza, M., Nekhay, O., 2006. Análisis de la demanda andaluza de bienes y servicios no comerciales procedentes de la actividad agraria: el caso del olivar de montaña. *Economía Agraria y Recursos Naturales* 6, 49-79.
- Keeney, R.L., 1976. A group reference axiomatization with cardinal utility. *Management Science* 23, 140-145.
- Keeney, R.L., Kirkwood, C.W., 1975. Group decision making using cardinal social welfare functions. *Management Science* 22, 430-437.
- Keeney, R.L., Raiffa, H., 1993. *Decisions with multiple objectives: Preferences and value trade offs*. Cambridge University Press, Cambridge (publicación original, John Wiley & Sons, Nueva York, 1976).
- Lancaster, K., 1966. A new approach to consumer theory. *Journal of Political Economy* 74, 132-157.
- List, J., 2001. Do explicit warnings eliminate the hypothetical bias in elicitation procedures? Evidence from field auctions for sports cards. *American Economic Review* 91, 1498-1507.
- Lo, A.Y., Spash, C., 2012. Deliberative monetary valuation: in search of a democratic and value plural approach to environmental policy. *Journal of Economic Surveys* (en prensa). doi:10.1111/j.1467-6419.2011.00718.x.
- Lusk, J., 2003. Effects of cheap-talk on consumer's willingness to pay for Golden Rice. *American Journal of Agricultural Economics* 85, 840-856.
- MARM, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos - ESYRCE 2009*. MARM, Madrid.
- Mill, G., Van Rensburg, T., Hynes, S., Dooley, C. 2007. Preference for multiple use forests management in Ireland: Citizen and consumer perspectives. *Ecological Economics* 60, 642-653.
- Muñoz-Cobo, J., Moreno-Montesino, J., 2003. Uso del agroecosistema olivar por las aves. *Variables estructurales en la estación otoño-invernal*. *Boletín de Sanidad Vegetal: Plagas* 29, 171-183.
- Nieto, O.M., Castro, J., Fernández, E., Smith, P., 2010. Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil management systems using the RothC model. *Soil Use and Management* 26, 118-125.
- Parra-López, C., Calatrava-Requena, J., De Haro-Giménez, T., 2008. A systemic comparative assessment of the multifunctional performance of alternative olive systems in Spain within an AHP-extended framework. *Ecological Economics* 64, 820-834.
- Primack, R.B., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates, Boston.
- Rodríguez-Lizana, A., Ordóñez, R., Gil, J., 2007. *Cubiertas vegetales en olivar*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Romero, C., 1996. Multicriteria analysis and environmental economics: An approximation. *European Journal of Operational Research* 96, 81-89.
- Sagoff, M., 1988. *The economy of the Earth*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Sagoff, M., 1994. Should preferences count. *Land Economics* 70, 127-144.
- Salazar, M., Sayadi, S., Vázquez, M.J., 2010. Análisis de las opiniones y demandas de la sociedad andaluza hacia la agricultura y la política agraria común: calidad alimentaria, medio ambiente y desarrollo rural. *Analistas Económicos de Andalucía*, Málaga.
- Scarpa, R., 2000. Contingent valuation versus choice experiments: Estimating the benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland. *Comment. Journal of Agricultural Economics* 51, 122-128.
- Sen, A. 1970. The impossibility of a Paretian liberal. *Journal of Political Economy* 78, 152-157.
- Smith, P., Nabuurs, G.J., Janssens, I., Reis, S., Marland, G., Soussana, J.F., et al., 2008. Sectoral approaches to improve regional carbon budgets. *Climatic Change* 88, 209-249.
- Sofo, A., Nuzzo, V., Palese, A. M., Xiloyannis, C., Celano, G., Zukowskyj, P., et al., 2005. Net CO₂ storage in Mediterranean olive and peach orchards. *Scientia Horticulturae* 107, 17-24.
- Spash, C., 2008. Deliberative monetary valuation and the evidence of a new value theory. *Land Economics* 84, 469-488.
- Torres, C., Hanley, N., Riera, A. 2011. How wrong can you be? Implications of incorrect utility function specification for welfare measurement in choice experiments. *Journal of Environmental Economics and Management* 62, 111-121.
- Viladomiu, L., Rosell, J., 2004. Olive oil production and the rural economy of Spain. En: Brouwer, F. (Ed.), *Sustaining agriculture and the rural environment, governance, policy and multifunctionality*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- West, T.O., Marland, G., King, A.W., Post, W.M., Jain, A.K., Andrasko, K., 2004. Carbon management response curves: Estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environmental Management* 33, 507-518.