

El impacto de las respuestas inconsistentes en las medidas de bienestar estimadas con el método del experimento de elección

Beatriz Rocamora Montiel^a, Sergio Colombo^a y Klaus Glenk^b

RESUMEN: Los experimentos de elección se han convertido en una importante herramienta para la valoración de bienes y servicios ambientales. Sin embargo, existen evidencias que demuestran que los principios de racionalidad asumidos en esta metodología a menudo no son respetados en las estrategias de elección empleadas por los entrevistados, pudiendo dar lugar a elecciones inconsistentes. Este trabajo examina las consecuencias de este tipo de elecciones mediante una encuesta online destinada a valorar los impactos de la agricultura ecológica en el olivar de montaña. Los resultados son analizados mediante tres modelos de parámetros aleatorios, y ponen de manifiesto la necesidad de considerar y tratar las inconsistencias debido a su influencia en la valoración de los impactos evaluados.

PALABRAS CLAVE: Cuestionario online, disposición al pago, elecciones inconsistentes, elección racional, precios implícitos.

Clasificación JEL: C25, H41, Q18, Q50.

DOI: 10.7201/earn.2014.02.02.

The impact of choice inconsistencies in discrete choice experiments' welfare estimates

ABSTRACT: Choice experiments have become an important tool to provide guidance about the value of environmental goods and services. Several evidences, however, are pointing toward an important mismatch between the rationality principles assumed by this methodology and real respondents' behaviour, what may be giving rise to inconsistent choices. This paper studies the effects of such inconsistencies by using data from an online survey aimed at valuing the environmental impacts of organic farming in mountainous olive groves. The results are analysed by means of three random parameter models and provide evidence on the necessity to appropriately consider and treat choice inconsistencies as a result of their influence on welfare estimates.

KEYWORDS: Online questionnaire, willingness to pay, inconsistent choices, rational choice, implicit prices.

JEL classification: C25, H41, Q18, Q50.

DOI: 10.7201/earn.2014.02.02.

^a Grupo Agroecosost, Área de Economía y Sociología Agraria. IFAPA. Granada.

^b Land Economy and Environment Group. SRUC. King's Buildings, West Mains Road, Edinburgh.

Agradecimientos: Esta investigación forma parte del proyecto INIA RTA2009-00024-00-00 financiado por el INIA en el marco del Subprograma de Proyectos de Investigación Fundamental orientada a los Recursos y Tecnologías Agrarias y cofinanciado por el Fondo FEDER en el marco del programa operativo de economía basada en el conocimiento. Los autores quieren agradecer, sin perjuicio por la responsabilidad de los errores que puedan persistir, los comentarios y sugerencias realizados por los revisores anónimos y por el Comité Editorial, por su importante contribución a la mejora del artículo.

Dirigir correspondencia a: Beatriz Rocamora Montiel. E-mail: beatriz.rocamora@juntadeandalucia.es.

Recibido en julio de 2013. Aceptado en agosto de 2014.

1. Introducción

El Método del Experimento de Elección (MEE) se ha convertido en una herramienta comúnmente empleada para proveer asesoramiento a los decisores políticos sobre la valoración de bienes y servicios medioambientales (Birol y Koundouri, 2008; Bennet, 2011). Mediante esta metodología se presentan una serie de escenarios hipotéticos recogidos a través de un conjunto de alternativas, que describen diferentes combinaciones de una serie de atributos definatorios del bien o servicio evaluado. En este contexto, los ciudadanos entrevistados deben escoger –de acuerdo con los principios de una elección racional– la alternativa que les proporciona una mayor utilidad entre el conjunto propuesto. Esta racionalidad en las preferencias viene dada por cuatro principios; así, las preferencias han de ser completas, transitivas, monótonas y continuas. La completitud indica que el entrevistado tiene sus preferencias definidas para cualquier conjunto de bienes; la transitividad indica que si el bien A es preferido al bien B, y el bien B al C, entonces el bien A también es preferido al bien C; las preferencias monótonas indican que los entrevistados reconocen la existencia de elecciones dominantes, ya que siempre “más” es preferido a “menos”; por último la continuidad indica que los individuos son capaces de compensar la pérdida de un bien, con la ganancia de otro (Ryan *et al.*, 2009). Sin embargo, un creciente número de autores (Hess *et al.*, 2010; Hess *et al.*, 2012; Hensher y Collins, 2011; Day *et al.*, 2012; Colombo y Glenk, 2014; Day y Pinto-Prades, 2010; Espinosa-Goded y Barreiro-Hurlé, 2010; entre otros) han demostrado que los entrevistados emplean diferentes estrategias de decisión y simplificación de la información que, a menudo, alejan su comportamiento real del asumido teóricamente, violando uno o más de los axiomas propios de una elección racional.

Entre estas estrategias de decisión y simplificación de la información, la no consideración de atributos es la que más atención ha recibido por parte de la comunidad científica (Hensher *et al.*, 2005; Scarpa *et al.*, 2010; Campbell *et al.*, 2011 y Colombo *et al.*, 2013). Sin embargo, además de estos comportamientos basados en estrategias de decisión o de simplificación de la información, los entrevistados también pueden llevar a cabo un comportamiento inconsistente. Dicho comportamiento inconsistente surge cuando las respuestas de los entrevistados son incoherentes con alguno de los axiomas propios de una elección racional (Salensminde, 2002; Hess *et al.*, 2010). Un ejemplo característico de este tipo de comportamiento, que violaría al mismo tiempo los supuestos de completitud y monotonía, tiene lugar cuando un entrevistado establece una disposición al pago máxima de X € por una mejora de un determinado bien o servicio y, en las tarjetas de elección, elige alternativas más caras que, además, están asociadas a mejoras de menor envergadura del bien o servicio en cuestión. Esto es, el entrevistado elige pagar más, por menos.

Este tipo de comportamientos han sido estudiados en la literatura y pueden atribuirse a la falta de preferencias claramente establecidas de forma previa a la ejecución de la encuesta por parte de los entrevistados. De hecho, estas preferencias, tal y como indica Kragt (2013), a menudo se definen dependiendo del contexto en el se lleva a cabo la encuesta (Tversky y Simonson, 1993), o de forma simultánea a la

ejecución del cuestionario (Bateman *et al.*, 2008), o bien se construyen en base a la información suministrada en la encuesta (Payne *et al.*, 1999). Igualmente, el campo de aplicación del MEE también resulta determinante para la aparición de este tipo de comportamientos. Así, en el caso particular referido a la aplicación del MEE en la valoración bienes y servicios medioambientales, los posicionamientos éticos, las actitudes frente al medio ambiente y las normas sociales (Jones, 1998; Stern, 2000; Spash *et al.*, 2009), pueden dar lugar a impactos significativos. En este contexto, puede existir cierta tendencia por parte de los entrevistados a elegir siempre aquellas alternativas que impliquen algún tipo de mejora obviando el coste asociado a las mismas. Este último comportamiento se distingue de la no consideración de los atributos en que los entrevistados son conscientes del coste asociado a la alternativa elegida y, simplemente, lo “ignoran” por evitar una mayor degradación en términos medioambientales como la que normalmente se describe en la alternativa de referencia.

Independientemente de las razones que determinen una elección inconsistente, la inclusión de la misma en un modelo que asume un comportamiento racional de los individuos puede llevar a estimaciones equivocadas de la utilidad marginal de la renta¹ y dar lugar, por tanto, a medidas de bienestar sesgadas. Según Adamowicz *et al.* (en prensa), el desafío de los supuestos teóricos en los que se basa el MEE tiene importantes repercusiones en las conclusiones que pueden extraerse del mismo, así como en las preferencias de los entrevistados o en su disposición al pago. Hess *et al.* (2010) afirman que las respuestas inconsistentes tienen, en algunos casos, un impacto relativamente pequeño en los resultados; mientras que, en otras ocasiones, dichas respuestas pueden dar lugar a sesgos importantes, concluyendo, finalmente, que son necesarias mejores técnicas de diseño de los cuestionarios para reducir la incidencia de estos patrones de comportamiento. Además, según los mismos autores, la inclusión de este tipo de observaciones también provocaría un aumento en la varianza de los términos de error, que haría que las elecciones inconsistentes fueran todavía más inciertas. Por ello, resulta primordial la inclusión de preguntas específicas destinadas a la detección de este tipo de inconsistencias en el diseño del cuestionario, así como la evaluación de diferentes hipótesis capaces de determinar los efectos que dichas inconsistencias ocasionan en la utilidad marginal de la renta y que, además, permitan su tratamiento (Salensminde, 2002).

En la actualidad existen diversos enfoques para tratar dichas inconsistencias. Por una parte, las inconsistencias, aun habiéndose detectado, pueden ser ignoradas e introducidas en los análisis sin ningún tratamiento previo, asumiendo, por tanto, que no tienen efectos en las medidas del bienestar. Por otra parte, puede establecerse que son incoherentes con las hipótesis de partida del modelo, excluyéndolas del análisis. Sin embargo, en este último supuesto, se corre el riesgo de perder una parte importante de la base de datos, lo que podría ocasionar impactos en la representatividad de la mues-

¹ El impacto de las inconsistencias no sólo se ve reflejado en la utilidad marginal de la renta; lógicamente, dicho impacto puede hacerse extensivo al resto de los atributos empleados en el EE. Sin embargo, en este trabajo nos centramos únicamente en el impacto de las inconsistencias en la utilidad marginal de la renta, puesto que este atributo afecta a todos los demás desde el punto de vista de la estimación de las medidas de bienestar.

tra. Una tercera vía consistiría en invitar a los entrevistados a reconsiderar y corregir sus elecciones inconsistentes, evitando de esta forma la pérdida de información, e incrementando al mismo tiempo la calidad de los datos. Esta última metodología está relacionada con los resultados principales obtenidos por Salensminde (2002), que demostró que las elecciones inconsistentes normalmente suceden de forma reiterada y que tienen un impacto significativo en la valoración de las medidas del bienestar. Hess *et al.* (2010) sugieren que es primordial identificar y caracterizar las respuestas del Experimento de Elección (EE), que no sean consistentes con los supuestos del modelo empleado para el análisis.

El objetivo del presente artículo es, por tanto, analizar el impacto que estas observaciones inconsistentes tienen en las medidas de bienestar estimadas con el MEE empleando, para ello, un proceso iterativo ejecutado inmediatamente después del ejercicio del EE. Hasta donde alcanza nuestro conocimiento, no se ha puesto en práctica un proceso iterativo similar al presentado en este trabajo, que permite, al mismo tiempo, la detección y corrección de las inconsistencias. Esta aproximación no requiere ningún tipo de asunción previa por parte del analista sobre cómo deben ser tratadas las elecciones inconsistentes y permite, además, diferenciar el impacto en las medidas de bienestar obtenidas entre los distintos escenarios generados en función de la consideración o no consideración de las elecciones inconsistentes.

De este modo, el artículo queda estructurado de la siguiente manera: a continuación se realiza una descripción del método del experimento de elección, del cuestionario definitivo, de los aspectos clave del diseño del mismo y del procedimiento llevado a cabo para la obtención de los datos. Seguidamente se explican los fundamentos de la metodología empleada para la detección de las inconsistencias. Finalmente, se presentan los resultados obtenidos y se lleva a cabo su discusión.

2. Metodología

2.1. El Método del Experimento de Elección: fundamentos y enfoque econométrico

El Método del Experimento de Elección es una aplicación de la teoría del valor de Lancaster (1966), asociada a la teoría de la utilidad aleatoria (Mansky, 1977). Es un método que, a partir de las elecciones de los encuestados para un determinado bien, estima la importancia implícita de las características o atributos que lo describen. Así, en el EE el analista considera cada encuestado como si tuviera una función de utilidad condicional de tipo:

$$U_{in} = V_i + \varepsilon_{in} \quad [1]$$

Donde, para cada individuo n , un determinado nivel de utilidad viene asociado a la elección de la alternativa i . Tal y como se refleja en la ecuación [1], la función de utilidad del encuestado está compuesta por dos partes: una sistemática, V , que contiene los factores considerados por el analista; y otra aleatoria, ε , no observable, que recoge todas las consideraciones e informaciones de los encuestados en el mo-

mento de la elección, que no están bajo el control del investigador. La presencia de la componente aleatoria de la utilidad conduce a la definición de una probabilidad de elección. De este modo, la probabilidad de que un individuo n escoja la alternativa i en lugar que la alternativa j (para cualquier j perteneciente al espacio de las alternativas considerado, C) viene dada por:

$$Prob_{in} = Prob (V_{in} + \varepsilon_{in} > V_{jn} + \varepsilon_{jn}) \quad \forall j \in C \quad [2]$$

Assumiendo que los términos de errores son independientes e idénticamente distribuidos (IID) según una distribución Gumbel o de valor extremo (Ben-Akiva y Lerman, 1985), la probabilidad de que el individuo n elija la alternativa i , entre todas las alternativas posibles, j (I, J), se puede obtener a través del modelo logístico condicional (MLC) (McFadden, 1973):

$$Prob_{in} = \frac{e^{(\mu V_{in})}}{\sum_j e^{(\mu V_{jn})}} \quad \forall j \in C \quad [3]$$

La ecuación [3] permite relacionar la probabilidad de elección de cada alternativa, con la utilidad asociada a la misma. Para determinar la importancia relativa que los atributos tienen en las alternativas, es necesario definir la forma funcional de la función de utilidad, que relaciona cada alternativa con los atributos que la describen. En principio, la función de utilidad para la alternativa genérica j , V_j , puede adoptar diferentes formas, entre las cuales la más utilizada es una función lineal aditivamente separable en los parámetros:

$$V_j = Const_j + \sum_k \beta_k X_{jk} + \sum_m \gamma_m (S_{nm} * Const_j) \quad [4]$$

Donde $j = 1, \dots, J$ representa la alternativa en cuestión, entre las J alternativas presentes en las tarjetas de elección; $Const$ es la constante específica de cada alternativa; β_k son los coeficientes de los K atributos; X_{jk} son los K atributos que describen la alternativa j ; $S_{nm} = 1, \dots, M$, representa el vector de las características socioeconómicas del individuo n ; γ_m es el vector de coeficientes de las interacciones entre las características de los individuos y las constantes.

El modelo logístico condicional (ecuación [3]) supone homogeneidad en las preferencias de los individuos; es decir: asume que todos los individuos de la muestra tienen las mismas preferencias hacia los atributos que describen el bien. Para incorporar la heterogeneidad en las preferencias, diferentes modelos han sido propuestos en la literatura, entre los cuales, los modelos de parámetros aleatorios, de clases latentes y de heterogeneidad en la varianza del error, se encuentran entre los más empleados (Colombo *et al.*, 2009).

En este trabajo se ha optado por estimar un modelo de parámetros aleatorios (RPL). Este modelo introduce, en la función de utilidad mostrada en la ecuación [4],

un vector de parámetros, η , que incorpora las desviaciones de las preferencias individuales con respecto a las preferencias medias expresadas a través del vector β :

$$V_{jn} = Const_j + \sum_k \beta_k X_{jk} + \sum \eta_{nk} X_{jk} \sum \gamma_m (S_{nm} * Const_j) \quad [5]$$

Donde η es un vector de parámetros que representa las variaciones en las preferencias de los individuos con respecto a la media (β). Los términos η_{nk} representan preferencias individuales y por tanto se asume la hipótesis de que son constantes para todas las elecciones de un determinado individuo. Para estimar el modelo es necesario establecer una hipótesis sobre la distribución de los coeficientes β . Para ello, una vez asumida dicha distribución, se extrae un valor β_n de la misma y se calcula la probabilidad. Repitiendo este proceso R veces, se estima la probabilidad simulada (\bar{P}_{ni}) de que un individuo n elija la alternativa i en lugar de la genérica j (ecuación [6]):

$$\bar{P}_{ni} = \frac{1}{R} \sum_{r=1}^R \left[\frac{e^{(x_{ni}\beta_{nr})}}{\sum_{j=1}^J e^{(x_{nj}\beta_{nr})}} \right] \quad [6]$$

La elección de la distribución seguida por los parámetros vendrá determinada por los valores esperados por el analista, o por aquellos que se consideren como teóricamente válidos (Rigby y Burton, 2006). En presencia de un atributo monetario (como sucede en el caso que nos ocupa), es posible calcular los precios implícitos (PI) –relación marginal de sustitución respecto al dinero– de cada atributo. Los PI expresan la disposición al pago de los encuestados para un cambio unitario en los atributos no monetarios. Así por ejemplo, el cociente reflejado en la ecuación [7]:

$$PI = -\frac{\beta_t}{\beta_m} \quad [7]$$

podría representar el precio implícito del atributo t (por ejemplo, *Incremento de puestos de trabajo*) donde β_t es el coeficiente del propio atributo, y β_m es el coeficiente del atributo monetario.

2.2. Estructura del cuestionario y diseño de la encuesta

La encuesta empleada para la realización del EE se ha llevado a cabo a través de una plataforma *online*, formato cuya popularidad está aumentando debido a sus costes reducidos y al menor tiempo de ejecución de la encuesta en comparación con el requerido en otros métodos de toma de datos (Tonsor y Shupp, 2011). Sin embargo, el formato *online* no está exento de inconvenientes, como por ejemplo: dificultades en el acceso, falta de compatibilidad y consistencia entre los entrevistados o ausencia

de un entrevistador (MacKerron, 2011). Este último inconveniente cobra mayor importancia en estudios medioambientales en los que los entrevistados, normalmente, carecen de los conocimientos necesarios sobre el bien en cuestión, siendo la figura del entrevistador fundamental para aclarar sus dudas al respecto durante la ejecución del cuestionario. En la misma línea, las dificultades en el acceso a Internet, que afectan a una considerable parte de la población, complican la obtención de muestras poblacionales representativas en términos de nivel de estudios o edad cuando se emplean este tipo de formatos.

A pesar de las dificultades expuestas en el párrafo anterior, Internet ofrece un gran número de posibilidades que pueden incrementar la calidad de los datos. Así por ejemplo, el empleo de herramientas online permite averiguar el grado de atención de un entrevistado en el EE y, a su vez, detectar diversos errores que normalmente permanecen ocultos en el conjunto de los datos. En este contexto, el diseño del cuestionario adquiere un papel fundamental. Dicho diseño no es una tarea sencilla, debiéndose evitar errores como convertir los cuestionarios realizados *online* en simples transcripciones en pantalla de cuestionarios diseñados para ser ejecutados personalmente (Mackerron, 2011). Así, aspectos como la ausencia de un entrevistador personal, propios de la ejecución online, deben ser suplidos mediante el uso de otras herramientas. De este modo, el diseño del cuestionario debe asegurar la comprensión completa del mismo, así como la captación de la atención del entrevistado en el momento de su ejecución. El empleo de un lenguaje sencillo y el uso de recursos como imágenes son instrumentos útiles que, aprovechando las facilidades de las tecnologías disponibles, permitirán la realización de cuestionarios más visuales, flexibles e interactivos (Taylor, 2000).

En el caso que nos ocupa, el cuestionario empleado fue lanzado entre los meses de diciembre de 2012 y febrero de 2013 a través de una plataforma online, a una muestra de 201 ciudadanos andaluces mayores de 18 años seleccionada mediante un muestreo aleatorio estratificado con representatividad provincial y de género. De forma previa a su lanzamiento, el cuestionario fue testado con 30 personas también de forma online, para asegurar la comprensión de sus contenidos por parte de los entrevistados. Como se ha comentado anteriormente, el empleo de herramientas online suele dificultar el acceso a ciertos sectores de la población; por ello se optó por obviar la representatividad poblacional en términos de edad y de nivel de estudios. Por el contrario, sí se consideró importante la representatividad provincial debido a la asimetría existente en la propia Comunidad Autónoma en lo que respecta a la importancia de la agricultura en general, y a la del sistema productivo en el que se enfoca la valoración —el olivar de montaña—, en particular.

El cuestionario comienza con una breve introducción al tema de referencia: los impactos ambientales y sociales de la agricultura ecológica en el olivar de montaña andaluz. Esta introducción contiene información sobre la importancia del olivar en Andalucía y sobre los tipos de olivar existentes y las diferencias entre ellos. Igualmente, se hace hincapié en la importancia que las políticas públicas tienen en el mantenimiento de algunos de estos tipos de olivar, en particular en el olivar de montaña, destacando el alto riesgo de abandono que sufre este cultivo. A continuación, se

introduce la agricultura ecológica como una posible herramienta para reducir dicho riesgo de abandono y promover la sostenibilidad de los olivares de montaña andaluces. Seguidamente se lleva a cabo la descripción en detalle de los impactos más importantes que la agricultura ecológica generaría en el olivar de montaña²; a saber: lucha contra el cambio climático, biodiversidad, riesgo de contaminación de recursos hídricos, erosión del suelo e incremento de puestos de trabajo. Una vez descritos estos impactos, se explica el ejercicio del experimento de elección a través de una tarjeta de ejemplo³ para, a continuación, proceder a la realización de dicho ejercicio⁴.

Inmediatamente después de la ejecución del EE, los entrevistados que en todas sus elecciones optan por la situación reflejada en el *statu quo* son cuestionados sobre las razones que les llevan a decantarse por esta opción. En este caso, los entrevistados son reconducidos a la sección final del cuestionario, destinada a recoger los datos socioeconómicos. Al resto de los entrevistados, es decir aquellos que al menos en una elección eligen una alternativa de pago, se les dirige hacia un proceso iterativo para establecer si hay o no inconsistencia entre las elecciones realizadas en el EE y su máxima disposición al pago.

2.3. El diseño del experimento de elección

Los datos empleados en este trabajo han sido obtenidos a partir de una encuesta enfocada a la valoración de los efectos ambientales y sociales que acarrearía el fomento de políticas destinadas a la adopción y difusión de la agricultura ecológica en el olivar de montaña andaluz. Así, los atributos y niveles del EE describen posibles efectos ambientales y sociales que resultarían de la puesta en práctica de diferentes opciones políticas enfocadas a la promoción de la agricultura ecológica en el olivar de montaña. Cada una de estas opciones políticas lleva asociado un atributo monetario, que indica el incremento anual de impuestos requerido para conseguir los efectos descritos. El Cuadro 1 recoge el conjunto de los atributos seleccionados y los niveles de cada uno de ellos, mostrándose en negrita los niveles propios de la situación actual o *statu quo*.

Tres de los atributos se expresan en términos cualitativos y los dos restantes en términos cuantitativos. A pesar de esto último, a los entrevistados se les facilita también una referencia cuantitativa de los atributos expresados cualitativamente, con el fin de transmitirles el orden de magnitud cubierto por cada uno de los niveles. Asimismo, como se desprende del Cuadro 1, hay atributos que describen efectos

² Estos impactos se han seleccionado a partir del estudio realizado por Rocamora *et al.* (2013), donde se lleva a cabo una exhaustiva revisión bibliográfica junto con un cuestionario Delphi realizado a un conjunto de expertos con el objetivo de realizar un estudio comparativo sobre los impactos económicos, ambientales y sociales de explotaciones de olivar tradicional y marginal de secano, con una pendiente media mayor al 10 %, gestionadas en ecológico y convencional, en zonas de baja productividad.

³ En este punto del cuestionario se facilitó información adicional sobre los atributos y sus niveles, los cuales podían ser consultados de forma voluntaria por parte de los encuestados. La consulta (o no consulta) de esta información adicional, se recogió a través de varias variables *dummy*.

⁴ El diseño del EE se detalla en el epígrafe 2.3.

positivos y otros que describen efectos negativos. De este modo, aumentos en los niveles de *lucha contra el cambio climático*, *biodiversidad* e *incremento de puestos de trabajo* dan lugar a efectos positivos; mientras que aumentos en los niveles de *riesgo de contaminación de recursos hídricos* y *erosión del suelo* ocasionan efectos negativos. Todos los atributos y sus niveles fueron explicados de forma detallada y fácil de comprender a través dos tarjetas informativas empleadas como ejemplo.

CUADRO 1
Conjunto de atributos y niveles del MEE

Atributos		Niveles
1.	<i>Lucha contra el CC</i>	Baja , media, alta
2.	<i>Biodiversidad</i>	Baja , media, alta
3.	<i>Riesgo de contaminación de RRHH</i>	Elevado , moderado, reducido
4.	<i>Erosión del suelo</i>	Elevada , moderada, reducida
5.	<i>Incremento de puestos de trabajo</i>	0 % , 5 %, 10 %
6.	<i>Incremento anual de impuestos</i>	€/año: 0 , 2, 7, 14, 23, 35, 51


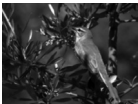
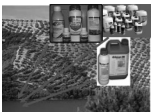



* Los niveles en negrita son los referidos a la situación actual.
Fuente: Elaboración propia.

El conjunto de atributos y niveles descrito en el Cuadro 1 constituye un diseño factorial completo con $(3^5 * 6^1) = 1458$ combinaciones. Mediante un diseño factorial fraccionado que permite la estimación de los efectos principales, se ha reducido el conjunto de combinaciones hasta un número adecuado para ser presentado a los entrevistados, que finalmente fue de 36 combinaciones. Dichas combinaciones, a su vez, fueron divididas en 6 grupos de 6 tarjetas cada uno. La búsqueda de la mejor fracción se ha llevado a cabo a través de un diseño experimental eficiente (Rose *et al.*, 2011) el cual se basa en un proceso iterativo en el que, en cada iteración, se ha minimizado el determinante de la matriz de varianza-covarianza del diseño resultante, empleando el software NGENE V.1. Con todo esto, se obtienen 6 tipos de encuestas diferentes (cada una conteniendo uno de los 6 posibles grupos de tarjetas existentes) constituidos, a su vez, por distintas combinaciones de 6 tarjetas, que se han distribuido equitativamente entre la población encuestada.

Todas las tarjetas de elección (ver ejemplo en Cuadro 2) comparten la misma primera alternativa, que representa la situación actual en los olivares de montaña de Andalucía⁵. Las dos alternativas restantes varían en cada tarjeta y describen distintas políticas de fomento de la olivicultura ecológica en los olivares de montaña, que a su vez llevan asociados diferentes incrementos en los impuestos anuales pagados por los ciudadanos.

⁵ En la tarjeta empleada como ejemplo informativo se detallan los niveles propios de la situación actual, mientras que en las que constituyen el EE en sí mismo se optó por incluir el texto que se recoge en el Cuadro 2.

CUADRO 2
Ejemplo de tarjeta de elección

Impacto	Situación actual	Situación 1 con agricultura ecológica	Situación 2 con agricultura ecológica
 Lucha contra el cambio climático		Baja	Media (-25 % CO ₂)
 Biodiversidad (plantas y animales)		Baja	Media (+40 %)
 Riesgo de contaminación de recursos hídricos	Ni la situación 1, ni tampoco la situación 2, me compensan el aumento de mis impuestos. Por tanto elijo la situación actual.	Elevada	Reducida
 Erosión del suelo		Moderada (-22 %)	Moderada (-22 %)
 Incremento de puestos de trabajo		+ 10 %	+ 10 %
 Aumento anual de impuestos (€/año)		14 €	23 €
	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

* Los niveles en negrita indican cambios respecto a la situación actual.

Fuente: Elaboración propia.

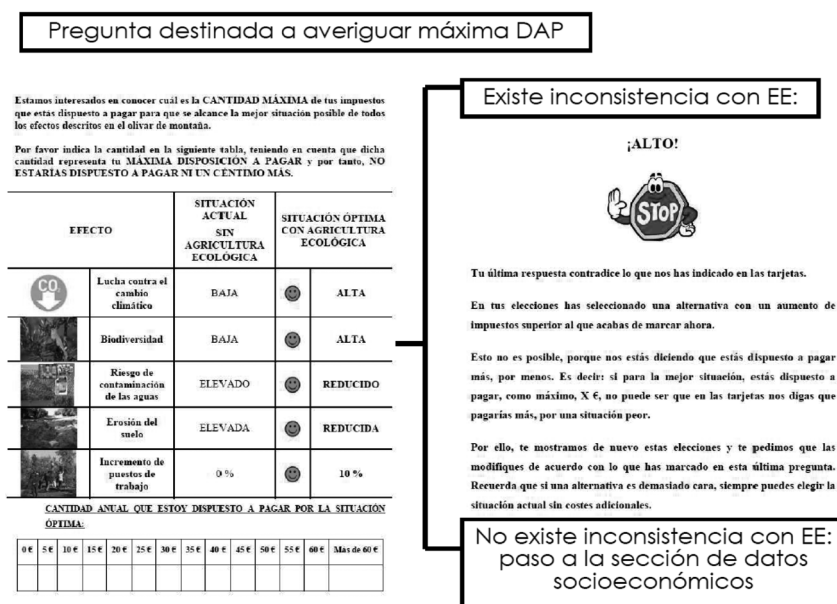
2.4. El proceso iterativo para la detección y corrección de inconsistencias

El proceso iterativo empleado para la detección y posterior corrección de las observaciones inconsistentes comienza mostrando a los entrevistados una tarjeta que describe el nivel máximo de todos los atributos del EE, para, a continuación, solicitarles que indiquen su máxima disposición anual al pago (DAP) para alcanzar el escenario descrito en una escala que va desde 0 €, hasta más de 60 € (ver Cuadro 3).

La respuesta a esta pregunta es el filtro empleado para discernir entre los entrevistados que sí presentan una inconsistencia⁶ –esto es: aquellos que en alguna elección del EE han elegido una situación con un atributo monetario asociado mayor a la máxima DAP establecida en esta pregunta–, y los que no. Así, a los primeros, mediante la programación del cuestionario *online*, en primer lugar se les indica que existe una incoherencia entre su DAP expresada en la última pregunta y sus elecciones anteriores. Una vez realizada esta advertencia, en segundo lugar, se les invita a reconsiderar o corregir las elecciones del EE que dan lugar a esta inconsistencia, las cuales se muestran nuevamente en el cuestionario. En este caso, los entrevistados pueden optar por corregir dichas elecciones inconsistentes o por mantenerlas, ya que el cuestionario no impone la realización del cambio.

CUADRO 3

Diagrama del proceso de tratamiento de las incoherencias



Fuente: Elaboración propia.

A partir de este proceso iterativo se obtienen tres modelos: el de referencia, que ignora las inconsistencias; un segundo modelo, que introduce la reconsideración de las inconsistencias llevada a cabo por los propios entrevistados, pero que mantiene las observaciones inconsistentes de aquellos entrevistados que, aun siendo invitados

⁶ El criterio de determinación de las inconsistencias se basa en la asunción de preferencias positivas hacia los atributos evaluados por parte de los entrevistados.

a corregir, optan por no hacerlo; y un tercer modelo que únicamente tiene en cuenta las elecciones que son consistentes.

De este modo, el proceso y los modelos descritos permiten tratar los datos de tres formas diferentes: 1) ignorando las inconsistencias: las respuestas se analizan en conjunto sin considerar si son consistentes o no (modelo 1); 2) sustituyendo las observaciones inconsistentes que los entrevistados aceptan corregir y manteniendo, al mismo tiempo, aquellas que los entrevistados optan por no corregir, evitando, de esta forma, perder información y representatividad muestral (modelo 2); 3) eliminando todas las observaciones inconsistentes que se mantienen en el modelo 2 (modelo 3). Los modelos 1 y 2 se obtendrán a partir del mismo número de observaciones; sin embargo, el número de observaciones empleado en el modelo 3 será inferior, ya que en éste se eliminan todas las respuestas inconsistentes que, a pesar de la ejecución del proceso iterativo, se siguen manteniendo. De esta forma, mediante la comparación de los precios implícitos asociados a cada uno de los tres modelos, es posible identificar cuál es el impacto que las respuestas inconsistentes tienen en las medidas de bienestar del EE.

3. Resultados y discusión

3.1. Análisis de la muestra

La muestra final, constituida por 201 ciudadanos, es representativa de la población con respecto al género y a la distribución provincial andaluza, pero está compuesta por ciudadanos más jóvenes y con un nivel educativo superior al propio de la media de la Comunidad Autónoma.

De los 201 entrevistados, 15 (7,5 % de la muestra) fueron eliminados de la muestra debido a sus respuestas protesta para expresar su disconformidad con las nuevas políticas planteadas. En la primera iteración del ejercicio del EE, 112 entrevistados mostraron alguna incoherencia entre sus elecciones y la cantidad marcada como máxima DAP en la situación óptima; tal y como se ha explicado anteriormente, a estos 112 entrevistados se les invitó a reconsiderar sus elecciones, lo que redujo a 71 el número de entrevistados inconsistentes en la segunda iteración. Así, en términos de observaciones, el total fueron 1116 en los modelos 1 y 2 y 961 en el modelo 3.

3.2. Análisis de los resultados del experimento de elección

En el Cuadro 4 se muestran los coeficientes de los tres modelos de parámetros aleatorios⁷. Para los tres modelos empleados se asumió que todos los coeficientes siguen una distribución normal⁸, excepto el propio del atributo monetario, que se

⁷ El software empleado para el tratamiento de los datos resultantes del EE ha sido NLOGIT V.5.

⁸ Asumimos que sería más apropiado analizar qué distribución sería la más adecuada para cada atributo y, en particular, evitar colas en la parte negativa. Esto, sin embargo, daría lugar a problemas en la convergencia de los modelos debido al tamaño limitado de la muestra y al elevado número de parámetros aleatorios; por ello, finalmente se ha optado por asumir distribuciones normales.

rige por una distribución triangular con valores restringidos al eje positivo. Esta restricción permite incorporar una elevada heterogeneidad en el atributo monetario y, al mismo tiempo, evita posibles valores negativos del mismo, que son incompatibles con la teoría económica del bienestar. El modelo 1 recoge todas las observaciones obtenidas en la primera iteración del ejercicio del EE; el modelo 2, por su parte, recoge las observaciones consistentes de la primera iteración, las que han sido corregidas por inconsistencias con la DAP mostrada y aquéllas que, a pesar de haber llamado la atención de los entrevistados por su inconsistencia con la DAP, se han mantenido sin corregirse. El modelo 3, recoge sólo las observaciones que eran consistentes en el modelo 2. En general, los tres modelos presentan coeficientes significativos y muestran un buen ajuste de los datos⁹, el cual mejora según se reduce el número de observaciones inconsistentes.

A partir de cada uno de los atributos cualitativos, se han construido dos variables¹⁰. Por ejemplo, a partir del atributo “lucha contra el cambio climático”, se construyen las variables *dummy*: *Lucha contra el cambio climático 2* y *Lucha contra el cambio climático 3*. Los coeficientes de estas variables recogen la utilidad relativa que, para los entrevistados, tiene cada uno de los niveles del atributo con respecto al nivel de referencia; de este modo, el coeficiente de la variable *Lucha contra el cambio climático 2*, representa el cambio en la utilidad que, para los entrevistados, supone el paso del peor nivel del atributo (BAJO), al nivel MEDIO; igualmente, *Lucha contra el cambio climático 3*, representa el cambio en la utilidad asociado al paso del peor nivel del atributo, al mejor (el nivel ALTO). Los coeficientes de las variables cuantitativas, por su parte, expresan la utilidad de los entrevistados, según varía el nivel del atributo en cuestión. Igualmente, también se han introducido dos interacciones de variables socioeconómicas –consumo de alimentos ecológicos y nivel de ingresos– con la constante, con el fin de determinar si existe alguna relación entre dichas variables y las elecciones efectuadas.

En el modelo 1 observamos que todas las variables presentan coeficientes significativos con un nivel de confianza del 99 %. Igualmente, el signo y la magnitud de los coeficientes de las variables son teóricamente consistentes, ya que en todos los casos el mejor nivel de cada atributo se asocia con la mayor utilidad. La desviación estándar es significativa en todos los atributos, lo que pone de manifiesto que, efectivamente, existe una elevada heterogeneidad en las preferencias de los entrevistados. La significatividad de la constante y su signo negativo están indicando cierto sesgo hacia la situación actual, el cual es debido a razones no explicadas por los niveles de los atributos empleados en el estudio. Esto puede obedecer a aspectos relacionados con la complejidad que para el entrevistado puede entrañar la realización de la elección, a posibles inseguridades con respecto a las compensaciones entre atributos que el entrevistado está dispuesto a aceptar, o a la desconfianza hacia las instituciones públi-

⁹ Según Domencich y McFadden (1975), valores de pseudo-rho² entre 0,2 y 0,4, son comparables con valores de R² de entre 0,7 y 0,9 en regresiones lineales.

¹⁰ El número de variables *dummy* vinculadas a cada atributo cualitativo, viene dado por el número de niveles que abarca cada atributo (si el atributo tiene n niveles, se asociarán a dicho atributo $n-1$ variables *dummy*).

cas encargadas de poner en marcha el proyecto. Por su parte, la significatividad de la constante relacionada con el consumo de alimentos ecológicos (KCONS) y su signo positivo indican que los entrevistados que afirman consumir productos ecológicos, tienen mayores probabilidades de elegir las situaciones alternativas al *statu quo*.

También en el modelo 2 los coeficientes de todas las variables son significativos con un nivel de confianza del 99 %, a excepción del coeficiente del nivel medio de la *Erosión del suelo*, que lo es al 95 %. En este segundo modelo también se observa un ligero aumento del valor de pseudo-rho², que pasa de 0,20 a 0,23. La interacción de la constante y el nivel de ingresos de los entrevistados (KINC), pasa a ser significativa en este segundo modelo. Este resultado pone manifiesto que las inconsistencias afectan más a aquellos entrevistados que afirman tener inferiores ingresos, ya que éstos reconsideran sus elecciones seleccionando alternativas con atributos monetarios inferiores¹¹. Así, estos entrevistados no han tenido en cuenta su poder adquisitivo en la primera iteración, y por tanto han elegido alternativas con un atributo monetario superior al que, según sus ingresos, pueden permitirse. Este comportamiento ha sucedido a pesar de las reiteradas llamadas de atención efectuadas durante el cuestionario a los entrevistados indicándoles que, en sus elecciones, debían tener en cuenta tanto su renta disponible, como la existencia de proyectos alternativos en los que también podrían estar interesados. Por su parte, la constante asociada al consumo de productos ecológicos sigue siendo significativa, lo que mantiene lo afirmado para las primeras elecciones.

Por último, el tercer modelo, que recoge sólo las elecciones consistentes con la máxima DAP expresada, presenta coeficientes significativos con un nivel de confianza del 99 % para todos los atributos, excepto la erosión, cuyo nivel medio deja de ser significativo y su nivel alto pasa a serlo al 95 %. En este caso aparece una inconsistencia en los coeficientes del atributo *Biodiversidad*, puesto que el coeficiente asociado al nivel medio (1,141), es superior al asociado al nivel alto (0,983)¹². En este modelo las interacciones de la constante con las características de los entrevistados son significativas al 99 %, reafirmandose lo planteado en el modelo 2 sobre el impacto del nivel de ingresos y las inconsistencias. En este modelo se observa también un aumento del valor de pseudo-rho², que pasa de ser 0,23 a 0,27.

¹¹ Este resultado se confirma en una regresión logística binaria donde la variable dependiente asume el valor uno si la respuesta es inconsistente, y emplea como variable explicativa la renta. El modelo indica que la renta afecta de forma significativa a la probabilidad de que un individuo elija de forma inconsistente.

¹² Este resultado podría deberse a que en el modelo tres se eliminan más observaciones que contienen el máximo nivel de biodiversidad, respecto a las referidas al nivel intermedio (en concreto, un 10 % más); de este modo, la no consideración de las mismas podría haber otorgado más peso al nivel intermedio del atributo.

CUADRO 4
Modelos de parámetros aleatorios

	Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3	
Parámetros aleatorios						
Lucha contra el CC 2	0,837***	(0,153)	0,729***	(0,170)	0,773***	(0,197)
Lucha contra el CC 3	1,038***	(0,193)	0,862***	(0,224)	0,853***	(0,245)
Biodiversidad 2	0,950***	(0,176)	1,071***	(0,195)	1,141***	(0,220)
Biodiversidad 3	1,156***	(0,171)	1,089***	(0,196)	0,983***	(0,213)
Riesgo de contaminación de RRHH 2	0,861***	(0,168)	1,138***	(0,190)	1,235***	(0,211)
Riesgo de contaminación de RRHH 3	1,393***	(0,183)	1,633***	(0,209)	1,552***	(0,234)
Erosión del suelo 2	0,476***	(0,159)	0,417**	(0,190)	-0,019	(0,229)
Erosión del suelo 3	0,755***	(0,173)	0,680***	(0,187)	0,469**	(0,199)
Incremento de puestos de trabajo	0,197***	(0,024)	0,181***	(0,030)	0,223***	(0,035)
Incremento anual de impuestos	-0,073***	(0,008)	-0,114***	(0,012)	-0,175***	(0,019)
Parámetros no aleatorios						
K	-2,499***	(0,385)	-2,657***	(0,418)	-2,489***	(0,459)
KCONS	1,071***	(0,252)	1,029***	(0,276)	1,128***	(0,301)
KINC	0,104	(0,068)	0,218***	(0,076)	0,238***	(0,081)
Distribuciones						
Lucha contra el CC 2	0,036	(0,334)	0,543*	(0,325)	0,455	(0,481)
Lucha contra el CC 3	1,275***	(0,241)	1,669***	(0,304)	1,534***	(0,365)
Biodiversidad 2	0,534	(0,327)	0,545	(0,382)	0,520	(0,465)
Biodiversidad 3	0,859***	(0,241)	1,069***	(0,289)	0,947**	(0,372)
Riesgo de contaminación de RRHH 2	0,838***	(0,241)	0,599*	(0,345)	0,444	(0,693)
Riesgo de contaminación de RRHH 3	0,989***	(0,248)	0,974***	(0,282)	0,765*	(0,397)
Erosión del suelo 2	0,143	(0,370)	0,490	(0,507)	1,002***	(0,310)
Erosión del suelo 3	0,934***	(0,259)	0,909***	(0,289)	0,799**	(0,390)
Incremento de puestos de trabajo	0,143***	(0,023)	0,206***	(0,029)	0,178***	(0,034)
Incremento anual de impuestos	0,073***	(0,008)	0,114***	(0,012)	0,175***	(0,019)
Modelo						
Observaciones	1116		1116		961	
Log Likelihood constante	-979,549		-942,613		-766,478	
Log Likelihood a convergencia	-1226,051		-1226,051		-1055,766	
Pseudo R ²	0,20		0,23		0,27	

Fuente: Elaboración propia.

En el Cuadro 5 se muestran los precios implícitos obtenidos a partir de los coeficientes de cada modelo y sus respectivos intervalos de confianza. Los precios obtenidos ponen de manifiesto que existe una disposición al pago para las mejoras planteadas en todos los atributos, excepto para el nivel de reducción de erosión intermedio en el modelo 3, cuyo precio no es estadísticamente diferente de cero. Igual-

mente, la existencia de una inconsistencia en los coeficientes de la *Biodiversidad* del modelo 3, se traslada a los precios obtenidos para dicho atributo, donde el precio del nivel intermedio es superior al precio del nivel más alto. El atributo cualitativo mejor valorado es el *Riesgo de Contaminación de los Recursos Hídricos*, seguido por la *Biodiversidad* y la *Lucha contra el cambio climático*. Por su parte, en el modelo 2, las diferencias existentes entre el precio implícito asociado a cada nivel de un mismo atributo son menores que las existentes en el modelo 1. Esta última tendencia se repite en el modelo 3 (excepto con los precios de la *Erosión del suelo*). Por lo que respecta al atributo cuantitativo *Incremento de puestos de trabajo*, observamos que, por lograr un incremento de un 1 % en el mismo, existe una disposición al pago que va desde los 2,70 € en el primer modelo, a 1,27 € en el tercero. Esto indica que, para lograr el nivel máximo en este atributo (incremento del 10 % en los puestos de trabajo), la DAP sería de 12,7 € en el modelo 3 (y de 27,0 € y 15,8 € en los modelos 1 y 2 respectivamente), lo que sitúa a este atributo como el mejor valorado por parte de los entrevistados. En general, en la comparación entre los precios resultantes de los tres modelos, observamos que la corrección o eliminación de las inconsistencias es capaz de reducir hasta más de la mitad los precios inicialmente establecidos con la primera iteración¹³.

CUADRO 5
Precios implícitos e intervalos de confianza

	Precios implícitos del Modelo 1*		Precios implícitos del Modelo 2*		Precios implícitos del Modelo 3*	
Lucha contra el CC 2	11,45	(7,58; 16,10)	6,37	(3,52; 9,66)	4,41	(2,30; 6,68)
Lucha contra el CC 3	14,18	(9,24; 19,81)	7,53	(3,89; 11,78)	4,87	(2,30; 7,74)
Biodiversidad 2	12,98	(8,00; 18,46)	9,35	(5,83; 13,37)	6,51	(4,00; 9,55)
Biodiversidad 3	15,80	(11,26; 21,53)	9,51	(6,22; 13,64)	5,61	(3,24; 8,56)
Riesgo de contaminación de RRHH 2	11,77	(7,77; 16,18)	9,94	(7,05; 13,12)	7,05	(5,07; 9,29)
Riesgo de contaminación de RRHH 3	19,04	(14,48; 24,35)	14,26	(10,97; 18,14)	8,86	(6,53; 11,43)
Erosión del suelo 2	6,51	(2,48; 11,19)	3,64	(0,50; 7,39)	-0,11	(-2,61; 2,74)
Erosión del suelo 3	10,31	(5,90; 15,11)	5,93	(2,81; 9,33)	2,68	(0,52; 4,98)
Incremento de puestos de trabajo	2,70	(2,18; 3,36)	1,58	(1,14; 2,10)	1,27	(0,96; 1,64)

* Entre paréntesis se indica el intervalo de confianza al 95 %.

Fuente: Elaboración propia.

Para determinar si existen diferencias significativas entre los precios implícitos obtenidos para cada modelo, se ha llevado a cabo el test propuesto por Poe *et al.*

¹³ Esta disonancia se debe principalmente a las diferencias en el coeficiente asociado al atributo monetario en los tres modelos (utilidad marginal de la renta), el cual pasa de valer 0,073 en el modelo 1 a 0,175 en el modelo 2.

(2005), cuyos resultados se muestran en el Cuadro 6. El contraste de hipótesis asumido en el test es el siguiente: la hipótesis nula afirma que la disposición al pago de los modelos comparados no difiere para el atributo en cuestión; mientras que la hipótesis alternativa afirma que sí existen divergencias entre ambas disposiciones al pago. Los valores mostrados en las casillas del Cuadro 6 recogen el p-valor resultante; así, para valores superiores a 0,95 el test indica que existen diferencias entre ambas distribuciones. Estos casos son los mostrados en negrita en el Cuadro 6. Los resultados indican que las diferencias entre la disposición al pago obtenida en el modelo 1 y la obtenida en el modelo 2 son significativas en cuatro de los atributos: los dos niveles de la *Lucha contra el cambio climático*, el nivel óptimo de la *Biodiversidad* y el *Incremento de puestos de trabajo*. Las mayores diferencias aparecen al comparar los resultados del modelo 1 con los del modelo 3, donde existen diferencias significativas en todos los atributos. Por su parte, la comparación entre el modelo 2 y el modelo 3 también muestra diferencias en tres de los atributos: el nivel óptimo de la *Biodiversidad*, el nivel óptimo del *Riesgo de Contaminación de los Recursos Hídricos* y el nivel medio de la *Erosión del suelo*.

CUADRO 6

Resultados del test comparativo de las DAP obtenidas con cada modelo

	Lucha contra el CC 2	Lucha contra el CC 3	Biodiv. 2	Biodiv. 3	Riesgo de contaminación de RRHH 2	Riesgo de contaminación de RRHH 3	Erosión del suelo 2	Erosión del suelo 3	Incremento de puestos de trabajo
Modelo 1 & Modelo 2	0,971983	0,979371	0,870985	0,978483	0,754213	0,939359	0,847081	0,932837	0,998073
Modelo 1 & Modelo 3	0,999021	0,999442	0,987474	0,999921	0,977766	0,999953	0,996191	0,997834	0,999984
Modelo 2 & Modelo 3	0,849335	0,865777	0,893372	0,961652	0,93995	0,994423	0,959917	0,94399	0,863039

* Las casillas en negrita indican diferencias significativas con un nivel de confianza del 95 %.

Fuente: Elaboración propia.

Estos resultados ponen claramente de manifiesto el impacto de las elecciones inconsistentes en los precios implícitos estimados en el presente trabajo. Así, el hecho de que las diferencias entre los precios obtenidos teniendo en cuenta todas las observaciones (modelo 1), y los obtenidos considerando únicamente las observaciones consistentes (modelo 3) sean significativas para todos los atributos está indicando que la estrategia de modelización empleada en el tratamiento de los datos resultantes de un EE no debe plantearse únicamente desde una perspectiva estadística, dando por supuesto que las observaciones analizadas son el resultado de elecciones racionales. En este caso, teniendo en cuenta ambos puntos de vista –el puramente estadístico y el referido a la racionalidad de las elecciones–, los modelos 2 y 3 resultan claramente superiores al modelo 1; sin embargo, el hecho que en el modelo 2 siga habiendo un 35 % de entrevistados inconsistentes junto con las anteriormente referidas diferencias

significativas en todos los atributos en la comparación de los precios implícitos entre los modelos 1 y 3, parecen indicar que el modelo óptimo sería el tercero, que elimina todas las inconsistencias. Sin embargo, si esta decisión ocasionara la eliminación de información que, por ejemplo, redujera la representatividad de la muestra poblacional –aspecto determinante en estudios enfocados al establecimiento de recomendaciones políticas–, entonces se podría optar por emplear el modelo 2. Alternativamente, con el fin de no reducir el tamaño muestral, se podría llevar a cabo el procedimiento descrito en algunos estudios encontrados en la literatura como el de Bush *et al.* (2009); dicho procedimiento se basa en convertir en consistentes aquellas respuestas que se mantienen inconsistentes después de la primera iteración, asignándoles, para ello, el *statu quo* como elección¹⁴.

4. Conclusiones

En este trabajo se ha llevado a cabo un ejercicio de experimento de elección *online* con el objetivo de determinar el impacto que la existencia de respuestas inconsistentes puede tener en las medidas de bienestar estimadas a partir de los resultados obtenidos mediante esta metodología. Para ello, a través de un proceso iterativo, se ha llevado a cabo la presentación a los entrevistados de sus posibles respuestas inconsistentes al comparar sus elecciones en el EE con su máxima DAP expresada después de la ejecución del ejercicio. De este modo, se han obtenido tres modelos de parámetros aleatorios a partir de las diferentes iteraciones efectuadas por los entrevistados del ejercicio del EE. Los datos empleados en el EE pertenecen a un estudio encaminado a determinar la valoración de los impactos ambientales y sociales de la agricultura ecológica en el olivar de montaña andaluz.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto, por una parte, la existencia de un elevado número de inconsistencias entre las elecciones de los entrevistados y su DAP máxima expresada por alcanzar la situación óptima, ya que un 60,2 % de la muestra es inconsistente, lo que inexorablemente requiere una cautelosa evaluación de las elecciones. La detección y tratamiento de estas elecciones inconsistentes se puede llevar a cabo empleando diferentes alternativas. En el presente estudio se ha empleado un proceso iterativo que usaba como valor de referencia el obtenido en una valoración contingente. Por otra parte, las consecuencias que estas inconsistencias tienen, se reflejan en las diferencias obtenidas al calcular los precios implícitos teniendo en cuenta total o parcialmente (modelos 1 y 2) o eliminándolas de los datos (modelo 3). Así, la existencia de diferencias estadísticamente significativas en los precios implícitos de todos los atributos obtenidos a partir del modelo 1 (en el que se obvia la existencia de observaciones inconsistentes), y los obtenidos con el modelo 3

¹⁴ En este caso es necesario mencionar que Bush *et al.* (2009) no permitieron a los entrevistados corregir sus inconsistencias y por ello tuvieron que asignar el *statu quo* a todas las respuestas inconsistentes para su corrección. No se ha seguido este enfoque debido a que los propios entrevistados han decidido voluntariamente mantener sus inconsistencias, y, por tanto, la modificación de las mismas se consideraría una manipulación de los datos.

(en el que se eliminan todas las observaciones que presentan inconsistencia) pone de manifiesto que, el no considerar la posibilidad de que los entrevistados lleven a cabo elecciones inconsistentes, puede llevar a estimaciones erróneas de la disposición al pago obtenida a partir del MEE. De este modo, de acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, el error promedio en las estimaciones de la medida del bienestar generadas por la puesta en práctica de una política como la planteada en este estudio alcanzaría el 150 %, lo que pone de manifiesto el gran impacto que las inconsistencias generan en los resultados finales. Estos resultados hacen de la incorporación de procesos similares al descrito en este trabajo, capaces de detectar y depurar las inconsistencias en los EE, una tarea esencial y necesaria si se desea dotar de realismo a las estimaciones resultantes y, sobre todo, a las implicaciones políticas de las mismas, ya que la incidencia de estas observaciones inconsistentes es indistinta a la modelización empleada para el tratamiento de los datos. Para ello, las posibilidades ofrecidas por el formato *online* suponen un importante apoyo, puesto que este formato facilita la detección de posibles incoherencias y ofrece un amplio abanico de herramientas encaminadas a mejorar la atención de los entrevistados a lo largo de toda la ejecución del cuestionario.

Desde un punto de vista más general, estos resultados arrojan dudas sobre la validez del MEE para la valoración de bienes intangibles. Por ello es necesario incorporar procesos que permitan comprobar si los datos obtenidos a través del MEE respetan los supuestos en los que esta metodología se basa, y sólo de esta manera será posible mantener la confianza en los resultados obtenidos. Sin embargo, estos supuestos no sólo son desafiados por el comportamiento inconsistente de los entrevistados en el que se centra este trabajo; existen evidencias que apuntan a la inestabilidad de las preferencias individuales según se profundiza en las razones, motivaciones y en el grado de comprensión de las mismas. Por ello, el estudio de las causas a las que puede responder la incidencia de este tipo de comportamientos se erige como un campo de investigación en el que es necesario profundizar para conferir veracidad a las conclusiones obtenidas mediante el MEE.

Referencias

- Adamowicz, W., Glenk, K. y Meyerhoff, J. (en prensa). "Choice Modelling Research in Environmental and Resource Economics". En Hess, S. y Daly, A. (Eds.): *Handbook of Choice Modelling*. Edward Elgar Publishers, Cheltenham, Reino Unido.
- Bateman, I.J., Burgess, D., Hutchinson, W.G. y Matthews, D.I. (2008). "Learning design contingent valuation (LDCV): NOAA guidelines, preference learning and coherent arbitrariness". *Journal of Environmental Economics and Management*, 55(2): 127-141. <http://doi.org/db6mkh>.
- Ben-Akiva, M. y Lerman, S.R. (1985). *Discrete Choice Analysis: Theory and Application to Travel Demand*. The Massachusetts Institute of Technology Press. Cambridge.

- Bennett, J. (2011). *The International Handbook on Non-Market Valuation*. Edward Elgar Publishers, Cheltenham, Reino Unido. <http://doi.org/vx9>.
- Birol, E. y Koundouri, P. (2008). *Choice Experiments Informing Environmental Policy: A European Perspective. New Horizons in Environmental Economics*. Edward Elgar Publishers, Cheltenham, Reino Unido. <http://doi.org/vzb>.
- Bush, G., Colombo, S. y Hanley, N. (2009). "Should all choices count? Using the cut-offs approach to edit responses in a choice experiment". *Environmental and Resource Economics*, 44(3): 397-414. <http://doi.org/ffm75t>.
- Campbell, D., Hensher, D.A., Scarpa, R., (2011). "Non-attendance to attributes in environmental choice analysis: A latent class specification". *Journal of Environmental Planning and Management*, 54(8): 1061-1076. <http://doi.org/b7tzsj>.
- Colombo, S. y Glenk, K. (2014). "Social preferences for agricultural policy instruments: joint consideration of non-attendance to attributes and to alternatives in modelling discrete choice data". *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(2): 215-232. <http://doi.org/vzc>.
- Colombo, S., Christie, M. y Hanley, N. (2013). "What are the consequences of ignoring attributes in choice experiments? Implications for ecosystem service values". *Ecological Economics*, 96: 25-35. <http://doi.org/vzd>.
- Colombo, S., Hanley, N. y Louviere, J. (2009). "Modeling preference heterogeneity in stated choice data: an analysis for public goods generated by agriculture". *Agricultural Economics*, 40(3): 307-322. <http://doi.org/dh93m2>.
- Day, B. y Pinto-Prades, J.L. (2010). "Ordering anomalies in choice experiments". *Journal of Environmental Economics and Management*, 59(3): 271-285. <http://doi.org/bx2hwc>.
- Day, B., Bateman, I.J., Carson R.T., Dupont, D., Louviere J.J., Morimoto S., Scarpa R. y Wang, P. (2012). "Ordering effects and choice set awareness in repeat-response stated preference studies". *Journal of Environmental Economics and Management*, 63(1): 73-91. <http://doi.org/b5s4nv>.
- Domencich, T. y McFadden, D.L. (1975). *Urban Travel Demand: A Behavioral Analysis*. North Holland Publishing Company, Oxford, Reino Unido.
- Espinosa-Goded, M. y Barreiro-Hurlé, J. (2010). "Las preferencias discontinuas en los experimentos de elección: impacto en el cálculo de la prima de los programas agroambientales". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 10(1): 155-176.
- Hensher, D. y Collins, A. (2011). "Interrogation of Responses to Stated Choice Experiments: Is there sense in what respondents tell us?". *Journal of choice modelling*, 4(1): 62-89. <http://doi.org/vzf>.
- Hensher, D., Rose J. y Greene W. (2005). "The implications on willingness to pay of respondents ignoring specific attributes". *Transportation*, 32(3): 203-222. <http://doi.org/d8qhpz>.

- Hess, S., Rose, J.M. y Polak, J. (2010). "Non-trading, lexicographic and inconsistent behaviour in stated choice data". *Transportation Research Part D*, 15(7): 405-417. <http://doi.org/c5xf69>.
- Hess, S., Stathopoulos, A., Campbell, D., Gibson, V. y Caussade, S. (2012). "It's not that I don't care, I just don't care very much: Confounding between attribute non-attendance and taste heterogeneity". *Transportation*, 40(3): 583-607. <http://doi.org/vzgj>.
- Jones, E.E. (1998). "Major developments in five decades of social psychology". En Gilbert, D.T., Fiske, S.T. y Lindzey, G. (Eds.): *The Handbook of Social Psychology*, 1. McGraw-Hill. Boston: 3-57.
- Kragt, M.E. (2013). "The effect of changing cost vectors on choices and scale heterogeneity". *Environmental and Resources Economics*, 54(2): 201-221. <http://doi.org/vzjh>.
- Lancaster, K. (1966). "A new approach to Consumer Theory". *Journal of Political Economy*, 74: 132-157.
- MacKerron, G. (2011). "Implementation, implementation, implementation: Old and new options for putting surveys and experiments online". *Journal of Choice Modelling*, 4(2): 20-48. <http://doi.org/vzji>.
- Mansky, C. (1977). "The Structure of Random Utility Models". *Theory and Decision*, 8(3): 229-254. <http://doi.org/css2zh>.
- McFadden, D. (1973). "Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour". En Zarembka, P. (Ed.): *Frontiers in econometrics*. New York Academic Press: 105-142.
- Payne, J.W., Bettman, J.R., Schkade, D.A. (1999). "Measuring constructed preferences: Towards a building code". *Journal of Risk and Uncertainty*, 19(1-3): 243-270. <http://doi.org/bg6kgg>.
- Poe, G.L., Giraud, K.L. y Loomis, J.B. (2005). "Computational methods for measuring the difference of empirical distributions". *American Journal of Agricultural Economics*, 87(2): 353-365. <http://doi.org/fsrgzc>.
- Rigby, D. y Burton, M., (2006). "Modelling disinterest and dislike: A bounded Bayesian mixed logit model of the UK market for GM food". *Environmental and Resource Economics*, 33(4): 485-510. <http://doi.org/bdhczd>.
- Rocamora, B., Colombo, S., Sayadi, S. y Estévez, C. (2013). "Los impactos marginales del olivar ecológico de montaña andaluz frente al convencional post-condicionalidad: una visión de los expertos". *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 234: 49-82.
- Rose, J.M., Bain, D. y Bliemer, M. (2011). "Experimental design strategies for stated preferences studies dealing with non-market goods". En Bennett, J. (Ed.): *The International Handbook on Non-Market Environmental Valuation*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, Reino Unido. <http://doi.org/vx9>.

- Ryan, M., Watson, V. y Entwistle, V. (2009). "Rationalising the 'irrational': A think aloud study of discrete choice experiment responses". *Health Economics*, 18(3): 321-336. <http://doi.org/cbtv6c>.
- Salensminde, K. (2002). "The impact of choice inconsistencies in stated choice studies". *Environmental and Resource Economics*, 23(4): 403-420. <http://doi.org/bcrr4b>.
- Scarpa, R., Thiene, M. y Hensher, D.A. (2010). "Monitoring Choice Task Attribute Attendance in Nonmarket Valuation of Multiple Park Management Services: Does It Matter?" *Land Economics*, 86(4): 817-839.
- Spash, C.L., Urama, K., Burton, R., Kenyon, W., Shannon, P. y Hill, G. (2009). "Motives behind willingness to pay for improving biodiversity in a water ecosystem: Economics, ethics and social psychology". *Ecological Economics*, 68(4): 955-964. <http://doi.org/d387j4>.
- Stern, P.C. (2000). "Toward a coherent theory of environmentally significant behavior". *Journal of Social Issues*, 56(3): 407-424. <http://doi.org/fkwkfq>.
- Taylor, H. (2000). "Does internet research work? Comparing on-line survey results with telephone surveys". *International Journal of Market Research*, 42(1): 51-63.
- Tonsor, G. y Shupp, R.S. (2011). "Cheap Talk Scripts and Online Choice Experiments: Looking Beyond the Mean". *American Journal of Agricultural Economics*, 93(4): 1015-1031. <http://doi.org/d6p2ds>.
- Tversky, A. y Simonson, I. (1993). "Context dependent preference". *Management Science*, 39 (10): 1179-1189.