

El valor económico como indicador de la amenaza de las especies invasoras. El caso de los Parques Nacional y Natural de Doñana.

Berta Martín López †; Marina García Llorente*; Paloma Alcorlo & Carlos Montes

Laboratorio de Socio-Ecosistemas. Dpto. Ecología.
c. Darwin, 2. Edificio Biología. Universidad Autónoma de Madrid.
28049 Madrid (España)

Dirección de contacto:

† Berta Martín López: berta.martin@uam.es

* Marina García Llorente: marina.garcia@uam.es

Teléfono: 91 4978008

Fax: 91 4978001

Resumen

La introducción de especies exóticas invasoras se ha convertido en uno de los principales impulsores de pérdida de la biodiversidad, siendo uno de los problemas más importantes a los que se enfrentan las políticas, tanto globales como locales, de conservación. A pesar de ello, los aspectos económicos y sociales relacionados con las especies invasoras han recibido muy poca atención, quizás por las dificultades de medir los impactos y beneficios generados por estas especies en la sociedad.

El presente estudio tiene como objetivo valorar los impactos generados por las especies exóticas invasoras, tanto social como económicamente. Se han utilizado las técnicas basadas en las preferencias reveladas por los usuarios en dos de los espacios naturales más emblemáticos de Europa: los Parques Nacional y Natural de Doñana.

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que los valores obtenidos con este tipo de herramientas están influenciados por factores socio-culturales, como las actitudes ambientales o el conocimiento sobre las especies exóticas. La relación existente entre estos factores y el valor económico obtenido para las especies exóticas invasoras genera una información muy útil para la toma de decisiones política, especialmente en el caso de las estrategias de uso público relacionadas con las especies exóticas.

Palabras clave:

Biodiversidad, Disposición a Pagar; Especie exótica invasora, Percepción social, Valoración Económica.

Abstract

One of the main drivers of biodiversity loss is the introduction of alien invasive specie, being one of the main problems of local and global conservation policies. Despite this situation, the social and economic issues concerning invasive species have received little attention because of difficult measure of the impacts and benefits provided by the alien invasive species in society.

The main objective of this study is to obtain the social and economic value of the alien invasive species impacts. We used stated-preference techniques in two of the most emblematic European natural protected areas: the National and Natural Parks of Doñana.

Results show that the values obtained are influenced by socio-cultural factors, such as the respondent's environmental attitudes and knowledge about alien species. The relationship between these factors and the economic value in the case of alien species management provide useful information for policy-making, especially for public use strategies concerning alien species.

Keywords:

Biodiversity, Willingness to pay, Alien invasive specie, Social perception, Economic Valuation

Introducción

En el diagnóstico realizado por Naciones Unidas a través del programa "Evaluación de los Ecosistemas del Milenio" (MA, 2005), con el fin de estudiar las consecuencias de las alteraciones humanas sobre los ecosistemas y, por tanto, sobre el bienestar humano, las Especies Exóticas Invasoras (EEI) se muestran como uno de los impulsores directos de erosión de la biodiversidad más importantes y como consecuencia de la pérdida de muchos de los servicios que ésta genera a la sociedad (MA, 2005). Las EEI son actualmente reconocidas como la segunda causa más importante de pérdida de biodiversidad, después de la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje (Williamson, 1996; Walker & Steffen, 1997).

Numerosos trabajos han demostrado la relación existente entre biodiversidad, funcionamiento de los ecosistemas, servicios y bienestar humano (Chapin *et al.*, 2000; Hooper *et al.*, 2005; MA, 2005). Por ello, conservar la funcionalidad de la biodiversidad es un objetivo esencial a la hora de mantener los servicios de los ecosistemas. Pero generalmente la introducción de EEI afecta a la funcionalidad de la biodiversidad, bien por efectos sobre el componente geótico o bien por interactuar con las especies autóctonas (Figura 1). En el caso concreto de la comarca de Doñana existen varios ejemplos de impactos producidos por EEI. En la zona del manto eólico conocida como el Abalario, la introducción del eucalipto (*Eucalyptus* spp.) supuso el descenso del nivel freático y por tanto la consecuente desaparición de humedales en los mantos eólicos y transformación de ecosistemas cuya funcionalidad venía dada por el componente geótico (agua) y su interacción con la comunidad vegetal autóctona. García Murillo (2005) describe que en 1993, tras un período de lluvias, apenas había rastro de vegetación acuática en las lagunas de los mantos eólicos del Abalario debido a la ocupación de las cubetas por eucaliptos así como el efecto de los compuestos terpénicos desprendidos de sus hojas. Otra introducción se produce accidentalmente con las semillas de arroz en el Bajo Guadalquivir, es el caso del helecho de agua (*Azolla filiculoides*) que en los últimos años está suponiendo un serio problema sobre el funcionamiento de los ecosistemas de marisma en Doñana. Esta especie limita la penetración de la luz en los ecosistemas acuáticos debido a las gruesas capas que forma sobre la superficie de la marisma. Por la misma razón, limita el intercambio gaseoso entre el agua y el aire creando condiciones anóxicas en la columna de agua. Ambos sucesos inhiben el crecimiento de las comunidades autóctonas de macrófitos (Fernández Zamudio *et al.*, 2006). Por otro lado, interacciones inter-específicas como el mutualismo, competencia o relaciones tróficas afectan sobre el funcionamiento de los ecosistemas bien de forma directa a través de la modificación de los flujos de materia y energía (de Ruiter *et al.*, 1995), o bien de forma indirecta modificando las comunidades biológicas (Power *et al.*, 1996). La figura 1 esquematiza estos procesos para seis EEI en Doñana.

Las EEI afectan tanto en calidad como en cantidad al *stock* de los activos ambientales, denominados tradicionalmente como *capital natural* (Daly, 1994, de Groot *et al.*, 2003), así como a sus componentes (composición, estructura y funcionamiento) que determinan la capacidad de los ecosistemas para suministrar servicios a la sociedad. Por tanto, la biodiversidad como principal componente del *capital natural* juega un importante papel en el funcionamiento de los socio-ecosistemas, ya que contribuye al mantenimiento de las *funciones* que dan lugar a los *servicios de los ecosistemas*. de Groot (1992) define las *funciones de los ecosistemas* como la capacidad de los componentes y procesos de los ecosistemas para proporcionar servicios que satisfagan las necesidades humanas. Ekins *et al.* (2003) clasifican las *funciones ambientales* en funciones para los humanos (funciones *fuelle*, de *sumidero* y de *bienestar-salud humana*), las cuales proporcionan beneficios directos a la sociedad; y funciones del capital natural (funciones *soporte para la vida*), cuyo papel es mantener la integridad de los ecosistemas y por tanto son las responsables del mantenimiento de la *resiliencia* (Holling *et al.*, 1995). Por tanto, las funciones para los humanos son dependientes de las funciones del capital natural, reflejando así una clara dependencia entre la resiliencia y el bienestar social. En el caso del socio-ecosistema de Doñana, la biodiversidad resulta esencial para mantener su resiliencia. Si disminuye la

resiliencia, entonces habrá un empobrecimiento de los servicios de los ecosistemas (Myers, 1996). La biodiversidad contribuye directamente (a través de los servicios de abastecimiento, de regulación y culturales) e indirectamente (servicios de soporte) al bienestar humano (MA, 2005). Estos servicios de los ecosistemas pueden ser valorados desde diferentes disciplinas de acuerdo con el marco conceptual otorgado al concepto de valor (Álvarez *et al.*, 2006).

Desde el concepto utilitarista de valor (basado en el principio de satisfacción de las preferencias de los seres humanos), la Economía Ambiental desarrolla el concepto de Valor Económico Total (Figura 2). La biodiversidad y los servicios que ésta provee tienen valor para las sociedades humanas, puesto que las personas obtienen un beneficio de su uso, sea éste directo o indirecto (valores de uso). Para el valor de uso se ha elaborado una amplia gama de metodologías para tratar de cuantificar los beneficios de los distintos servicios que prestan los ecosistemas. Estos métodos se encuentran especialmente bien elaborados en el caso de los servicios de abastecimiento, pero recientemente se está mejorando la capacidad para valorar los demás servicios, en especial los de regulación y soporte. En este concepto utilitario del valor, las personas también otorgan un valor a los servicios generados por la biodiversidad que no están utilizando actualmente (valores "de no uso"). Los valores de no uso, generalmente conocidos como valores de existencia, incluyen el caso en que los seres humanos asignan valor al hecho de saber que un recurso existe, incluso si nunca utilizan ese recurso de manera directa. El valor de no uso puede ser medido mediante la valoración contingente, a partir de las características éticas, culturales o filosóficas del valor de existencia de cualquier componente de la biodiversidad, valorando finalmente los servicios culturales. Como podemos observar algunas técnicas de valoración económica son más apropiadas que otras en función del servicio a valorar. Farber *et al.* (2006) hacen una revisión sobre la fiabilidad de las metodologías de valoración económica en función del servicio del ecosistema valorado.

Como se ha visto, la mayoría de las EEI afectan al bienestar social, generando problemas cuyas causas están directa o indirectamente relacionadas con las actividades humanas actuales o pasadas. Es evidente que los factores socioeconómicos e histórico-culturales constituyen la fuerza más importante para impulsar o prevenir la invasión de especies exóticas. En cada paso del proceso de invasión, las actividades humanas pueden alentar o retardarlo por lo que es esencial actuar sobre el comportamiento de los humanos si se quieren minimizar los impactos negativos (McNeely, 2001). Por esta razón, en los últimos años las invasiones biológicas han sido consideradas fundamentalmente un problema de dimensiones sociales y económicas que, en consecuencia, requieren soluciones desde la economía y la sociología (Perrings *et al.*, 2001, 2002; Pimentel, 2002; Lodge & Shrader-Frechette, 2003).

Desde que en el Convenio de Diversidad Biológica se tratara a las EEI como uno de los temas horizontales prioritarios, los científicos han desarrollado numerosos trabajos desde las ciencias sociales con el fin de proponer medidas a las instituciones públicas para luchar contra este tipo de especies (OECD, 1996; Keane & Crawley, 2002; Perrings *et al.*, 2005). En la actualidad, la valoración económica se presenta como una herramienta útil y con un elevado potencial futuro a usar en la toma de decisiones políticas.

Sin embargo, generalmente, los estudios realizados sobre valoración económica de las invasiones biológicas han resultado ser sectoriales e insuficientes para determinar el valor del impacto socio-económico de las EEI: (1) se han centrado en evaluaciones *ex-post*, es decir en el impacto económico de erradicar y controlar EEI, en vez de centrarse en el coste de prevenir futuras introducciones; (2) el objeto de evaluación ha sido el impacto económico sobre las actividades agrícolas, piscícolas o silvícolas, obviando el resto de sectores implicados; (3) centrándose exclusivamente en los valores de uso y por tanto basándose en datos de costes de control y erradicación, así como los costes de pérdida de productividad en los sectores anteriores (Born *et al.*, 2005).

En este contexto, el objetivo principal de este estudio es realizar una valoración socioeconómica de los impactos generados por las EEI a partir de técnicas tradicionalmente no consideradas en este ámbito (como es el método de valoración

contingente), para obtener una primera aproximación sobre el Valor Económico Total asociado con las EEI en los Parques Nacional y Natural de Doñana. Como objetivos específicos nos hemos planteado los siguientes: (1) tipificar a los usuarios de los servicios de los ecosistemas de Doñana, (2) caracterizar las percepciones sociales de la población afectada por las EEI y, por último, (3) comparar los resultados de la valoración económica para dos escenarios distintos -erradicación y control de las EEI, y prevención de futuras introducciones-.

El interés del presente estudio radica en que es único en cuanto a la valoración del impacto social de EEI en un espacio natural protegido en España. Por otro lado, destaca por la utilización del método de valoración contingente en EEI, previamente usado sólo en los estudios desarrollados por Bertram (1999) y Turpie & Heydenrych (2002), así como por la incorporación del valor de no-uso en el análisis.

Metodología

Área de estudio

La zona de estudio comprende tanto los municipios del Parque Nacional de Doñana como el Parque Natural, al igual que el entorno de los mismos (Figura 3). El Gran Ecosistema de Doñana abarca alrededor de 2207 km² de ecosistemas que se agrupan básicamente en cuatro ecodistritos: mantos eólicos, marisma, sistema costero y estuario (Montes *et al.*, 1998). Cada uno de estos ecodistritos ofrece una amplia variedad de servicios de los ecosistemas como resultado de la heterogeneidad socioeconómica y ecológica, características de los socioecosistemas del Mediterráneo.

Estos ecosistemas hacen de Doñana un área natural única. Doñana es el humedal más importante de España, y uno de los más importantes de Europa (García Novo & Marín Cabrera, 2005), de importancia extraordinaria para la reproducción, invernada y paso de gran número de aves; además de ser el hábitat de especies críticamente amenazadas, endémicas, geográficamente singulares o funcionalmente importantes.

Por estas razones, diferentes figuras de protección reconocen el interés de Doñana como espacio natural: en 1969 fue declarado Parque Nacional, cuyos alrededores fueron declarados en 1989 Parque Natural. Internacionalmente ha sido reconocido como Reserva de la Biosfera (1980), humedal Ramsar (1982) y Patrimonio de la Humanidad por la UNESCO en 1995.

Por otro lado, la comarca de Doñana se ve sumergida dentro de una matriz de usos y aprovechamientos humanos (Fernández Delgado, 2005), que no hace sino que repercutir sobre el conflicto entre desarrollo económico y conservación. Este conflicto ha aumentado en los últimos años, especialmente por la expansión de la agricultura y los proyectos de urbanización y turismo, actividades que a su vez fomentan la introducción de especies exóticas.

Por tanto, la valoración económica de los servicios generados por los ecosistemas, así como del impacto social de la introducción de especies, puede ser una herramienta muy útil a la hora de desarrollar estrategias de gestión.

Método de Valoración Contingente

El Método de Valoración Contingente (MVC) es uno de los métodos de valoración económica que desde la Economía Ambiental se ha creado para incorporar el valor que generan los servicios de los ecosistemas para la sociedad y que el mercado actual no tiene en cuenta. El MVC se basa en la simulación de mercados mediante la utilización de cuestionarios; en donde el encuestado declara su máxima disposición a pagar (DAP) o la mínima disposición a aceptar en compensación (DAC) por algún cambio que afecte la cantidad o calidad del bien en cuestión (Mitchell & Carson, 1989). La DAP representa la expresión directa del valor del servicio del ecosistema en cuestión, suministrando unas estimaciones muy útiles en ausencia de mercado.

La idea de usar encuestas directas a individuos para obtener el valor que otorgan a un servicio viene dada por Ciriacy-Wantrup (1947); sin embargo éste no llegó a aplicar sus teorías. Posteriormente, Davis (1963) aplicó el MVC para calcular el valor de uso de los

bosques de Maine. En los inicios de los años 80 se comienza a crear un consistente cuerpo teórico debido principalmente a trabajos de Randall *et al.* (1978) y Schulze *et al.* (1981). El debate en torno al MVC aumentó tras el accidente en 1989 del petrolero Exxon Valdez frente a las costas de Alaska. La mayor parte de los valores asociados con la degradación medioambiental eran de no-uso y, por lo tanto, la aceptación o no del MVC como herramienta de medición suponía grandes diferencias en las compensaciones económicas de los afectados. La Administración americana a través del National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA, convocó un panel de economistas conocido como el Blue-Ribbon Panel, para evaluar el método en cuestión. Las conclusiones a las que llegaron fueron publicadas en NOAA (1994), asentando las bases para aplicar dicho método. Actualmente, el MVC es el método de valoración económica más usado para valorar los servicios de los ecosistemas ya que en muchos casos, es el único método aplicable debido a que es capaz de medir valores de no-uso (Horton *et al.*, 2003).

Especies Exóticas Invasoras (EEI) objeto de valoración

La UICN (2000) considera que una especie exótica es invasora cuando una vez establecida en un ecosistema natural o seminatural es un agente de cambio y amenaza la biodiversidad nativa. De cualquier forma la distinción entre especie exótica invasora o no invasora es imprecisa ya que la expansión es en parte una función del tiempo que transcurre desde que llega al nuevo ecosistema y se establece y esto no siempre se conoce (Kolar & Lodge, 2001).

En nuestro trabajo, para determinar qué especies exóticas iban a ser objetivo de estudio, se realizó un estudio previo multicriterio para más de 100 especies introducidas en Doñana, en el cual se incluían tanto factores estrictamente biológicos o ecológicos, como factores sociales. El resultado de este análisis dio lugar a la selección de 14 EEI que podíamos considerar como las más graves en Doñana (Tabla 1).

Estrategia de muestreo y población relevante

Los datos para la investigación fueron adquiridos mediante entrevistas directas en diferentes puntos de Doñana (Figura 3) durante Junio del 2006 a personas mayores de 18 años. La muestra total fue de 267 individuos.

Con el objetivo de obtener un enfoque multi-escalar, realizamos un muestreo segmentado aleatorio en función de los diferentes usuarios de los servicios generados por la biodiversidad (Figura 4), y a los que la introducción de las EEI les pudiera afectar positiva o negativamente. De modo que a priori se tuvieron en cuenta ocho grupos de usuarios: cuatro de ellos son usuarios que se benefician de los servicios que provén los distintos ecodistritos de Doñana –marisma, mantos eólicos, estuario y costero-, tres de ellos son turistas –de playa, de naturaleza y ornitólogos- y un último grupo está formado por personas dedicadas a la conservación y a la gestión. A cada sector de análisis se le realizó la misma encuesta, sin embargo la información otorgada sobre el efecto de las EEI fue distinta, seleccionando las especies que potencialmente pudieran generar impacto sobre cada sector de usuarios (Tabla 2).

La representatividad de los datos obtenidos fue comprobada con los estudios previos de valoración económica realizados en Doñana (Gómez Limón *et al.*, 2003; Martín López *et al.*, 2007).

Estructura y contenido del cuestionario

El cuestionario fue diseñado en diferentes secciones, las cuales se presentaron al encuestado en el siguiente orden: (1) características generales de su visita a Doñana, así como la actividad que estaba desarrollando, (2) variables relacionadas con el conocimiento y percepción de las EEI, (3) creación del mercado hipotético; (4) variables relacionadas con la actitud ambiental del encuestado y (5) variables socio-económicas.

Conocimiento y percepción de las EEI

El conocimiento sobre las EEI fue evaluado a partir de diferentes preguntas:

- a. conocimiento de la definición de EEI,
- b. conocimiento *a priori* de alguna EEI en Doñana,
- c. conocimiento *a posteriori* de especies introducidas en Doñana, concretamente se les preguntaba por el eucalipto (*Eucalyptus* spp.), el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), la carpa (*Cyprinus carpio*), el gamo (*Dama dama*) y la gineta (*Genetta genetta*), con el fin de evaluar la memoria histórica de la muestra,
- d. percepción sobre qué EEI generan más impacto en los ecosistemas de Doñana.

La percepción social de las EEI fue evaluada a partir de las siguientes variables:

- a. la percepción sobre el papel que juegan las EEI en el socio-ecosistema.
- b. las causas y motivos por los que habría que luchar contra la introducción de especies exóticas.

Método de Valoración Contingente

La creación de un mercado hipotético involucra tres elementos: (1) descripción del escenario, (2) el formato y frecuencia de pago y (3) el formato de la pregunta de la DAP.

En el presente estudio, el escenario de valoración contingente se ha planteado en dos fases, en función del objetivo planteado. En la primera fase se les preguntaba por su máxima DAP para erradicar y controlar algunas EEI en Doñana. En la segunda fase, se les preguntaba por su máxima DAP para evitar futuras introducciones.

Previamente a las preguntas de MVC, se les hacía una breve introducción sobre los impactos sociales y ecológicos de las EEI objeto de estudio (Tabla 2). En este contexto, nosotros sugeríamos el mercado hipotético de la siguiente manera:

Primera fase: *'Ahora que ya tiene conocimiento del efecto de algunas de las EEI en Doñana, si el gobierno de medio ambiente decidiera crear un fondo cuyo objetivo fuese erradicar y controlar a las EEI, ¿Vd. estaría dispuesto a realizar una donación anual al mismo?'*

Segunda fase: *'¿Estaría dispuesto a contribuir en este mismo fondo, pero con el objetivo de evitar futuras introducciones?'*

Si las respuestas eran afirmativas, la pregunta de la máxima DAP estaba diseñada en formato abierto ya que éste es definido como más directo y realista que el resto de posibles formatos (Spash, 2002). En el caso de que las respuestas fueran negativas, se les preguntaban las razones con el fin de discernir las respuestas protesta de los ceros reales.

Actitudes ambientales

Las actitudes ambientales de los encuestados fueron evaluadas tanto con carácter general como en relación con las EEI. Con carácter general se usaron las variables tradicionales - visita otros ENPs y si pertenece a alguna ONG relacionada con el medio ambiente-, por ser las que mejores resultados han generado en trabajos previos (Requena Moreno, 1998). Por otro lado, y en relación con las EEI, se les preguntó por la posibilidad de traer alguna especie de otro país en el hipotético caso de que la pudieran usar para beneficio económico o recreativo propio.

Datos socio-económicos

Finalmente, la información social y demográfica vino evaluada a partir de variables como el lugar de residencia, la edad, el nivel de estudios, la profesión, los ingresos mensuales familiares y el número de miembros en la familia.

Tratamiento de datos

Análisis estadístico

Actualmente, los economistas ambientales están empezando a utilizar estadística multivariante con el fin de identificar la heterogeneidad existente dentro de la muestra encuestada. Boxall & Adamowicz (2002) y Morey *et al.* (2006) utilizaron el análisis de conglomerados para identificar grupos de individuos dentro de una población de pescadores y una población de turistas, respectivamente.

En este estudio, se emplea el análisis de conglomerados jerárquico con el fin de identificar diferentes grupos de usuarios y el análisis de componentes principales con el fin de determinar que factores son los que explican la variabilidad de los distintos grupos de usuarios.

Finalmente, con el objetivo de investigar si los distintos grupos de usuarios identificados difieren en su disposición a pagar en los dos escenarios planteados -(1) DAP para erradicar EEI y (2) DAP para evitar futuras introducciones-, se ha realizado el análisis de la varianza (ANOVA) no balanceado de un factor para cada uno de los escenarios. La variable dependiente es la DAP y la variable explicativa es la variable resultante del análisis de conglomerados jerárquico 'grupo de usuarios'.

Análisis Econométrico: Probit y Tobit

La cuestión de por qué la gente no tiene voluntad de pagar puede convertirse en un problema cuando sus respuestas no indican un excedente de consumidor cero para el mercado hipotético propuesto (Jorgensen *et al.*, 2001). Una solución frecuente es desarrollar un marco general para censurar las respuestas protesta y aplicarlo a los individuos que se negaron a pagar. Sin embargo, censurar las respuestas protesta puede contribuir a una pérdida de información sobre los usuarios en el caso de que las respuestas protesta representen un factor del comportamiento de los usuarios. Estudios previos han demostrado que la negación a pagar ante un mercado hipotético frecuentemente no representa un valor cero del servicio en cuestión (Stevens *et al.*, 1994). Por ello, una opción interesante es modelar la actitud de los encuestados ante participar o no en el mercado hipotético planteado en la encuesta. La pregunta del MVC genera una primera respuesta dicotómica 'Si o No están dispuestos a participar con una donación económica', que puede ser explicada a partir de un modelo de elección discreta. En este sentido, el modelo Probit ha sido tradicionalmente usado en el MVC para este tipo de datos (Boyle *et al.*, 1996).

El modelo Probit para una variable dicotómica es el siguiente:

$$y_i^* = X_i\beta + \varepsilon_i, \quad \varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2),$$
$$y_i = 1 \text{ si } y_i^* > 0, \quad y_i = 0 \text{ si } y_i^* \leq 0 \quad \text{Ecuación 1}$$

donde X_i es el vector de las variables explicativas, β es el vector de los coeficientes de las variables explicativas y ε_i representa un error aleatorio. En esta formulación, $X_i\beta$ recibe el nombre de función índice (Greene, 1997). La probabilidad marginal de una respuesta 'sí' es dada por:

$$\Pr(\text{sí}|x) = \Pr(X\beta + \varepsilon > 0) = 1 - \Phi(-X\beta) \quad \text{Ecuación 2}$$

donde Φ representa la función de distribución acumulada de la Normal.

La variable resultante de la DAP es tradicionalmente modelizada por mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Sin embargo, debido a la peculiar distribución de la variable DAP (con un elevado porcentaje de datos concentrados en el valor cero), el uso de MCO suele generar resultados sesgados e inconsistentes (Lee & Maddala, 1985; Yoo *et al.*, 2000; Cho *et al.*, 2005). Por esta razón debemos recurrir a modelos que tengan en cuenta que la distribución normal de las observaciones está truncada en cero, como es el caso del modelo de regresión censurado o modelo Tobit (Tobin, 1958). Previo al truncamiento se eliminan del análisis las respuestas extremas por sospechar de ellas un comportamiento de "outlier". Para proceder a ello, Bateman *et al.* (2002) aconsejan usar el *estimador del producto límite de Kaplan-Meier*, que es una aproximación empírica a la función de supervivencia de la DAP. Valores observados de la DAP que tienen probabilidades menores al 1% de ser observados, es recomendable censurarlos, para evitar estimar una DAP superior a la real.

El modelo Tobit se basa en la idea de que la DAP es una variable continua de la cual sólo observamos los valores mayores de cero, mientras que para los casos en los que la DAP real es menor que cero o cero la DAP observada es cero. En aquellos casos donde la DAP es mayor que cero se asume que la DAP observada es la DAP real. El modelo Tobit puede ser expresado tal y como se muestra en la ecuación 3:

$$\begin{array}{ll} \text{DAP}_i = X_i\beta + \varepsilon_i & X_i\beta + \varepsilon_i > 0 \\ \text{DAP}_i = 0 & X_i\beta + \varepsilon_i < 0 \end{array} \quad \text{Ecuación 3}$$

donde X_i es el vector de las variables explicativas, β es el vector formado por los coeficientes de las variables explicativas y ε_i representa un error aleatorio (Cho *et al.*, 2005). Ambas regresiones han sido estimadas usando el paquete econométrico LIMDEP (Greene, 1997).

Resultados

Tipificación de los usuarios

La tabla 3 resume las variables empleadas en el análisis. Los resultados muestran la formación de 5 grupos de usuarios con un coeficiente de similitud del 71% (Figura 5a): (1) *Aprovechamientos*, (2) *Turistas casuales*, (3) *Turistas ocasionales*, (4) *Turistas bien informados o especializados* y (5) *Gestores-Conservación*. Los grupos aparecen explicados en un 81% por dos factores (Figura 5b). El primer factor (59,19% de la varianza explicada) representa las actitudes ambientales de los usuarios tanto con carácter general como específicamente hacia las EEI, así como el conocimiento específico hacia las EEI. Por otro lado, el segundo factor (22,21% de la varianza explicada) parece distinguir entre la población local y la población visitante, de tal forma que aparecen representados los turistas en el eje positivo y la población local dedicada a la explotación de los recursos de la naturaleza así como a su conservación se representa en la parte negativa del segundo factor.

Estos resultados reflejan una interesante interrelación entre las actitudes ambientales y el conocimiento sobre los servicios de los ecosistemas. La gente que tiene un interés propio hacia la naturaleza y por tanto unas fuertes actitudes pro-ambientales, tiene mayor probabilidad de recopilar o de recibir información sobre determinados aspectos relacionados con el medio ambiente. Además, en general, el proceso de aprender depende en gran medida de las motivaciones individuales. La información es obtenida, filtrada y/o retenida por los individuos en función de sus actitudes y motivaciones. De esta forma el conocimiento sobre las EEI dependerá en gran medida de los motivos que muevan a las personas a desarrollar o no un determinado comportamiento ambiental. Desde una perspectiva teórica, el conocimiento puede verse como el puente de unión entre los valores y las actitudes y/o creencias (Tarrant *et al.*, 1997).

Pate & Loomis (1997) encontraron otra interesante relación entre la distancia y el conocimiento sobre un determinado servicio. Las personas locales o cercanas al área de estudio tienden a ser más conscientes sobre la importancia de un servicio local no sólo porque tienen más facilidad de acceso, sino porque tienen una mayor información consecuencia de la experiencia (Johnson *et al.*, 2001). En este sentido, podemos decir que los valores, actitudes y el conocimiento son dependientes de la experiencia (Ajzen, 1991, Tarrant *et al.*, 1997).

La tabla 4 resume las características principales de cada sector.

Categoría A. Sector aprovechamientos

Este grupo de usuarios, la mayoría personas que viven en Doñana o en su entorno, tienen poco conocimiento sobre las EEI. De modo que las especies que conocen a priori son aquellas que les puedan resultar familiares debido a que las empleen para su explotación o porque puedan afectar a su salud o a su economía, estos son los casos de *P. clarkii* y *Eriocheir sinensis* entre los arroceros y cangrejeros de la marisma. La mayoría consideraba

que la introducción de especies exóticas es positiva si genera beneficios económicos locales. Igualmente, luchar contra este tipo de especie se justifica si afecta a los recursos agrícolas, forestales o piscícolas locales. Por tanto, este grupo de usuarios presenta una relación con las EEI esencialmente utilitarista o antropocéntrica. En general, sus actitudes pro-ambientales son escasas.

Categoría B. Sector turismo

Grupo 1. Sector de turismo casual

Los turistas casuales son un grupo de usuarios de escasa sensibilidad ambiental y escaso conocimiento sobre las EEI. La verdadera motivación que les ha llevado allí no está relacionada con el propio ENP en sí, sino con la realización de una actividad que se pueda practicar con mayor facilidad dentro del ENP (Pulido Fernández, 2002), en este caso la proximidad de la playa.

Grupo 2. Sector de turismo ocasional

Son turistas atraídos por la belleza de la zona o por ver en libertad un animal. En Doñana, muchos de estos turistas se sienten atraídos por la posibilidad de ver el lince o el águila imperial. Disfrutan de la naturaleza como una pequeña parte de un viaje más amplio cuya motivación ha sido otra (Pulido Fernández, 2002). Por ello, disponen de poca información acerca del área que visitan y sus actitudes ambientales son bajas. Sin embargo, el motivo que les mueve a luchar contra las EEI está basado principalmente en una cuestión ética relacionada con el valor de existencia que otorgan a las especies que se ven amenazadas por las EEI.

Grupo 3. Sector de turismo bien informado/especializado

Son turistas cuyo objetivo es visitar el ENP de Doñana. Algunos de ellos tienen motivaciones más específicas, como observar aves. En general, todos tienen unas actitudes pro-ambientales muy marcadas ya que pertenecen a ONGs ambientales y habitualmente visitan ENPs. Además tienen un elevado conocimiento sobre las EEI en Doñana.

Categoría C. Sector de gestión/conservación

Se trata de un sector que abarca a profesionales encargados de la gestión ambiental y de la conservación en Doñana. Por tanto, su conocimiento acerca de las EEI es elevado. En general, viven en Doñana o en las ciudades cercanas (Sevilla y Huelva).

Percepción social de las EEI

La consideración del significado de especie exótica parece ser un concepto socialmente dinámico, en el cual se considera especie exótica aquellas introducciones más recientes. Un 90 % de la población encuestada reconoce como especie exótica al *P. clarkii* y un 63% al *Eucalyptus* spp.; sin embargo introducciones más antiguas en Doñana como el caso de la *C. carpio* o *D.dama* a principios del siglo XX, sólo han sido señaladas por el 37% y 26 % de la población, respectivamente. De igual forma, sólo el 18% conocían que la gineta es una especie introducida, y en muchos casos esto se debía más por desconocimiento de la especie que por conocimiento de que fuera una introducción árabe. De esta manera, existe una relación de tipo exponencial entre el número de personas que respondieron que una especie había sido introducida y la época de introducción, siendo más nombrada una especie cuanto más reciente ha sido su introducción (Figura 6).

De igual manera, la población encuestada *a priori* parece conocer las EEI de recién introducción (Figura 7a). Ante la pregunta abierta sobre si conocía alguna EEI, la población reconoce como EEI aquellas cuya introducción tuvo lugar a finales del siglo XX o a principios del siglo XXI. Principalmente, han sido reconocidas como EEI *P. clarkii*, *Trachemys scripta* y *Carpobrotus edulis*. Por otro lado, podemos observar que la población encuestada es sensible ante ciertos programas de información ambiental emprendidos por la administración pública, ya que muchos de los encuestados solamente conocían las EEI que tienen carteles informativos (Figura 7b).

Asimismo, la percepción social sobre las especies que generan más impacto en los ecosistemas se basa en los factores anteriores: proximidad con la fecha de la introducción de la especie y la información ambiental existente en Doñana sobre las EEI. De esta forma, la población en general reconoce como EEI más impactantes a *P. clarkii* (66,7%), *Eucalyptus* spp. (48,3%), *T. scripta* (43,1%), *C. edulis* (31,8%) y *A. filiculoides* (29,6%) (Figura 8a). Valorando la percepción en función de los grupos de usuarios se obtiene que aquellos con mayor conocimiento y actitudes ambientales consideran en general todas las EEI más impactantes. Por otro lado destaca que para la población local dedicada a la explotación de los recursos las especies más peligrosas en cuanto al impacto que generan son el cangrejo rojo americano (33,3%) y el eucalipto (27,3%), a pesar de que no sean consideradas impactantes por más del 50% del sector (Figura 8b).

Comportamiento ante el mercado hipotético

Un análisis de las respuestas protesta puede ayudarnos a conocer más sobre los usuarios y sobre la validez de la estimación del MVC. En este apartado se van a analizar cuáles son las variables que influyen en la decisión de dar una respuesta protesta o no darla, tanto en el mercado hipotético planteado para erradicar EEI como en el mercado planteado para evitar la introducción de futuras EEI. Dado que la variable objeto de estudio (respuesta protesta) es dicotómica (uno si da respuesta protesta y por tanto no participa en el mercado hipotético y cero si no da respuesta protesta y por tanto participa), se ha considerado apropiado el uso de una regresión Probit binomial. Los modelos resultantes fueron elegidos en función de diferentes medidas que reflejan la bondad de ajuste. La tabla 5 recoge las variables usadas en el modelo para cada escenario y la tabla 6 los resultados obtenidos en ambas regresiones.

Los resultados revelan que, para el escenario de erradicar EEI, los factores que influyen sobre la decisión de participar o no en el mercado hipotético son tres: (1) EDAD, (2) ENPs y (3) ACTITUD. Las dos primeras aparecen relacionadas positivamente con la posibilidad de dar respuesta protesta. Debido a que generalmente las personas más jóvenes están más concienciadas con el medio ambiente, son éstas quienes están más dispuestas a participar en el mercado hipotético. Por otro lado, aquellas personas que visitan más ENPs están menos dispuestas, ya que no se pueden comprometer con las acciones de todos los ENPs a los que acuden. Por el contrario, la variable ACTITUD, aparece negativamente relacionada, ya que los individuos que mostraron una actitud más positiva a lo largo del cuestionario tienen menos probabilidad de dar respuestas protesta.

Similares resultados se repiten para el escenario de prevenir introducciones futuras; por lo que podemos pensar que el comportamiento ante un mercado hipotético no depende del escenario propuesto. Sin embargo, aparece como significativa la variable ONG, de modo que aquellas personas pertenecientes a organizaciones ambientales o de conservación muestran mayor disposición a participar en el mercado hipotético. Al igual que los resultados obtenidos en estudios previos (Kotchen & Reiling, 2000), nuestros resultados demuestran cómo los usuarios con actitudes ambientales más marcadas rechazan en menor medida participar en mercados hipotéticos de un servicio del ecosistema.

Valoración económica del impacto de las EEI

Una cuestión importante es determinar cuáles son los servicios de los ecosistemas valorados y por tanto qué tipo de valor, en el contexto de Valor Económico Total (Figura 2), se está estimando con la valoración contingente. Por esta razón, se les preguntaban por los motivos por los que luchar contra las EEI. El 56% de la muestra consideraba que el motivo principal para erradicar EEI es el efecto negativo que generan en la regulación y mantenimiento de los ecosistemas –valor de uso indirecto-, el 25% por el derecho a existir de las especies amenazadas por las EEI –valor de existencia o de no-uso- el 12% por el daño que generan en los recursos –valor de uso directo extractivo- el 2% considera que afectan negativamente al turismo –valor de uso directo no extractivo- y el 5% por otros motivos (Figura 9).

De acuerdo con estudios previos de valoración económica en Doñana (Martín López *et al.*, 2007), los distintos grupos de usuarios dan distinta importancia al impacto de las EEI sobre los servicios generados por la biodiversidad (Figura 10). En este sentido, podemos observar tres claros comportamientos: utilitarista- antropocéntrico, ético y ecológico. El comportamiento utilitarista viene dado por el grupo de usuarios dedicado a los *aprovechamientos* de los recursos y por los *turistas casuales*, ya que piensan que la importancia de luchar contra las EEI se justifica por el impacto que pueden generar a los valores de uso extractivo y no-extractivo, respectivamente. El comportamiento ético, por el que las personas valoran el derecho a existir de las especies amenazadas por las EEI, está representado por los *turistas ocasionales*. Y por último, el comportamiento ecológico, basado en el conocimiento científico sobre el impacto de las EEI en el mantenimiento de los ecosistemas, viene dado principalmente por el grupo de usuarios *gestores-conservación* y en menor medida por los *turistas especializados*.

Disposición a pagar para erradicar-controlar EEI y para evitar introducciones futuras

En el escenario de erradicar EEI, valores superiores a 160 € han sido censurados (17 datos), obteniendo en este caso una media de 30,88 € por erradicar (intervalo de confianza al 95% de nivel de significación entre 29,4 y 32,4 € por erradicar). En el escenario de prevenir futuras introducciones valores superiores a 100 € han sido censurados (9 datos), obteniendo en este caso una media de 14,11 € por evitar futuras introducciones (intervalo de confianza al 95% de nivel de significación entre 13,1 y 15,1 €).

Las variables empleadas para la regresión Tobit para ambos escenarios se resumen en la tabla 7, y los respectivos resultados en la tabla 8. Como podemos ver en la tabla 8, ambos modelos explican de manera similar la DAP, validando así los resultados obtenidos.

Para ambos modelos, las variables significativas relacionadas negativamente con la DAP son TRAERÍA_EEI, EDAD y SEXO. Es lógico que aquellos encuestados que traerían una EEI y que por tanto les darían un hipotético uso, no estén dispuestos a pagar ni por erradicarlas ni por prevenir su introducción (ya que ellos la fomentarían). Al igual que en el comportamiento ante el mercado hipotético, la gente joven expresa mayores cantidades de DAP. Por último, y al igual que estudios previos (Stern *et al.*, 1993; Dietz *et al.*, 2002; Bulte *et al.*, 2004), en general las mujeres se preocupan más por los problemas ambientales y, por tanto, están dispuestas a contribuir con mayor cantidad de dinero en una causa ambiental. Por el contrario, las variables que fomentan que mayores cantidades de DAP son INGRESOS y ONG para ambos escenarios, y ACTITUD en el caso de contribuir económicamente para erradicar EEI en Doñana. Respecto a la variable INGRESOS, se aprecia, como era de esperar, que a mayores niveles de renta familiar la disposición a pagar es mayor. Las otras dos variables presentan la misma tendencia que en el análisis Probit.

Finalmente, con el objetivo de investigar si los distintos grupos de usuarios difieren en su disposición a pagar en ambos mercados hipotéticos, se ha realizado un análisis de la varianza (ANOVA). Como puede apreciarse en la tabla 9 existen diferencias significativas entre los distintos usuarios para el escenario de erradicar EEI, pero no en el escenario de prevenir introducciones futuras. Esto es debido a que, por regla general, la gente da mayor importancia al riesgo de los impactos actuales que al riesgo potencial de un escenario futuro.

Por otro lado, podemos observar una tendencia clara en la DAP para erradicar y controlar las actuales EEI en Doñana, donde los usuarios con marcadas actitudes pro-ambientales proponen valores más elevados de la DAP. Igualmente, la cercanía entre turistas casuales y turistas ocasionales representada en el cladograma o en el análisis factorial (Figura 5), vuelve a manifestarse con valores muy cercanos de la DAP.

Discusión y Conclusiones

Actualmente, el enfoque neo-clásico de la economía ambiental es aceptado como un factor importante a considerar en la toma de decisiones políticas en cuanto a gestión ambiental en muchos países occidentales. Sin embargo, este estudio demuestra que este tipo de

herramientas no pueden ser utilizadas como un dato absoluto, sino como un factor más en la toma de decisiones, ya que están influenciadas por otros factores que deberían considerarse en el estudio de valoración económica.

A través del análisis realizado se muestra que la valoración de los servicios de los ecosistemas se ve profundamente influenciada por las actitudes pro-ambientales así como por el grado de conocimiento acerca del bien evaluado. Ambas variables parecen influir positivamente tanto en el comportamiento ante el mercado hipotético como en la DAP, aunque en este estudio son las actitudes pro-ambientales las que más influyen. Similares resultados han sido obtenidos previamente (Kotchen & Reiling, 2000). Igualmente, las políticas gubernamentales o la influencia de los medios de comunicación son factores que controlan la DAP, por lo que los valores y preferencias de las personas varían con el tiempo en función de la interacción existente entre sociedad y naturaleza (Pritchard *et al.*, 2000).

En el caso de las EEI, el conocimiento parece que está muy relacionado por la fecha de introducción de la especie. De esta forma, especies introducidas a principios del siglo XX no parecen generar preocupación alguna en la población, y por tanto el comportamiento de los usuarios resulta indiferente ante un escenario donde se proponga la erradicación de estas especies. Además, estos resultados avalan la idea de que la sociedad percibe mayor amenaza de las especies introducidas recientemente, como *A. filiculoides*, *C. edulis*, *T. scripta* o *E. sinensis*, que de las especies introducidas hace tiempo.

Estas relaciones tienen importantes implicaciones en las políticas de gestión de los ENPs, ya que a través del conocimiento adquirido en los programas de educación ambiental es posible influir en las actitudes pro-ambientales. Existen estudios llevados a cabo en algunos de los Parques Nacionales de España que han demostrado la fuerte relación entre los programas de educación ambiental y el incremento de las actitudes pro-ambientales (Benayas *et al.*, 1987). En este sentido, en nuestro estudio se ha podido apreciar cómo aquellas especies que disponían de programas de educación ambiental emprendidos por la administración pública (*C. edulis* y *T. scripta*) eran de las más conocidas por los encuestados y por tanto el comportamiento ambiental declarado (DAP) puede verse influenciado por estos programas. Futuros estudios determinarán sobre cuáles EEI la población estaría dispuesta a contribuir con mayores cantidades para su erradicación.

Según Knivillä (2006), la experiencia local es una de las mejores maneras para que la población entienda la importancia relativa de la biodiversidad y el impacto que pueden tener ciertas acciones humanas como la introducción de especies exóticas, sobre los servicios generados por ésta y consecuentemente sobre el bienestar humano. Es por ello que las políticas de conservación demasiado restrictivas que limitan el acceso de la gente a los ENPs y los aprovechamientos a la población local pueden inducir a una menor consideración por parte de los usuarios del valor de los servicios generados por los ecosistemas de los ENPs. Es posible que por ello, los Parques Nacional y Natural de Doñana, a pesar de ser constituir dos de las áreas naturales más importantes de Europa, sean también de las zonas de mayor controversia social, ya que muchas de las opiniones y preferencias de sus usuarios no son tenidas en cuenta a la hora de tomar decisiones (Elbersen, 2001).

Mediante entrevistas en profundidad a la población local de Doñana, comprobamos que existía una desvinculación de los mismos con la toma de decisiones políticas en el ENP. Por un lado, esto supone que la población local valore poco los servicios generados por la biodiversidad (Martín López *et al.*, 2007) y, tal como muestran los resultados, valoren en baja medida el impacto que generan las EEI sobre el socio-ecosistema de Doñana. Por otro lado, la toma de decisiones sobre la gestión de especies invasoras parece mantenerse al margen de la opinión de la población local. Como conclusión, es necesario involucrar tanto a la población local como a los visitantes en las decisiones y actuaciones del ENP de Doñana con el objetivo de establecer políticas ambientales socialmente consensuadas y por tanto dirigidas hacia la sostenibilidad.

Los resultados muestran que la población valora el impacto de las EEI sobre los servicios de los ecosistemas de forma distinta según el tipo de usuario. De forma que el sector *aprovechamientos* se encuentra principalmente ligado al valor de uso directo extractivo, el

sector turismo con el uso directo no extractivo y el *sector conservación* lo que más valora son el valor de uso indirecto y de no uso. Por todo ello, la maximización del valor se obtendría si todos los tipos de usuarios supiesen apreciar y valorar al socio-ecosistema de Doñana como una combinación de todos los servicios que contiene.

En este estudio el MVC se ha aplicado a dos escenarios distintos. Un primer escenario se basa en la DAP para erradicar y controlar EEI y un segundo escenario sobre la DAP para prevenir futuras introducciones. Según los resultados obtenidos la DAP media para erradicar EEI es mucho mayor a la obtenida para prevenir futuras introducciones. A pesar de que la Conferencia de las Partes del Convenio de Diversidad Biológica (Decisión VI/23) establece que para la implementación de Estrategias Nacionales '*la prevención es más efectiva en costes económicos y ambientales que las medidas tomadas después de la introducción y el establecimiento de la especie invasora*', incluso los usuarios dedicados a la gestión y conservación han dado mayor importancia a la erradicación y control sobre la prevención.

Similar tendencia están adoptando los científicos a la hora de realizar los estudios de valoración económica de EEI ya que se centran en medidas posteriores a la introducción (erradicación y control), en vez de incluir las medidas de prevención (Born *et al*, 2005).

Debido a las debilidades del MVC, resulta recomendable completar estos resultados con otras técnicas de análisis como la estimación de los costes gastados por las Administraciones Públicas para erradicar y controlar determinadas EEI, así como para prevenir su introducción.

Sin embargo, en general, estas técnicas resultan miopes a la complejidad ecológica que rodea a los servicios de los ecosistemas (Naredo, 2003), especialmente cuando se trata de los servicios de soporte. Además, el dominio de criterios crematísticos en el proceso de toma de decisiones proporciona escasas oportunidades para la participación ciudadana, cuyas preferencias generalmente van más allá de un mero interés monetario (Kanheman & Knestch, 1992; Spash 2000a, 2000b). De esta manera, los métodos clásicos de Economía Ambiental deberían combinarse con otros criterios no-crematísticos usando otras herramientas como la contabilidad emergética (Álvarez *et al.*, 2006) o análisis de umbrales y cambios de estado; los cuales sean integrados en procesos de decisión multi-criterio y participación social. Por tanto, los resultados obtenidos en este tipo de procesos podrán servir como directrices de actuación para las políticas de gestión de ENPs, en las que los métodos económicos sean considerados como una herramienta más en la toma de decisiones políticas en vez de cómo un fin.

Agradecimientos

Los autores quieren agradecer a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía por la financiación económica para la realización del proyecto '*Hacia la elaboración de un modelo de gestión sostenible en la comarca de Doñana*'. Igualmente debemos agradecer al Parque Nacional y al Parque Natural de Doñana por facilitarnos los muestreos y hacer que éstos fueran más agradables, especialmente a M^a Dolores Cobo, Teresa Agudo, Marisa Rivera, Ambrosio Lago y Miguel Ángel Bravo. Asimismo, queremos agradecer la ayuda desinteresada de Beltrán Ceballos y de su equipo.

Referencias

Ajzen I (1991) The Theory of Planned Behavior. *Organisational Behavior and Human Decision Processes* 50: 179-211.

Álvarez S, Lomas PL, Martín López B, Rodríguez M & Montes C (2006) La Síntesis Emergética ('Emergy Synthesis'). Integrando Energía, Ecología y Economía. Fundación Interuniversitaria Fernando González Bernáldez. Madrid. 77 pp.

Benayas J, de Lucio JV, Bernaldez FG (1987) Environmental attitude shifts as revealed by landscape tastes and activity preferences. *Environmentalist*. Vol. 7, no. 1, pp. 21-30.

- Bateman IJ, Carson RT, Day B, Hanemann M, Hanley N, Hett T, Jones-Lee M, Loones G, Mourato S, Ozdemiroglu E, Pearce D, Sugden R & Swanson J (2002) *Economic Valuation with Stated Preference Techniques. A Manual.* Edward Elgar. Cheltenham. 458 pp.
- Bertram G. (1999) The impact of introduced pests on the New Zealand Economy. In: *Pests and Weeds: A Blueprint for Action*, pp 45-71. NZ Conservation Authority, Wellington.
- Blanco JC & González JL (1992) *Libro rojo de los vertebrados de España*, ICONA, Madrid. 714 pp.
- Born W, Rauschmayer F & Bräuer I (2005) Economic evaluation of biological invasions: a survey. *Ecological Economics* 55: 321-336.
- Boxall PC & Adamowicz WL (2002) Understanding heterogeneous preferences in random utility models: a latent class approach. *Environmental and Resource Economics* 23: 421-446.
- Boyle KJ, Johnson FR, McCollum DW, Desvousges WH, Dunford RW & Hudson SP (1996) Valuing Public Goods: discrete versus continuous contingent value responses. *Land Economics* 72: 381-396.
- Bulte E, Gerking S, List JA & de Zeeuw A (2004) The effect of varying the causes of environmental problems on stated WTP values: evidence from a field study. *Journal of Environmental Economics and Management* 49: 330-342.
- Chapin III FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavelle S, Sala OS, Hobbie SE, Mack M & Díaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405: 234-242.
- Cho SH, Newman DH & Bowker JM (2005) Measuring rural homeowners' willingness to pay for land conservation easements. *Forest Policies and Economics* 7: 757-770.
- Ciriacy-Wantrup SV (1947) Capital returns from soil conservation practices. *Journal of Farm Economics* 29: 1181-1196.
- Daly HE (1994) Operationalizing sustainable development by investing in natural capital. In: Jansson AM, Hammer M, Folke C & Costanza R (eds) *Investing in Natural Capital: the Ecological Economics approach to Sustainability*, pp. 22-37. Island Press, Washington, DC.
- Davis RK (1963) Recreation planning as an economic problem. *Natural Resources Journal* 3: 239-249.
- de Groot R (1992) *Functions of Nature*. Wolters-Noordhoff. Groningen, Netherlands. 345 pp.
- de Groot R, van der Perk J, Chiesura A & van Vliet A (2003) Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. *Ecological Economics* 44: 187-204.
- de Ruiter PC, Neutel A & Moore JC (1995) Energetics, patterns and interaction strengths and stability in real ecosystems. *Science* 269: 1257-1260.
- Pleguezuelos JM (2002) Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. In: Pleguezuelos JM, Márquez R & Lizana M (eds.) *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. pp 503-532. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Dietz T, Kalof L & Stern PC (2002) Gender, Values, and Environmentalism. *Social Science Quarterly* 18: 353-364.
- Doadrio I (2001) *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 374 pp.
- Ekins P, Simon S, Deutsch L, Folke C & de Groot R (2003) A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. *Ecological Economics* 44: 165-185.

- Elbersen B (2001) Nature on the doorstep. The relationship between protected natural areas and residential activity in the European countryside. PhD Thesis. Utrecht University, 339 pp.
- Farber S, Costanza R, Childers DL, Erickson J, Gross K, Grove M, Hopkinson CS, Kahn J, Pincett S, Troy A, Warren P & Wilson M (2006) Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management. *BioScience* 56: 121-133.
- Fernández Delgado C, Drake P & Arias AM & García D (2000) Peces de Doñana y su entorno. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. 271 pp.
- Fernández Delgado C (2005) Conservation Management of a European Natural Areas Doñana National Park, Spain. In: Groom MG, Meffe GK & Carrolls CR (eds) *Principles of Conservation Biology*. pp. 536-543. Sinauer Associates Inc. Sunderland, Massachusetts.
- Fernández Zamudio R, Cirujano S, Nieto Gil I, Cobo MD, Sousa Martín A & García Murillo P (2006) 117. Novedades florísticas en el Parque Nacional de Doñana (SW España). *Acta Botanica Malacitana* 31: 191-195.
- García Murillo P (2005) Reconstrucción del paisaje del Abalario. Un referente para la restauración ambiental en Doñana. In: García Novo F & Marín Cabrera C (eds.) *Doñana, Agua y Biosfera*. pp. 271-275. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- García Novo F & Marín Cabrera C (2005) *Doñana, Agua y Biosfera*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. 353 pp.
- Greene WH (1997) *Econometric Analysis*. Prentice-Hall International. New Jersey. 993 pp.
- Gómez-Limón García J, Medina Domingo L, Atance Muñoz I & Garrido Palomero A (2003) Los visitantes de la comarca de Doñana. *Sostenible* 4: 1-113.
- Holling CS, Schindler DW, Walker BW & Roughgarden J (1995) Biodiversity in the Functioning of Ecosystems: an ecological synthesis. In: Perrings C, Mäler KG, Folke C, Holling CS & Jansson BO (eds.) *Biodiversity Loss: Economic and Ecological Issues*. pp. 44-83. Cambridge University Press. Cambridge.
- Hooper DU, Chapin III FS, Ewel JJ, Hector A, Inchausti P, Lavorel S, Lawton JH, Lodge DM, Loreau M, Naeem S, Schmid B, Setälä H, Symstad AJ, Vandermeer J & Wardle DA (2005) Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35.
- Horton B, Colarullo G, Bateman IJ & Peres CA (2003) Evaluating non-user willingness to pay for a large-scale conservation programme in Amazonia: a UK/Italian contingent valuation study. *Environmental Conservation* 30, 139-146.
- Jiménez Pérez I & Delibes de Castro M (2005) Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España. EVREN. Valencia. 439 pp.
- Johnson FR, Dunford RW, Desvousges WH & Banzhaf MR (2001) Role of knowledge in assessing nonuse values for natural resource damages. *Growth and Change* 32: 43-68.
- Jorgensen BS, Wilson MA & Heberlein TA (2001) Fairness in the contingent valuation of environmental public goods: attitude toward paying for environmental improvements at two levels of scope. *Ecological Economics* 36: 133-148.
- Kahneman D & Knetsch JL (1992) Valuing Public Goods: the purchase of moral satisfaction. *Journal of Environmental Economics and Management* 22: 90-94.
- Keane RM & Crawley MJ (2002) Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology & Evolution* 17: 164-170.
- Kniivilä M (2006) Users and non-users of conservation areas: Are there differences in WTP,

motives and the validity of responses in CVM surveys? *Ecological Economics* 59: 530-539. Kolar CS & Lodge DM (2001) Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 199-204.

Kotchen MJ & Reiling SD (2000) Environmental attitudes, motivations, and contingent valuation of nonuse values: a case study involving endangered species. *Ecological Economics* 32: 93-107.

Lee LF & Maddala GS (1985) The Common Structure of Tests for Selective Bias, Serial Correlation, Heterodasticity and Non-Normality in the Tobit Model. *International Economic Review* 26: 1-10.

Lodge DM & Shrader-Frechette K (2003) Nonindigenous Species: Ecological Explanation, Environmental Ethics and Public Policy. *Conservation Biology* 17: 31-37.

Lowe S, Browne M, Boudjelas S & de Poorter M (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI) & Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). 11 pp.

Martín-López B, Montes C, Benayas J (2007) Influence of user characteristics on valuation of ecosystem services in Doñana natural protected area (south-west Spain). *Environmental Conservation*, In press, (doi:10.1017/S0376892907004067).

McNeely J A (2001) An Introduction to human dimensions of invasive alien species. In *The Great Reshuffling: Human dimensions of invasive alien species*. McNeely JA (ed.) pp. 5-20. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

MA (Millennium Ecosystem Assessment) (2005) *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. Island Press. Washington, DC. 137 pp.

Mitchell RC & Carson RT (1989) *Using Survey to Value Public Goods. The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future. Washington, DC. 488 pp.

Montes C, Borja F, Bravo MA & Moreira JM (1998) *Reconocimiento Biofísico de Espacios Naturales Protegidos. Doñana: Una Aproximación Ecosistémica*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. 526 pp.

Morey E, Thacher J & Breffle W (2006) Using angler characteristics and attitudinal data to identify environmental preference classes: a latent-class model. *Environmental and Resource Economics* 34: 91-115.

Myers N (1996) Environmental services of biodiversity. *Ecology* 93: 2764-2769.

Naredo JM (2003) *La economía en evolución: Historia y perspectivas de las características básicas del pensamiento económico*. Siglo XXI de España. Madrid. 538 pp.

NOAA (1994) *Oil Pollution Act of 1990: Proposed Regulations for Natural Resource Damage Assessments*. National Oceanic and Atmospheric Administration, US Department of Commerce. Washington, DC. 80 pp.

OECD (1996) *Saving Biological Diversity: Economic Incentives*. OECD. Paris. 156 pp.

Pate J & Loomis J (1997) The effect of distance on willingness to pay values: a case study of wetlands and salmon in California. *Ecological Economics*: 20: 199-207.

Perrings C, Dehnen-Schmutz K, Touza J & Williamson M (2005) How to manage biological invasions under globalization. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 212-215.

Perrings C, Williamson M, Barbier EB, Delfino D, Dalmazzone S, Shogren J, Simmons P & Watkinson A (2002) *Biological Invasion Risks and the Public Good: an Economic Perspective* [en línea]. *Conservation Ecology* 6: 1. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art1/>>

Perrings C, Williamson M & Dalmazzone S (2001) *The Economics of Biological Invasions*. Edward Elgar. Cheltenham. 249 pp.

Pimentel D (2002) *Biological Invasions. Economic and Environmental Costs of Alien Plant, Animal and Microbe Species*. CRC Press. Florida. 369 pp.

Power ME, Tilman D, Estes TA, Menge BA, Bond WJ, Mills LS, Daily GC, Castilla JC, Lubchenco J & Paine RT (1996) Challenges in the Quest for Keystones. *BioScience* 46: 609-620.

Pritchard Jr L, Folke C & Gunderson L (2000) Valuation of Ecosystem Services in Institutional Context. *Ecosystems*. 3: 36-40.

Pulido Fernández J I (2002) La importancia del uso público en la planificación y gestión sostenible del ecoturismo en los espacios naturales protegidos [en línea] In: *The World Ecotourism Summit*; Quebec, Canada, 19-22 mayo 2002. Organización Mundial del Turismo. Accesible a través de World Wide Web:

<http://www.world-tourism.org/sustainable/IYE/quebec/anglais/index_a.html>

Randall A, Grunewald O, Johnson S, Ausness R & Pagoulatos A (1978) Reclaiming coal surface mines in Central Appalachia: a case study of the benefits and costs. *Land Economics* 54: 427-489.

Requena Moreno S (1998) La valoración del paisaje por 'público y expertos'. Aplicaciones a la participación ciudadana en la gestión ambiental. Tesis doctoral. Departamento de Ecología. Universidad Autónoma de Madrid. 235 pp.

Schulze WD, d'Arge RC & Brookshire DS (1981) Valuing environmental commodities: some recent experiments. *Land Economics* 57: 151-169.

Spash CL (2000a) Ethical motives and charitable contributions in contingent valuation: empirical evidence from social psychology and economics. *Environmental Value* 9: 453-479.

Spash CL (2000b) Multiple Value expression in contingent valuation: economics and ethics. *Environmental Science and Technology* 34: 1433-1438.

Spash CL (2002) Informing and forming preferences in environmental valuation: Coral reef biodiversity. *Journal of Economic Psychology* 23: 665-687.

Stern PC, Dietz T & Kalof L (1993) Value orientations, gender and environment concern. *Environment and Behaviour* 25: 322-348.

Stevens TH, More T & Glass R (1994) Interpretation and temporal stability of cv bids for wildlife existence: a panel study. *Land Economics* 70: 355-363.

Tarrant MA, Bright AD & Cordell HK (1997) Attitudes toward wildlife species protection: assessing moderating and mediating effects in the value-attitude relationship. *Human Dimensions of Wildlife* 2: 1-20.

Tobin J (1958) Estimation of relationship for Limited Dependant Variables. *Econometrica* 26: 24-36.

Turpie J & Heydenrych BJ (2000) Economic consequences of alien infestation of the Cape Floral Kingdom's fynbos vegetation. In: Perrings C, Williamson M & Dalmazzone S (eds.) *The Economics of Biological Invasions*. pp. 152-182. Edward Elgar. Cheltenham.

IUCN-The World Conservation Union (2000) Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species [en línea]. Prepared by the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG) and approved by the 51st Meeting of the IUCN Council. Gland, Switzerland. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.iucn.org/themes/ssc/publications/policy/invasivesEng.htm>>

Vila C, García-Berthou E, Sol D & Pino J (2001) Survey of the naturalized plants and vertebrates in peninsular Spain. *Ecologia Mediterranea* 27: 55-67.

Walker B & Steffen W (1997) An overview of the implications of global change for natural and managed terrestrial ecosystems [en línea] *Conservation Ecology* 1: 2. Accesible a través de World Wide Web: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol1/iss2/art2/>>

Williamson M (1996) *Biological invasions*. Chapman & Hall. London. 244 pp.

Yoo SH, Kwak SJ & Kim TY (2000) Dealing with zero responder data from contingent valuation surveys: application of least absolute deviations estimator. *Applied Economics Letters* 7: 181-184.

Tabla 1. Selección de las EEI objeto de estudio a partir de un análisis multi-criterio.

Especies		Ecológicos				Conservación				Bienestar humano	
Nombre común	Nombre científico	Competencia	Trófica	Hibridación	Control geótico	Sp. amenazadas por la EEI	UICN lista ¹	Control-Eradicación	Prevención	Aprovechamientos	Transmisión enfermedad
Helecho de agua	<i>A. filiculoides</i>	✓			✓			✓		Fertilizante arroz	
Lechuga de agua	<i>P. stratiotes</i>	✓			✓			✓		Ornamental	
Uña de león	<i>C. edulis</i>	✓				<i>Juniperus oxycedrus</i>		✓		Ornamental	
Eucalipto	<i>Eucalyptus</i> spp.	✓			✓			✓		Taludes carreteras	
										Apicultura	
										Celulosa, papel	
										Madera	
Cangrejo rojo	<i>P. clarkii</i>	✓	✓		✓	<i>Oxyura leucocephala</i> ²				Gastronomía	✓
Cangrejo chino ³	<i>E. sinensis</i>										✓
Hormiga argentina	<i>L. humile</i>	✓					✓	✓	✓		
Carpa	<i>C. carpio</i>	✓	✓		✓	<i>Oxyura leucocephala</i> ²	✓	✓	✓	Pesca recreativa	
Fúndulo	<i>F. heteroclitus</i>	✓	✓			<i>A. baeticus</i> ⁴		✓		Pez de acuario	
Gambusia	<i>G. holbrooki</i>	✓	✓			<i>A. baeticus</i> ⁴	✓			Eliminar mosquito	
Perca-sol	<i>L. gibbosus</i>	✓	✓			<i>A. baeticus</i> ⁴		✓		<i>Anopheles</i>	
Black.bass	<i>M. salmoides</i>	✓	✓			<i>A. baeticus</i> ⁴	✓			Pesca recreativa	
Galápago de Florida	<i>T. scripta</i>	✓	✓			<i>E. orbicularis</i>	✓	✓	✓	Pesca recreativa	
						<i>M. leprosa</i> ⁵				Mascota	
Malvasia jamaicana	<i>O. jamaicensis</i>	✓		✓		<i>Oxyura leucocephala</i>		✓	✓		

¹ Lowe *et al.* (2004).

² El efecto negativo sobre la vegetación acuática supone la destrucción de los lugares de cría de *O. leucocephala* (Blanco & González, 1992; Jiménez Pérez & Delibes de Castro, 2005).

³ Esta especie se incluyó *a posteriori* debido al interés social que suscitaba entre los usuarios de la marisma.

⁴ Fernández-Delgado *et al.* (2000); Doadrio *et al.* (2001).

⁵ Pleguezuelos (2002).

Tabla 2. Muestreo segmentado por grupos de usuarios en Doñana.

	Aprovechamientos				Turismo				Conservación		Muestras
	Marisma	Mantos eólicos	Estuario	Costero	Playa	Naturaleza I ⁶	Naturaleza II ⁶	Ornitólogos	Gestión I ⁷	Gestión II ⁷	
<i>A. filiculoides</i>	✓				✓				✓		101
<i>P. stratiotes</i>	✓				✓				✓		101
<i>C. edulis</i>				✓	✓					✓	89
<i>Eucalyptus</i> spp.		✓					✓		✓		82
<i>P. clarkii</i>	✓							✓		✓	70
<i>E. sinensis</i>	✓		✓								
<i>L. humile</i>		✓				✓				✓	83
<i>C. carpio</i>	✓		✓			✓		✓	✓		111
<i>F. heteroclitus</i>				✓	✓		✓			✓	156
<i>G. holbrooki</i>		✓			✓		✓			✓	156
<i>L. gibbosus</i>			✓	✓					✓		32
<i>M. salmoides</i>			✓	✓					✓		32
<i>T. scripta</i>						✓		✓		✓	82
<i>O. jamaicensis</i>							✓	✓	✓		81

⁶ Para los turistas de naturaleza se seleccionaron siete especies que potencialmente pudieran generar impacto sobre el sector. Para no realizar cuestionarios demasiado extensos, las especies se distribuyeron en dos encuestas: Naturaleza I y Naturaleza II, otorgando información sobre el efecto de tres EEI en la encuesta de Naturaleza I y cuatro en la encuesta de Naturaleza II.

⁷ Para el sector conservación/ gestión se consideró adecuado incluir todas las especies seleccionadas para el estudio como potencialmente impactantes. Para no realizar cuestionarios demasiado extensos, las especies se distribuyeron en dos encuestas: Gestión I y Gestión II, otorgando información sobre el efecto de siete EEI en la encuesta de Gestión I y seis en la encuesta de Gestión II.

Tabla 3. Variables usadas en la clasificación de tipos de usuarios.

Conocimiento de especies invasoras	Significado de EEI	Si (1) No (0)	
	Disposición a llevar a cabo una introducción	Si (1) No (0)	
	Número de especies conocidas	(número)	
		Amenaza a los ecosistemas	Si(1) No(0)
		Afecta a la economía	Si (1) No(0)
	Papel de la especie en el sistema social y ecológico	Genera enfermedades	Si (1) No(0)
		Genera trabajo	Si (1) No(0)
Afecta a la identidad cultural		Si (1) No(0)	
Actitudes ambientales	Miembro de ONG	Si (1) No (0)	
	ENPs visitados en el último año	(número)	
Variables socioeconómicas	Nivel de estudios	Ninguno (0) Primarios (1) Secundarios/bachillerato (2) Universitarios (3)	
	Lugar de residencia habitual	Comarca de Doñana (1) Entorno de la comarca de Doñana (2) Huelva, Sevilla, Cádiz (capitales) (3) Resto de Andalucía (4) Resto de España (5) Resto del Mundo (6)	

Tabla 4. Caracterización de los grupos de usuarios en Doñana.

Grupo de usuarios (%)	Conocimiento y percepción EEI				Comportamiento específico hacia EEI		Comportamiento ambiental		Variables socio-económicas		
	Conoce significado EE ⁸	Conoce EEI (<i>a priori</i>) ⁹	Especie más impactante ¹⁰	Papel que juega la EEI en el SES	Motivos para luchar contra EEI	Introduciría especies ⁸	Visita ENPs ⁸	Miembro ONG ⁸	Lugar residencia	Estudios	Ingresos
<i>Aprovechamientos</i> (12%)	54%	<i>P. clarkii</i> <i>E. sinensis</i>	-	Economía local	Recursos naturales	67%	9%	3%	Doñana y alrededores	Ninguno Primarios	< 900€
<i>Turistas casuales</i> (26%)	31%	-	<i>P. clarkii</i>	Enfermedades	Ecosistemas Especies ¹¹	13%	41%	2%	Alrededores Resto Andalucía España	Secundario	< 900€ 900-1500 €
<i>Turistas ocasionales</i> (23%)	73%	-	<i>P. clarkii</i>	Amenaza ecosistemas	Especies ¹¹ Ecosistemas	24%	46%	3%	Huelva-Sevilla	Universitario Secundario	< 900€ 900-1500 €
<i>Turistas especializados</i> (18%)	88%	<i>P. clarkii</i> <i>T. scripta</i>	<i>Eucalyptus</i> spp. <i>P. clarkii</i> <i>T. scripta</i>	Amenaza ecosistemas	Ecosistemas	9%	79%	26%	España Internacional	Universitario Secundario	1500-2100 €
<i>Gestores</i> (21%)	95%	<i>A. filiculoides</i> <i>C. edulis</i> <i>Eucalyptus</i> spp. <i>P. clarkii</i> <i>T. scripta</i>	<i>C. edulis</i> <i>Eucalyptus</i> spp. <i>P. clarkii</i> <i>T. scripta</i>	Amenaza ecosistemas	Ecosistemas	5%	77%	23%	Doñana Alrededores Huelva-Sevilla	Universitario	900-1500 €

⁸ Porcentaje de usuarios dentro de cada categoría.

⁹ Especies elegidas a priori en más de un 10% por cada categoría.

¹⁰ Especies elegidas en más de un 50% de los usuarios de cada categoría.

¹¹ El derecho que tienen a existir especies que se encuentran amenazadas por las EEI.

Tabla 5. Resumen de las variables utilizadas en el modelo Probit.

VARIABLE	PROBIT ERRAD.	PROBIT PREV.	MEDIA	DESV. EST.	DESCRIPCIÓN
SIGNIFIC. EEI	✓	✓	0,71	0,45	Conocimiento significado de EEI: 1: sí conoce 0: no conoce
CONOC. EEI	✓		1,01	1,45	Número de EEI que conoce.
ONG	✓	✓	0,14	0,35	Si pertenece a ONG ambiental: 1: sí pertenece 0: no pertenece
ENPs	✓		0,55	0,50	Visita otro ENP en el año 2006 1: sí ha visitado 0: no ha visitado
Nº ENPs		✓	1,34	2,66	Nº ENPs visitados en año 2006
ESTUDIOS	✓		3,131	0,96	Nivel de estudios: 1: ningunos 2: primarios 3: secundarios/bachillerato 4: universitarios
EDAD	✓	✓	40,25	13,24	Edad (años)
ACTITUD	✓	✓	2,65	0,64	Actitud del encuestado: 1: poco dispuesto 2: indiferente 3: buena

Tabla 6. Resultados de la regresión Probit para erradicar y controlar EEI (PROBIT-ERRADICAR) y para evitar futuras introducciones (PROBIT-PREVENIR).

Variable	PROBIT-ERRADICAR		PROBIT-PREVENIR	
	Coefficiente	β / error	Coefficiente	β / error
SIGNIFIC. EEI	-0,176	-0,891	0,052	0,303
CONOC. EEI	0,057	0,890		
ONG	-0,325	-1,231	-0,352*	-1,384
ENPs	0,360*	1,810		
Nº ENPs			-0,050	-1,303
ESTUDIOS	0,049	0,638		
EDAD	0,014**	2,788	0,009*	1,906
ACTITUD	-0,337**	-3,198	-0,149*	-1,849
Log máxima verosimilitud	-182,21		-184,75	
% predicciones correctas	70%		91%	
Chi-cuadrado	18,38		12,08	
Grados de libertad	6		5	
Nivel de significación	$\alpha < 0,05$		$\alpha < 0,05$	
Variable dependiente:	<i>Respuesta protesta</i>		<i>Respuesta protesta</i>	
	N=267		N=267	

** Nivel de significación $P \leq 0,05$

* Nivel de significación $P \leq 0,10$

Tabla 7. Variables utilizadas para explicar la DAP en el escenario de erradicar y controlar a las EEI y para prevenir futuras introducciones.

VARIABLE	TOBIT ERRAD	TOBIT PREV.	MEDIA	DESV. EST.	DESCRIPCIÓN
SIGNIFIC. EEI	✓	✓	0,71	0,45	Conocimiento significado de EEI: 1: sí conoce 0: no conoce
TRAERÍA EEI	✓	✓	0,20	0,40	Disposición a introducir una EEI: 1: sí introduciría 0: no introduciría
ONG	✓	✓	0,14	0,34	Pertenece a ONG ambiental: 1: sí pertenece 0: no pertenece
ENPs	✓	✓	0,55	0,49	Visita otro ENP en el año 2006
ESTUDIOS	✓	✓	3,131	0,96	Nivel de estudios: 1: ningunos 2: primarios 3: secundarios/bachillerato 4: universitarios
EDAD	✓	✓	40,25	13,24	Edad (años)
INGRESOS	✓	✓	2,42	1,36	Ingresos familiares mensuales: 1: <900€ 2: 900-1500€ 3: 1500-2100€ 4: 2100-2700€ 5: 2700-3300€ 6: >3300€
MIEMBROS FAMILIA	✓	✓	1,48	1,11	Número de miembros presentes en el hogar entre los que se reparten los ingresos mensuales.
SEXO	✓	✓	0,62	0,48	Sexo del encuestado: 0: sexo femenino 1: sexo masculino
ACTITUD	✓		2,65	0,64	Actitud del encuestado: 1: poco dispuesto 2: indiferente 3: buena

Tabla 8. Resultados de la regresión Tobit para erradicar EEI (TOBIT-ERRADICAR) y para evitar futuras introducciones de especies (TOBIT-PREVENIR).

Variable	TOBIT-ERRADICAR		TOBIT-PREVENIR	
	Coefficiente	β / error	Coefficiente	β / error
SIGNIFIC. EEI	18,41	17,80	10,60	0,716
TRAERÍA EEI	-32,81*	21,25	-25,51*	-1,45
ONG	33,93*	21,07	45,25**	2,66
ENPs	-19,41	16,42	-2,25	-0,17
ESTUDIOS	-11,84	8,12	-3,86	-0,73
EDAD	-1,30**	0,57	-1,13**	-2,43
INGRESOS	11,17*	6,51	11,23**	2,18
MIEMBROS FAMILIA	-7,98	7,10	-1,67	-0,29
SEXO	-28,15*	15,47	-28,26**	-2,22
ACTITUD	26,54**	10,98		
σ	101,01	8,39	76,08	9,23
Log likelihood	-691.887		-459,532	
DAP media (€)	30,88		14,11	
Intervalo confianza 95%	29, 4-32,4		13,1-15,1	
Variable dependiente:	<i>DAP erradicar</i>		<i>DAP prevenir</i>	
	N=262		N=263	

** Nivel de significación $P \leq 0,05$

* Nivel de significación $P \leq 0,10$

Tabla 9. Resultados del test estadístico ANOVA para la DAP por categorías de usuarios. (Desviación estándar entre paréntesis).

Tipos de usuarios	N	DAP TRUNCADA- ERRADICAR	DAP TRUNCADA- PREVENIR
		<i>Media en €</i>	<i>Media en €</i>
Aprovechamiento	33	19,77 (10,32)	12,86 (6,89)
Turismo casual	46	30,66 (12,90)	14,87 (9,16)
Turismo ocasional	67	29,20 (10,58)	14,58 (7,61)
Turismo especializado	57	34,33 (11,00)	12,61 (6,24)
Gestión/conservación	58	35,73 (20,85)	14,57 (9,41)
	F	11,97**	0,88

** Nivel de significación $P \leq 0,05$

Figura 1. Mecanismos por los que las interacciones inter-específicas afectan sobre el funcionamiento del ecosistema (A-D) y mecanismos por los que las características específicas de las especies afectan sobre el funcionamiento del ecosistema mediante el impacto directo en las condiciones geóticas (E y F).

Modificado de Chapin *et al.* (2000).

La introducción de EEI tiene repercusión sobre las relaciones inter-específicas en Doñana: (A) Mutualismo: la introducción de *Gomphocarpus fruticosus* facilitó que la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) apareciera en Doñana (Foto de Fernández Haeger, J.). (B) Competencia: *Linepithema humile* desplaza a otras especies de hormigas con similares requerimientos ecológicos (Foto de Carpintero, S.) y (C) *Trachemys scripta* desplaza a las especies autóctonas de galápagos en Doñana. (Foto de Díaz Paniagua, M.C.). (D) La introducción del cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) ha supuesto un impacto sobre las redes tróficas (Foto de Alcorlo, P.).

Figura 2. Marco conceptual de la valoración económica de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas que generan.

Figura 3. Área de estudio y puntos de muestreo.

Figura 4. Aproximación multi-escalar para el análisis de los usos de los servicios de los ecosistemas en Doñana. Se observa que mientras el sector aprovechamientos se beneficia principalmente de los servicios de aprovisionamiento (arroz, cangrejo, agricultura, apicultura, coquina, pesca litoral y pesca de anguila y camarón en el estuario), el sector turismo se beneficia principalmente de los servicios culturales (experiencia estética, recreación, educativos-interpretativos, etc.) y por último, el grupo de usuarios dedicados a la gestión/ conservación valoran principalmente los servicios de regulación proporcionados por los espacios naturales protegidos (mantenimiento de clima saludable, disponibilidad de agua pura, etc.). Las flechas ofrecen una aproximación a tres escalas: local, regional e internacional de cada uno de los usuarios de los servicios de los ecosistemas de Doñana. Así por ejemplo mientras que la pesca del camarón tiene repercusión a nivel local (pescadores de la comarca de Doñana), la explotación del cangrejo rojo americano implica a usuarios de las tres escalas (pescadores de cangrejo, cooperativas del procesado del cangrejo, exportación, etc.).

Figura 5. Clasificación de los tipos de usuarios de los servicios de los ecosistemas en Doñana. (a) Análisis de conglomerados jerárquico. (b) Análisis factorial (varianza acumulada 81%) de la población encuestada.

Figura 6. Las especies exóticas como concepto socialmente dinámico.

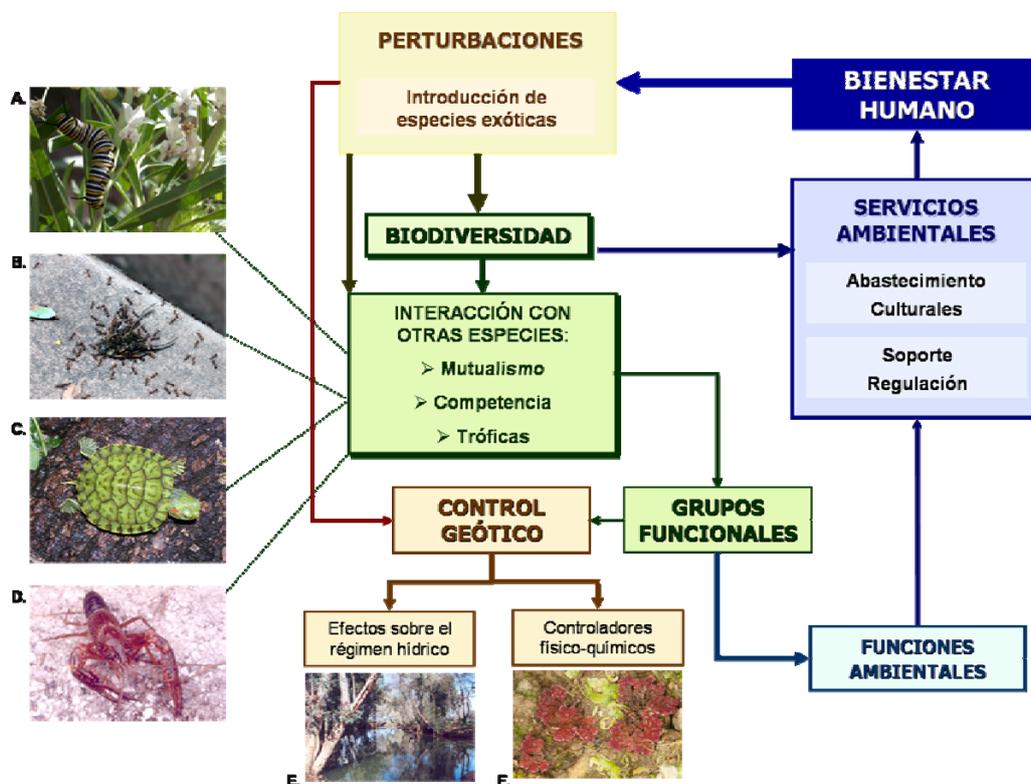
Figura 7. (a) Especies reconocidas como EEI en Doñana, *a priori*. (b) Programas de información pública sobre algunas de las EEI en Doñana. A la izquierda fotografía de un cartel en Cuesta Maneli del Plan Andaluz de Especies Invasoras (Junta de Andalucía) sobre el impacto de *C. edulis*. A la derecha fotografía del programa de información y educación ambiental del Parque Nacional de Doñana sobre el peligro de soltar *T. scripta* en Doñana.

Figura 8. Percepción social sobre las especies que generan más impacto en los ecosistemas de Doñana (a) para todos los usuarios (b) por categorías de usuarios.

Figura 9, Motivos por los que luchar contra las EEI de Doñana.

Figura 10. Tipos de valor percibidos como importantes y valorados en el mercado hipotético por los distintos tipos de usuarios.

Figura 1. Mecanismos por los que las interacciones inter-específicas afectan sobre el funcionamiento del ecosistema A-D) y mecanismos por los que las características específicas de las especies afectan sobre el funcionamiento del ecosistema mediante el impacto directo en las condiciones geóicas (E y F). Modificado de Chapin *et al.* (2000).



La introducción de EEI tiene repercusión sobre las relaciones inter-específicas en Doñana: (A) Mutualismo: la introducción de *Gomphocarpus fruticosus* facilitó que la mariposa monarca (*Danaus plexippus*) apareciera en Doñana (Foto de Fernández Haeger, J.). (B) Competencia: *Linepithema humile* desplaza a otras especies de hormigas con similares requerimientos ecológicos (Foto de Carpintero, S.) y (C) *Trachemys scripta* desplaza a las especies autóctonas de galápagos en Doñana. (Foto de Díaz Paniagua, M.C.). (D) La introducción del cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) ha supuesto un impacto sobre las redes tróficas.

Figura 2. Marco conceptual de la valoración económica de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas.

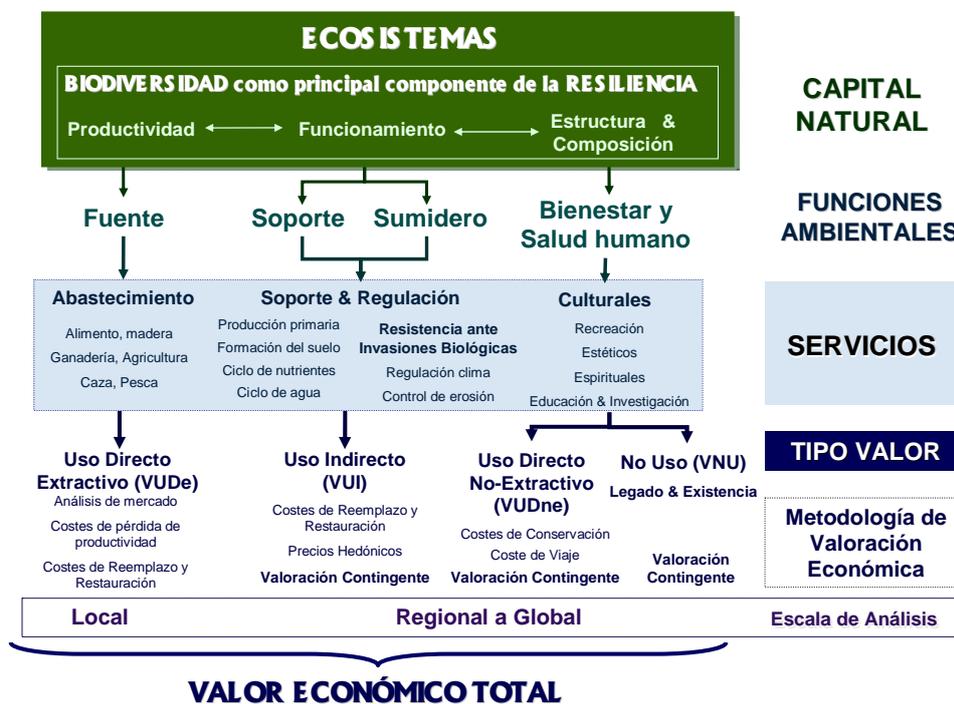


Figura 3. Área de estudio y localización de los puntos de muestreo.

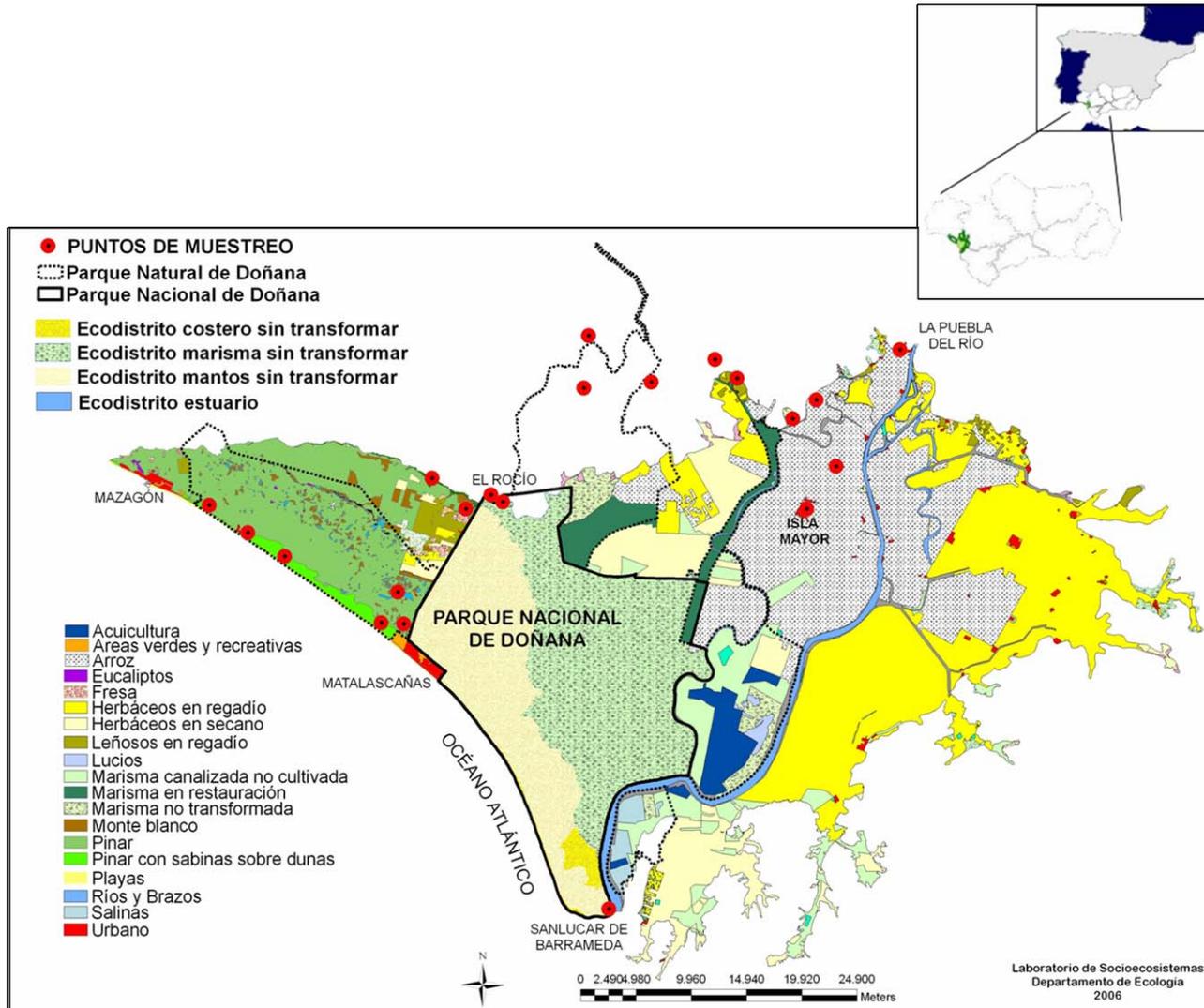


Figura 4. Aproximación multi-escalar para el análisis de los usos de los servicios de los ecosistemas en Doñana. Se observa que mientras el sector aprovechamientos se beneficia principalmente de los servicios de aprovisionamiento (arroz, cangrejo, agricultura, apicultura, coquina, pesca litoral y pesca de anguila y camarón en el estuario), el sector turismo se beneficia principalmente de los servicios culturales (experiencia estética, recreación, educativos-interpretativos, etc.) y por último, el grupo de usuarios dedicados a la gestión/ conservación valoran principalmente los servicios de regulación proporcionados por los espacios naturales protegidos (mantenimiento de clima saludable, disponibilidad de agua pura, etc.). Las flechas ofrecen una aproximación a tres escalas: local, regional e internacional de cada uno de los usuarios de los servicios de los ecosistemas de Doñana. Así por ejemplo mientras que la pesca del camarón tiene repercusión a nivel local (pescadores de la comarca de Doñana), la explotación del cangrejo rojo americano implica a usuarios de las tres escalas (pescadores de cangrejo, cooperativas del procesado del cangrejo, exportación, etc.).

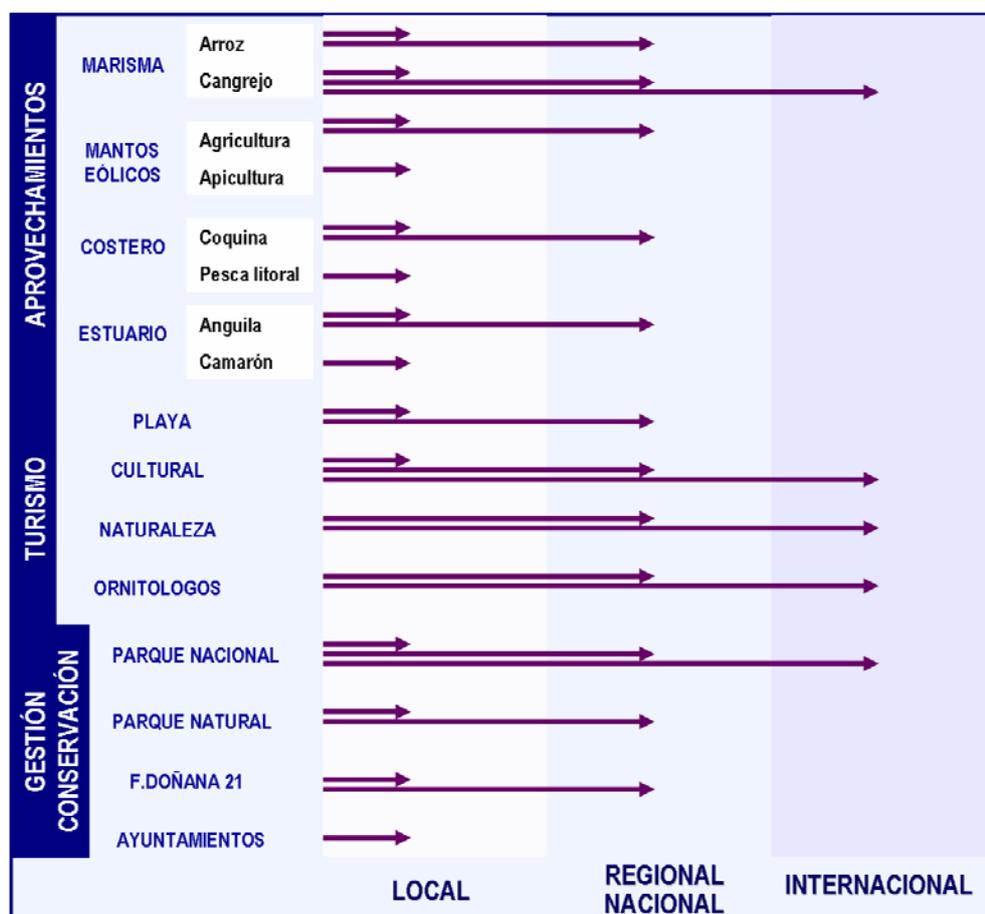
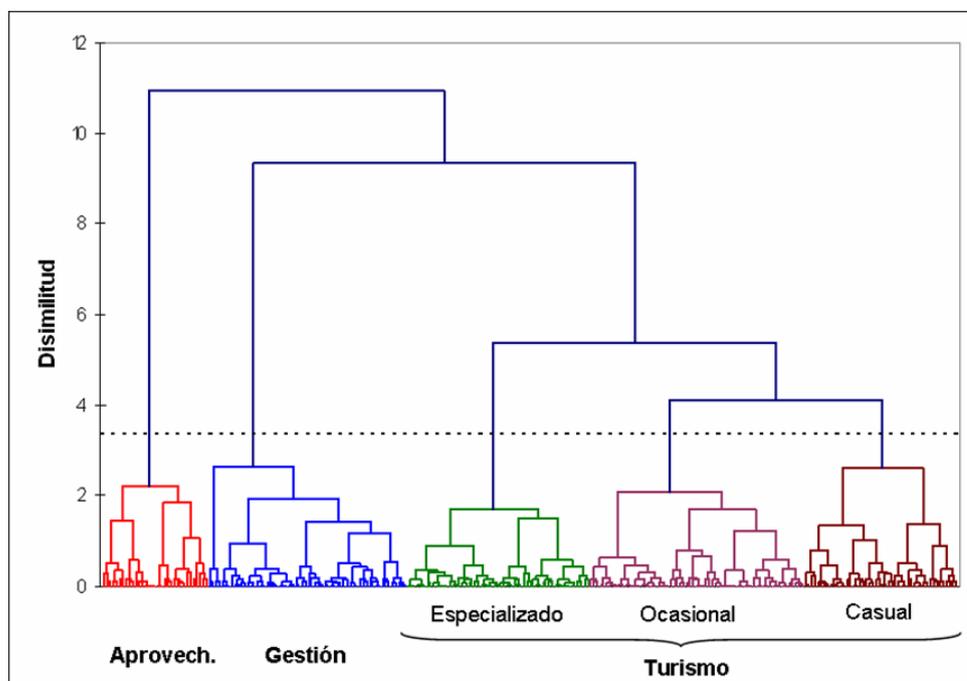


Figura 5. Clasificación de los tipos de usuarios de los servicios de los ecosistemas en Doñana. (a) Análisis de conglomerados jerárquico. (b) Análisis factorial (varianza acumulada 81%) de la población encuestada.

a)



b)

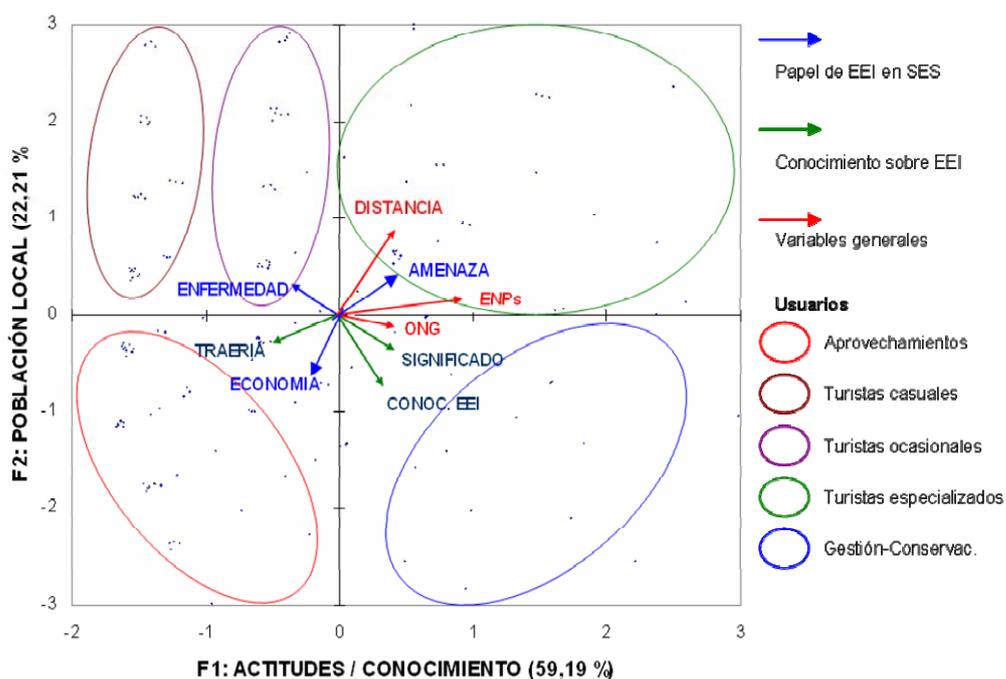


Figura 6. Las especies exóticas como concepto socialmente dinámico.

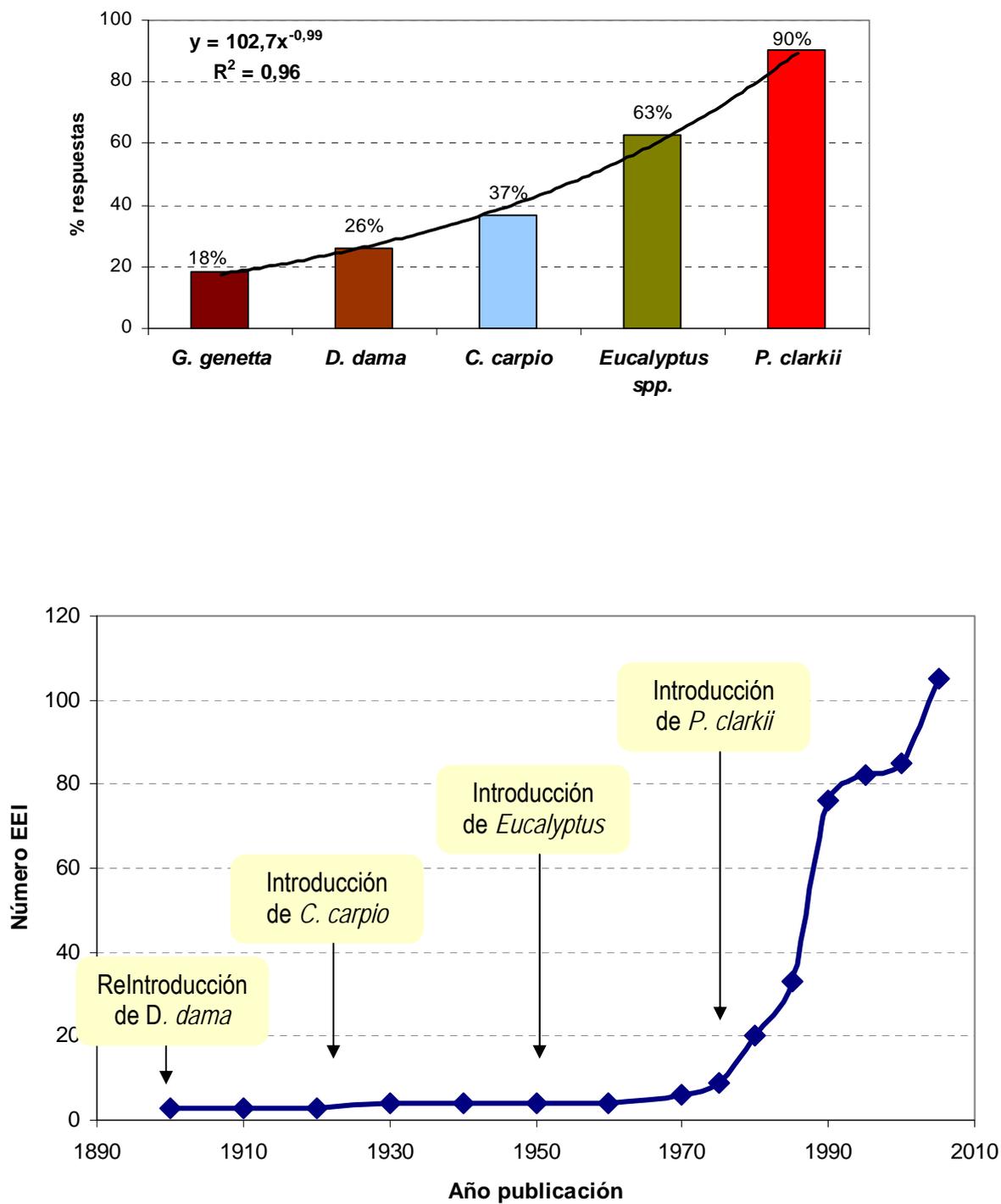
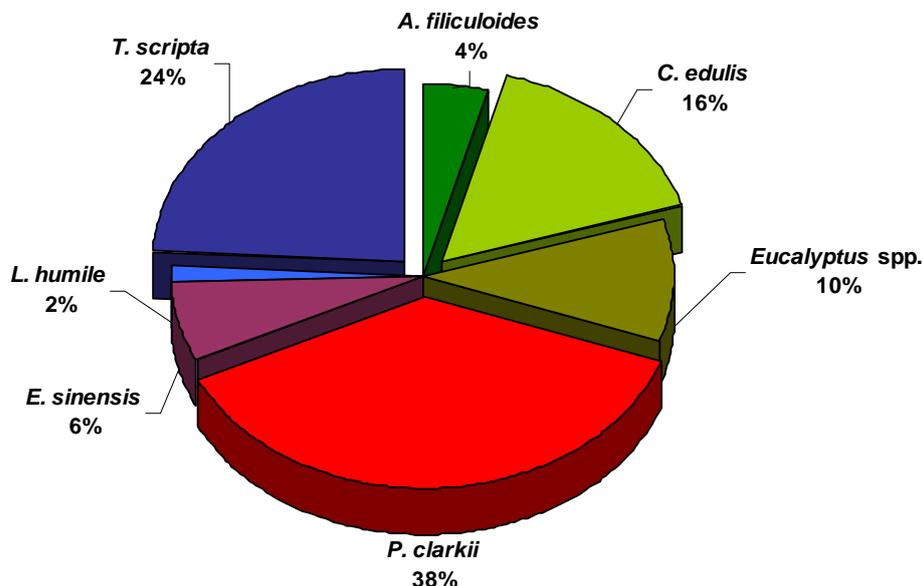


Figura 7. (a) Especies reconocidas como EEI en Doñana, *a priori*. (b) Programas de información pública sobre algunas de las EEI en Doñana. A la izquierda fotografía de un cartel en Cuesta Maneli del Plan Andaluz de Especies Invasoras (Junta de Andalucía) sobre el impacto de *C. edulis*. A la derecha fotografía del programa de información y educación ambiental del Parque Nacional de Doñana sobre el peligro de soltar *T. scripta* en Doñana.

a)



b)



Figura 8. Percepción social sobre las especies que generan más impacto en los ecosistemas de Doñana (a) para todos los usuarios (b) por categorías de usuarios.

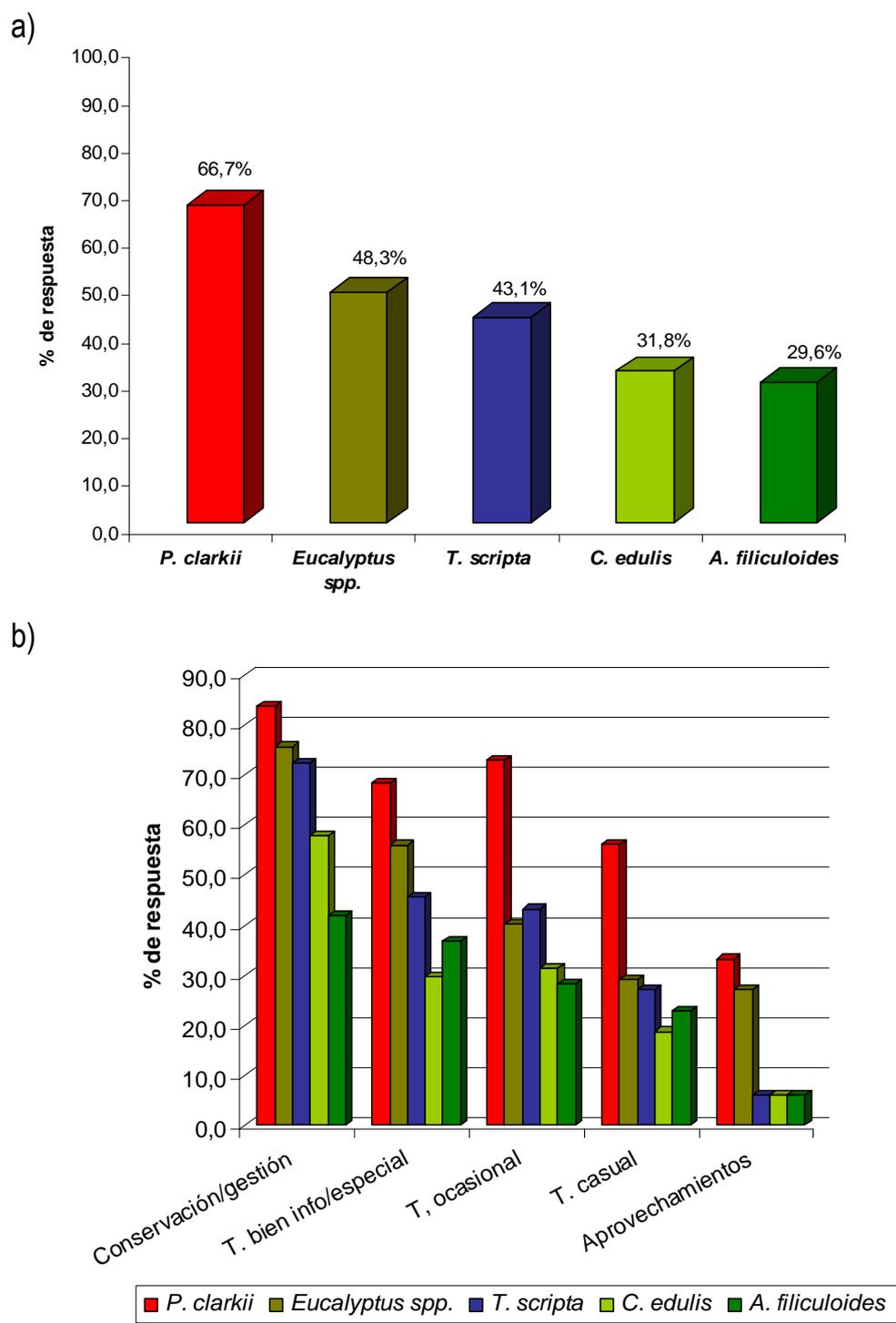


Figura 9. Motivos por los que luchar contra las EEI de Doñana.

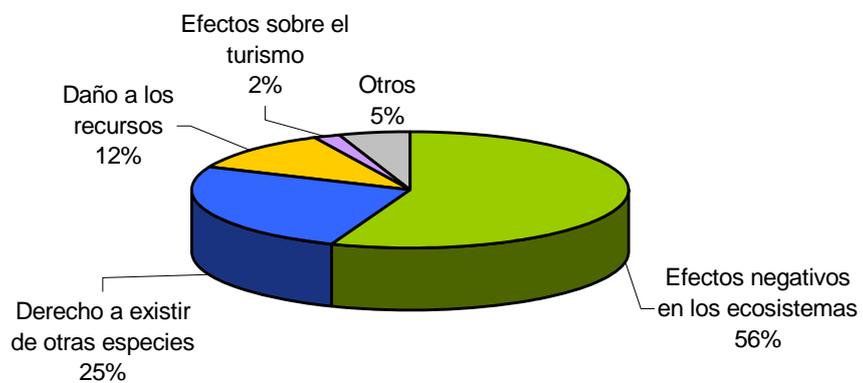


Figura 10. Tipos de valor percibidos como importantes y valorados en el mercado hipotético por los distintos tipos de usuarios.

