

«Rentabilidad social de la protección de la naturaleza. El caso de las Illas Cíes y sus atributos»

En este trabajo se realiza un análisis de eficiencia de la intervención pública en un parque natural. Frente al contexto habitual de cuantificar con el método de valoración contingente el valor que representa el parque para los visitantes, aquí definimos un novedoso escenario de mercado hipotético que recoge tanto el conjunto de los beneficios de la intervención pública en ese entorno, como el de cada uno de sus atributos por separado. Se utiliza el formato de pregunta cerrada con seguimiento para aprovechar la información de la segunda respuesta, en el caso que ambas respuestas puedan considerarse iguales, y únicamente la de la primera cuando ambas difieren. Trabajamos con una muestra de visitantes y otra de no visitantes. Los resultados señalan una importante rentabilidad social, con unos beneficios sociales que superan en 8,2 veces a los costes actuales de gestión. Además, el análisis realizado ilustra como se puede ampliar la potencialidad del método de valoración contingente en la toma de decisiones públicas combinando una adecuada definición del escenario de valoración con información básica sobre la gestión de un parque natural.

Azterlan honetan, administrazioak parke natural batean egiten duen esku hartzeari buruzko eraginkortasun analisia egin da. Alor honetako lanetan ohikoa da parkeak bisitarien artean duen balioa zehazteko balioztapen kontingentearen metodoa erabiltzea. Hemen, ordea, balizko merkatu bat aurkezten duen eszenario berri bat definitu dugu. Metodo honek administrazioaren esku hartzeak dituen onuren guztizkoa ez ezik, ezaugarri bakoitzaren onurak bakarka ere hartzen ditu kontuan. Galdera itxiaren formatua erabili da eta erantzunari jarraitzen zaio. Horrela, bigarren erantzunaren argibideei probetxu ateratzen zaio, bi erantzunak berdintzat hartzen badira, eta lehenengo erantzunari bakarrik ezberdintzat hartzen badira. Bisitarien lagin bat eta bisitariak ez direnen beste bat erabili dira. Emaitzek gizarte mailako errentagarritasun handia adierazi dute eta gizarte onurak 8,2 aldiz handiagoak dira kudeaketaren oraingo kostuak baino. Halaber, egindako analisiak agerian uzten du nola areagotu daitekeen balioztapen kontingentearen metodoa administrazioaren erabakietan, balioztapen eszenarioaren definizio egoki bat parke natural baten kudeaketari buruzko oinarriko argibideekin konbinatuz.

In this work, the author carries out an analysis of efficiency of public interventions in natural parks. Contrary to the customary context of quantifying with a contingent method of assessment the value that the park represents for the visitors, here the authors define a novel hypothetical market scenario that collects both the benefits of public intervention in that environment, and a separate analysis of each of its attributes. A closed question and follow-up format is used to take advantage the information from the second answer, in those cases in which both answers could be considered equal, and only that from the first answer when both answers differ. The author works with a sample of visitors and a sample of non-visitors. The results denote a considerable social profitability, with certain social benefits that are 8.2 times bigger than current management costs. Furthermore, the analysis carried out illustrates how the potential of the method of contingent assessment can be amplified in public decision-making by combining an adequate definition of the stage of valuation with basic information on the management of a natural park.

ÍNDICE

1. Introducción
 2. Metodología: la valoración contingente y el análisis coste-beneficio
 3. El análisis coste-beneficio del mantenimiento y conservación del parque natural Illas Cíes
 4. Análisis coste-beneficio de los atributos del parque natural
 5. Conclusiones
- Referencias bibliográficas
Anexo

Palabras clave: Medio ambiente, rentabilidad social, gestión de recursos naturales, parques naturales, valoración contingente, análisis coste-beneficio.

Clasificación JEL: H4, Q2, C1

1. INTRODUCCIÓN

El paulatino desarrollo económico de los países desarrollados, generalmente, ha estado asociado a la intensificación de un importante proceso de concentración urbana de sus poblaciones. Un aspecto negativo de estos procesos de urbanización es la gradual escasez de bienes y servicios derivados del medio natural. Dada su gratuidad, y a pesar de dicha escasez, estos bienes soportan un elevado grado de sobreexplotación, de tal forma que los ciudadanos, a título individual, pueden obtener bienestar utilizando cantidades adicionales de los

mismos y no realizando, al mismo tiempo, acciones para conservarlos. Lógicamente este hecho no permite maximizar el bienestar social (Giménez y González, 2001)

En esta situación se hacen necesarias intervenciones de las administraciones públicas para contrarrestar aquel descenso en el stock pero, también, para cubrir las crecientes demandas de una sociedad que ha alcanzado ya un cierto grado de desarrollo y ha visto mejorar su nivel de renta. En esta línea, y a pesar de las políticas de austeridad en las cuentas públicas durante las décadas de los ochenta y noventa, asistimos en nuestro país a un crecimiento de la intervención en el ámbito medioambiental tanto a nivel estatal como autonómico e incluso local. Uno de los instrumentos más utilizados es regular parte

* Agradecemos las sugerencias de Javier Gúrpi-de y un evaluador anónimo. Los errores que se pudieran detectar se deben exclusivamente a los autores. El proceso de recogida de información para la estimación de beneficios fue financiado por el Instituto de Estudios Económicos de Galicia y la Universidad de Vigo.

del territorio bajo diferentes figuras de protección con el objetivo de conservar valores escasos del patrimonio natural. Baste decir como ejemplos que en España, desde 1987 a 1995, el gasto público en Parques Nacionales se multiplicó por cinco y el número de visitantes pasó de 2,6 a 8,5 millones; por su parte en la Unión Europea aparecen los primeros fondos específicos de protección de la naturaleza (ACE, AC-NAT, LIFE), las directivas (79/409; 92/43 y 97/62) que define figuras de protección supranacional (Zonas de Especial Protección de Aves-ZEPAS; Lugares de Interés Comunitario-LICS y fondos medioambientales asociados a otras actuaciones de la Unión (PAC, Fondos Estructurales, Fondo de Cohesión e Iniciativas Comunitarias). Actualmente está en proceso de ejecución una ampliación ambiciosa de protección del patrimonio natural europeo con la Red Natura 2000.

En este contexto no debiera extrañar que desde la economía se pretenda analizar la producción pública del bien patrimonio natural. Desde una perspectiva económica es razonable exigir que se justifique el gasto público en patrimonio natural frente a otras potenciales demandas sociales, es decir, la intervención pública debiera ser socialmente eficiente en el sentido que el output generado compense al menos los gastos en los que es necesario incurrir. Incluso podríamos dar un paso más valorando las alternativas o programas de intervención cuyos beneficios superan los costes sociales para jerarquizarlos en función de la relación entre ambas magnitudes.

En definitiva, desde el punto de vista económico, las diferentes intervenciones deberían legitimarse mediante un análisis de bienestar social y para ello es imprescindible conocer cuales son los costes y beneficios para la sociedad que se derivan de esas actuaciones. Este es precisamente el objetivo que nos marcamos en este trabajo, al tratar de sistematizar una información relevante para los gestores públicos que conduce a la realización de un ejercicio de análisis coste-beneficio (ACB) y con ello evaluar *ex-post* la actuación pública de conservación de un parque natural singular como es el Parque Natural de las Illas Cíes. Este tipo de análisis, realizado en contadas ocasiones (Ciscar, 1995; González Gómez y González Martínez, 1999), nos indicará en que medida los costes sociales en los que se incurre al afrontar un conjunto de inversiones y gastos de conservación y limpieza, para mantener este parque en las condiciones actuales, son compensados por los beneficios que la sociedad deriva del mismo.¹

En trabajos similares anteriores realizados en nuestro país no se utilizaron los beneficios derivados de la intervención para visitantes y no visitantes, sino únicamente los de acceso. Tampoco en la literatura se habían diferenciado los elementos o atributos de un espacio natural protegido. La cobertura de estos aspectos marca la novedad de nuestro análisis. Definido y aco-

¹ Evidentemente, de disponer de la información adecuada, se podría ser incluso más ambicioso en este estudio y plantear un análisis coste beneficio con un contenido más general en el que se computase el coste de oportunidad del territorio.

tado el objetivo de este trabajo, en el siguiente apartado presentamos la metodología utilizada haciendo una síntesis de los aspectos más relevantes del método de valoración contingente (*MVC*) y del análisis coste-beneficio (*ACB*). Posteriormente, exponemos la solución adoptada para nuestro escenario de valoración y detallamos los resultados del análisis coste-beneficio. En el apartado 4 realizamos un análisis de eficiencia para los atributos del parque y finalizamos el trabajo con unas notas a modo de conclusión.

2. METODOLOGÍA: LA VALORACIÓN CONTINGENTE Y EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

Cuando un analista se propone realizar una evaluación económica de un determinado proyecto de inversión o de una política pública que conlleve costes y beneficios necesita disponer de criterios y métodos que permitan cuantificar todos los efectos significativos que para la sociedad se derivan de esos proyectos o políticas. Generalmente, si esa cuantificación la plantea en términos monetarios acude al *ACB*, que es la técnica más recomendada para estudiar el impacto económico de implantar determinadas medidas de regulación. Ahora bien, ese intento de monetizar todos los costes y beneficios genera dificultades cuando aparecen partidas que no pasan por el mercado. No obstante, estas limitaciones se pueden superar gracias a la incorporación de técnicas de valoración de intangibles,² como

² Las técnicas más utilizadas en los trabajos aplicados son el método de los costes de viaje, propuesto inicialmente por Hotelling (Hotelling, 1947);

el método de valoración contingente, que han permitido reforzar de forma considerable la potencialidad práctica del *ACB*.

2.1. El método de valoración contingente (*MVC*)

El *MVC* se ha convertido en la principal herramienta de valoración ambiental debido principalmente a su mayor versatilidad frente a las limitaciones de las técnicas basadas en la conducta de los agentes en el mercado. Tanto en Estados Unidos como en Europa el método experimenta un importante desarrollo a partir de la década de los setenta.³ En el estado español comienza a utilizarse en la década de los noventa y se han acumulado aplicaciones a las infraestructuras públicas de transporte (Riera, 1991), a la valoración de espacios naturales protegidos (Kriström y Riera, 1997), programas sanitarios (Pinto et al. 1998) y patrimonio cultural (Díaz et al., 2000), entre otros.

El *MVC* descansa en la teoría de la utilidad. Parte de una función de utilidad ⁴

el método de los precios hedónicos, propuesto por Rosen (Rosen, 1974) y el método de valoración contingente propuesto por Davis (Davis, 1963). Los dos primeros basan la valoración en las preferencias reveladas de los individuos, mientras que en el *MVC* se determina la valoración a partir de las preferencias manifestadas.

³ En 1995 se contabilizaban ya más de 1600 aplicaciones. La UE, la Environmental Protection Agency (EPA) de Estados Unidos las autoridades medioambientales de Canadá, México y Chile en colaboración con el Banco Mundial y el programa medioambiental y económico para el sudeste asiático están elaborando una base de datos conjunta que en septiembre del 2001 incluía 562 aplicaciones del *MVC* (<http://www.evri.ec.gc.ca/evri/>).

⁴ Técnicamente, se trata de la función de utilidad indirecta que representa las preferencias individuales en función únicamente de variables exógenas al proceso de decisión de consumo.

de un individuo $U(m, z)$, donde m es la renta individual y z el nivel de un determinado flujo sin mercado, por ejemplo la superficie recreativa que proporciona un espacio natural, para determinar mediante la simulación de un mercado a través de una entrevista cuál es, por ejemplo, la disposición a pagar (*DAP*) por parte de un individuo para impedir un cambio medioambiental desde un nivel de cantidad o calidad alto a otro bajo.⁵

Al aplicar el método es necesario adoptar una serie de decisiones sobre cómo describir el cambio en el bien público que nos proponemos valorar: cómo preguntar concretamente la *DAP*, cómo hacer las encuestas y qué población de referencia elegir para el estudio. Además es necesario prestar especial atención al diseño del estudio de cara a minimizar los efectos de los sesgos potenciales sobre los resultados (Carson, Groves y Machina, 1999). En este sentido es recomendable realizar pruebas piloto con grupos reducidos buscando suministrar una información lo más exacta posible, construir un escenario de valoración que resulte creíble y evitar que se produzcan comportamientos estratégicos.

⁵ En este caso, la *DAP* se definiría como la cantidad D tal que $U(m-D, z_0) = U(m, z_1)$ donde z_0 es el nivel de superficie recreativa actual (nivel alto) y z_1 una determinada cantidad inferior o cero de superficie recreativa (nivel bajo). (Hicks, 1942; Mäler, 1974). También se podría utilizar como criterio alternativo de valoración la disposición a aceptar compensación (*DAC*). En ese caso se asumiría que el individuo tiene derecho al estado en que se encuentra actualmente el espacio recreativo y si se suministra un valor inferior sería necesario compensarle. No obstante, es habitual utilizar la *DAP* por ofrecer una valoración más conservadora.

A raíz del accidente del petrolero Exxon Valdez, y a petición de la National Oceanic and Atmospheric Administration (*NOAA*), se constituyó un grupo de expertos⁶ codirigidos por los economistas K. Arrow y R. Solow. En enero de 1993, el grupo concluyó que *El MVC genera estimaciones lo suficientemente seguras como para ser consideradas en la determinación judicial y administrativa de daños sobre los recursos naturales, incluidos valores de uso y de no uso*⁷. En su trabajo también se proponían directrices tendientes a asegurar la fiabilidad de los resultados del *MVC* como eran: la realización de encuestas personales frente a encuestas telefónicas o por correo; la utilización de un formato de pregunta cerrado⁸; la utilización de un diseño conservador (*DAP* frente a *DAC*); una adecuada descripción del bien a valorar y sus sustitutos; la realización de pruebas piloto para comprobar el funcionamiento del cuestionario; la utilización de ilustraciones y la elaboración de un informe detallado del desarrollo del trabajo.

El cuestionario, por tanto, es una pieza clave en la calidad de un estudio de valoración contingente. Según Carson (1999) una estructura correcta del mismo debe contener los siguientes elementos: una

⁶ Conocido como panel NOAA.

⁷ En el epígrafe 3.2 definimos los conceptos de valor de uso y no uso.

⁸ Con este formato el encuestado solo tiene que contestar sí o no a una *DAP* para z_0-z_1 (Bishop y Heberlein, 1979; Hanemann, 1984). Un formato alternativo bastante utilizado es el abierto, en el que se le pide al entrevistado que manifieste la cantidad que estaría dispuesto a pagar para evitar un empeoramiento (de z_0 a z_1) o garantizar una mejora (de z_1 a z_0). Este tipo de pregunta, en determinados contextos genera un elevado rechazo en las respuestas.

sección introductoria para ayudar a establecer el contexto general en el que se toman las decisiones, una descripción detallada del bien ofertado, un escenario institucional en el que se ofertará el bien, un método para determinar las preferencias del individuo respecto al bien, preguntas de control de las respuestas del individuo e información sociodemográfica del encuestado.

Actualmente la validación de los resultados es uno de los temas de investigación que más interés suscita en el *MVC*. En este caso se plantea el interrogante de si los individuos estarían realmente dispuestos a pagar las cantidades declaradas en el escenario hipotético presentado en el cuestionario. Los dos conceptos de validez más utilizados son validez convergente (*convergent validity*) y validez teórica (*theoretical validity*). El primero se verifica si las medidas de bienestar obtenidas por el *MVC* son semejantes a aquellas proporcionadas por otros métodos de valoración (Hanley, 1998). Con el segundo se analiza el grado de consistencia entre los resultados de valoración contingente y las expectativas teóricas. De esta forma, en la mayoría de las aplicaciones de valoración contingente que se realizan hoy en día se emplea una regresión econométrica entre la disposición al pago declarada y una serie de variables explicativas que, al menos teóricamente, se consideran determinantes.⁹ La

validez se juzga en función del cumplimiento de los signos esperados, de la significatividad estadística de los coeficientes estimados y de algún criterio de bondad de ajuste (por ejemplo, R^2 o porcentaje de aciertos).

2.2. El análisis coste-beneficio (ACB)

Como es conocido, el *ACB* es una de las técnicas con mayor tradición para orientar desde una perspectiva económica la toma de decisiones en el ámbito público. Ya desde los años sesenta diversos organismos en los Estados Unidos obligaban a que la realización de ciertos proyectos públicos fuese precedida de un análisis coste-beneficio. A partir de 1981 se viene aplicando esta técnica de forma generalizada para evaluar nuevas regulaciones bajo la *Executive Order 12291*. En Europa comienza a ser utilizada en la década de los sesenta para evaluar la construcción de infraestructuras.

Los primeros estudios realizados con esta técnica se centraban en la valoración de aquellos componentes que tuviesen algún tipo de presencia en el mercado, sin incorporar en el análisis valoraciones de bienes sin mercado. En el caso concreto de los bienes medioambientales, éstos empiezan a tenerse en cuenta a partir de la década de los setenta aplicando dentro del *ACB* el procedimiento de valoración contingente a *Areas of*

⁹ Para el caso de aplicaciones con pregunta abierta se suele utilizar una regresión lineal y, para aquellas con pregunta cerrada o dicotómica, los modelos logit-probit. Sin embargo, la elección discrecional de una determinada relación funcional

puede originar efectos significativos sobre los resultados de valoración obtenidos a partir de una misma muestra (Hanemann y Kanninen 1999). El anexo recoge los resultados de la estimación de la DAP para la aplicación al Parque Natural de las "Illas Cies" con distintos modelos.

Water and Sewerage Management, Coastal defence y Afforestation. En la actualidad en la mayoría de países de nuestro entorno se sigue insistiendo en la conveniencia de estos estudios, pero se avanza lentamente en los requerimientos legales para su realización.¹⁰

En la práctica, cuando se decide aplicar esta técnica generalmente, se parte de la consideración de que llevar a cabo una alternativa supone tener que renunciar a otras (hay un coste de oportunidad). Esto exige identificar y valorar *monetariamente* los flujos de costes y beneficios asociados a cada una de las alternativas, de tal forma que calculando la diferencia entre estos flujos se pueda elegir la mejor.

Si bien todo proceso de evaluación económica se ha de ajustar a las especificidades de la actividad que se analiza, así como a la naturaleza de la actuación que se somete a estudio, hay ciertas etapas que se deben completar independientemente de los detalles concretos del programa que se evalúa (De Rus, 2001). Estas etapas son:

- Concretar alternativas y comparar el proyecto con alternativas relevantes.
- Identificar y cuantificar los costes y beneficios de cada alternativa.
- Agregar los costes y beneficios.

¹⁰ Ciertos proyectos como los de infraestructuras deben someterse a evaluación de impacto ambiental pero en la práctica éste casi nunca se cuantifica monetariamente, quedando en una mera descripción de algunos efectos sobre la flora y fauna afectada.

- Interpretar los resultados y plantear criterios de decisión.

Abordar cada una de las fases supone resolver determinados problemas. Así, cuando analizamos un proyecto o una actuación pública, antes de recoger datos y aplicar técnicas de evaluación debemos fijar una situación de referencia que sirva de punto de comparación con la actuación que vamos analizar. Generalmente esa alternativa viene dada por un escenario *sin proyecto*, caracterizado por posibles cambios derivados de la propia naturaleza de la instalación, obra o política de que se trate. Esta situación de partida se compara con los cambios de un escenario *con proyecto*, donde, a su vez, puede haber disponibles varias alternativas para conseguir un mismo objetivo.

Otro obstáculo a superar viene derivado del hecho de que cuando se estudia cada una de esas alternativas desde una perspectiva social debemos interesarnos por un rango más amplio de consecuencias que las meramente financieras. Es decir, debemos cuantificar monetariamente las ventajas y desventajas sociales que conlleva el programa con independencia de que se traduzcan o no en ingresos o pagos, con lo que, en buena parte de las evaluaciones, estamos obligados a completar la valoración de bienes de mercado con valoración de bienes sin mercado, acudiendo a procedimientos como los descritos en el apartado anterior.

Además, la agregación de costes y beneficios que se producen a lo largo del

tiempo requiere actualizar los valores futuros a una tasa de descuento que tenga en cuenta consideraciones sociales, y que incorpore la preocupación no sólo por el bienestar de las generaciones presentes sino también por las futuras. Para este cometido teóricamente se acude a la tasa a la que la comunidad está dispuesta a ceder consumo presente por consumo futuro o alternativamente, al tipo de rendimiento no obtenido a causa de la no-realización de la actividad desplazada por la efectivamente realizada¹¹.

Una vez homogeneizados los flujos de rendimientos (beneficios - costes), que se producen en distintos periodos de tiempo (R_0 , R_1 , ..., R_n) su rentabilidad generalmente se determina calculando el valor actual neto (*VAN*):

$$VAN = -R_0 + \sum_{t=1}^n R_{(t)} (1+i)^{-t}$$

En este caso se considera que el proyecto mejora el bienestar social si su *VAN* es positivo. Esta consideración también se puede hacer si la tasa interna de rendimiento, que es aquella tasa que hace que el *VAN* se anule, supera a la tasa de descuento social i o, alternativamente, si el ratio beneficio/coste es mayor que la unidad.

Adicionalmente debemos tener en cuenta la posible ausencia de información –en condiciones de certidumbre– sobre los valores que puede tomar una de-

terminada variable y los efectos distributivos generados. La situación de riesgo se puede incorporar en el análisis estableciendo una prima sobre la tasa de descuento, determinando el equivalente monetario cierto,¹² o planteando análisis de sensibilidad. Por su parte, los efectos distributivos requerirían establecer ponderaciones para diferentes colectivos que reflejen la aversión a la desigualdad presente en la sociedad.

Una vez detalladas cada una de las fases que componen un ejercicio *ACB* estamos en condiciones de concretarlas en nuestro caso de estudio para cumplir con el objetivo de nuestro trabajo que es conocer si los recursos públicos que se destinan a una forma de intervención pública de carácter regulatorio, como es la declaración del parque natural “Illas Cíes” (*PNC*), responden a las preferencias sociales y, en consecuencia, se puede considerar una actuación eficiente.

3. EL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO DEL MANTENIMIENTO Y CONSERVACIÓN DEL PARQUE NATURAL ILLAS CÍES

Como ya comentamos, la declaración de un espacio natural como el que sometemos a estudio, tiene por objetivo prestar especial atención a la oferta de ciertos recursos medioambientales con la característica de bienes públicos que el mercado no remunera, entre ellas proteger la flora y la fauna y crear infraestructura recreativa.

¹¹ A efectos prácticos, una buena opción para solventar la actualización del flujo de costes y beneficios es fijar como referencia para la tasa de descuento social el tipo de interés de la deuda pública a largo plazo y sobre éste plantear un análisis de sensibilidad.

¹² Refleja la cantidad de renta que se le debe garantizar a un individuo (gestor público) para que se muestre indiferente entre una alternativa en condiciones de certeza y otra de naturaleza incierta.

La ejecución de medidas encaminadas a este fin traslada unos costes tanto a la administración como a posibles propietarios de terrenos situados en ese entorno. Como contrapartida la sociedad recibe unos beneficios en forma de disfrute o de opción de uso de unos bienes públicos, como son las áreas de esparcimiento. Ante esta situación parece razonable que un gestor público se plantee si los costes sociales son compensados por los beneficios que pueda derivar la sociedad. Para dar respuesta a esa inquietud planteamos a continuación un ejercicio *ACB* siguiendo las etapas comentadas en el epígrafe anterior.

En este caso, como realizamos una evaluación *ex-post*, planteamos una comparación entre las dos alternativas más relevantes: La primera define un escenario caracterizado por la ausencia de intervención, donde asumimos una evolución relativamente pesimista para el entorno que, en cualquier caso, se puede relajar. Así, consideramos que, con la carencia de recursos para mantenimiento y limpieza, la degradación del *PNC* sería tal que el número de visitantes se reduciría a cero en las dos próximas décadas con una tasa de disminución de visitas constante. Por su parte, la segunda alternativa refleja la situación actual donde, con la declaración de parque natural, la administración afronta una serie de inversiones y gastos, y consigue con ello preservar para los visitantes y no visitantes una determinada calidad ambiental.¹³

¹³ Si estuviésemos en presencia de bienes tangibles, se podría ampliar el conjunto de alternativas a valorar estableciendo escenarios con distintos niveles de conservación y limpieza del entorno para,

Una vez definidas y delimitadas las dos alternativas procedemos a compararlas para, en última instancia, señalar con cual de las dos contribuye a un mayor bienestar social. Esto nos lleva a continuación a identificar y valorar los costes y beneficios.

3.1. **Identificación y valoración de los costes sociales**

Siguiendo a Barberán et al. (1998), los costes sociales asociados a la gestión de un Parque Natural se pueden clasificar, según quien los soporte, en costes directos y costes indirectos. Los costes directos recaen sobre el centro gestor responsable del parque. Estos costes se concretan fundamentalmente en proporcionar una dotación de infraestructuras recreativas para atender a los visitantes y en realizar acciones regulatorias o de intervención directa tendentes a mantener o mejorar el estado de conservación de las especies más representativas o peculiares de las islas y sus hábitats. Los costes indirectos por su parte recaen tanto en otras instituciones diferentes del centro gestor como en los particulares. Estos costes se concretan en desembolsos adicionales para financiar, por ejemplo, inversiones específicas en infraestructuras (energía, transporte) o bien en pérdidas de los beneficios potenciales por limitar los usos alternativos del espacio protegido.

posteriormente, relacionar la Disposición al Pago por mantener esos niveles de conservación con cambios marginales en sus correspondientes gastos. Ahora bien, dado que esa disposición al pago procede de un mercado hipotético, resultaría complicado construir múltiples escenarios creíbles y obtener, a partir de ellos, respuestas informadas y honestas. Por este motivo, tratamos de simplificar el análisis quedándonos únicamente con dos escenarios.

Aunque los dos tipos de costes son relevantes para evaluar la rentabilidad social de un espacio natural, en la práctica resulta bastante complicado una estimación separada de los mismos. Generalmente, los costes directos se obtienen de la información presupuestaria que manejan los centros gestores. No obstante, el desglose de esta información presupuestaria no suele ser muy preciso y en algunos casos, como ocurre en las “Illas Cíes”, la clasificación y valoración no obedece a ningún criterio contable. De esta forma, es probable que puedan existir ciertos solapamientos entre costes directos e indirectos (por ejemplo en las transferencias corrientes). Por otra parte, resulta complicado encontrar en los presupuestos de otras instituciones, como pueden ser los presupuestos del Estado,

de la Comunidad Autónoma, o del Ayuntamiento de Vigo partidas que estén vinculadas con el espacio natural objeto de estudio. Esta complejidad se hace más patente cuando se trata de valorar los costes de oportunidad asociados a la limitación que impone un espacio protegido, aunque en nuestro caso de estudio esta cuestión se simplifica ya que el parque es de propiedad pública, salvo una pequeña franja privada que representa el 8% del territorio. Los componentes indirectos considerados son los costes de personal implicados en la gestión asumidos por la Consellería de Medio Ambiente, los costes del servicio de Protección de Incendios o los costes que asume el Ayuntamiento de Vigo por conceptos como son la recogida de basura o el puesto de Cruz Roja.

Cuadro nº1: **Los costes en el Parque Natural Illas Cíes (ptas. año 98)**

Gastos Corrientes de Funcionamiento	8.718.100
Información y Señalización	2.321.769
Otros Gastos (Limpiezas, reposiciones, mantenimiento, reparación)	4.331.466
Conservación y Repoblaciones	7.358.006
Inversiones y Recuperación de Instalaciones	21.624.450
TOTAL COSTES DIRECTOS	44.353.790
Servicios Contra Incendios	7.883.052
Gastos de Personal imputados a Gestión	7.091.963
Gastos por Recogida de Basura y Cruz Roja	8.219.417
TOTAL COSTES INDIRECTOS IMPUTADOS.	23.194.432
TOTAL COSTES	67.548.222

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Consellería de Medio Ambiente y Ayuntamiento de Vigo. Los costes directos corresponden a la media del período 1993-1997 y los indirectos al año 1999. En ambos casos expresados en pesetas de 1998.

Como se puede constatar en el Cuadro nº1, los costes que debe asumir la administración pública valorados a precios de mercado alcanzan un promedio de 67 millones y medio de pesetas durante el quinquenio 93-97. Buena parte de estos costes, el 32%, se concreta en la realización de inversiones y en la recuperación y rehabilitación de instalaciones. El resto de los costes se destinan a cubrir las necesidades corrientes asociadas a los objetivos de recreación y conservación que proporciona el parque. Los costes corrientes asociados a la recreación se sitúan entorno a los 15,3 millones de pesetas, lo que viene a representar el 23% del presupuesto, mientras que los costes vinculados a los aspectos de conservación absorben un promedio de 7 millones de pesetas, lo que significa un 11% de los costes totales.

Estos costes corrientes junto con la cuantía imputada de las inversiones realizadas suponen un volumen de recursos bastante considerable en relación con la superficie que tiene este parque ya que implican un coste por hectárea de 155.641 pesetas, lo que supone 10 veces el coste por ha. de los parques españoles.¹⁴ Por otra parte, si relativizamos el coste respecto al número de visitas obtenemos que en el *PNC*, el coste por visita-año es de 450 ptas., cifra algo más próxima a la que se obtiene en promedio para los *PN* españoles que es de 332 ptas.¹⁵

¹⁴ El coste medio por hectárea, obtenido de una muestra de parques nacionales del estado español, asciende a 14.168 ptas. (Pérez et al., 1998).

¹⁵ El número de visitas a los 10 parques nacionales gestionados por el Estado español en 1996 as-

Estos datos nos dan una idea de que el mantenimiento y la conservación del *PNC* son relativamente más costosos que la media de los espacios naturales, aunque no debemos olvidar que en todo caso esta magnitud de los costes debe compararse con los beneficios sociales para sacar conclusiones sobre la rentabilidad social.

3.2. Los beneficios sociales

Para determinar estos beneficios es necesario cuantificar sus dos componentes. Por un lado es necesario precisar el componente referido a la cantidad que vendrá dado por el número de los potenciales beneficiarios del parque, y por otra parte, debemos obtener el componente referido al precio, o lo que es lo mismo la disposición al pago de esos potenciales beneficiarios.

La identificación del colectivo de beneficiarios por la declaración de un parque natural, en principio, no parece excesivamente complicada. Los beneficiarios serán aquellos para los cuales este bien tiene algún valor. Esa idea parece sencilla pero el problema surge cuando nos planteamos, ¿qué tipo de valor?, ya que es posible encontrarnos con un valor de uso o con un valor de no uso. Detrás de cada uno de estos conceptos se esconden colectivos diferentes. Así en el valor de uso tendremos aquel colectivo de personas que acceden al uso del parque (visitantes), que lo consumen y que se pueden

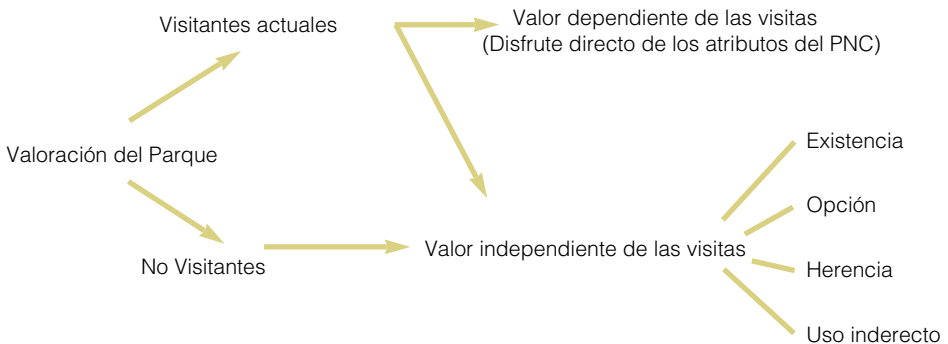
cendió a 8.123.289 y el coste medio anual del período 1990-1995 para protección y restauración a 2.700 millones de ptas./año.

ver afectados por los cambios en su oferta. Dentro del valor de no uso nos encontraremos a aquellas personas que, aunque no están utilizando ese bien en la actualidad, quisieran mantener la posibilidad de poder utilizarlo en algún momento (valor de opción) o simplemente valoran positivamente el hecho de que ese bien exista para mantener por ejemplo determinadas funciones como evitar erosión, mejorar la calidad del agua, aire o preservar el hábitat con una flora y una fauna, ser visitado por otros individuos (entre ellos familiares y amigos) y ser conservado para las generaciones futuras (valores de existencia y herencia). Estos tres últimos valores son también compartidos por los no visitantes. Naturalmente que ambos colectivos (visitantes y no visitantes)

pueden obtener adicionalmente beneficios contemplando imágenes o documentales en libros, revistas o medios de comunicación (valor de uso indirecto).

Conviene dejar claro que la decisión sobre cuál de estos valores se tiene en cuenta puede condicionar los resultados y que en muchos casos restringir el análisis a los directamente afectados (al valor de uso) supone dejar fuera una parte importante del beneficio. En nuestro caso hemos diferenciado a los beneficiarios visitantes para los que existe tanto un valor dependiente de las visitas como un valor independiente de las mismas (valor de existencia, opción, herencia o uso indirecto) y a los no visitantes que pueden derivar valor independiente de las visitas

Gráfico nº1: **Beneficios suministrados por el P.N. Illas Cíes**



Los visitantes, con valor de uso, realizan cada año aproximadamente 150.000 visitas concentradas temporalmente en Semana Santa y los meses de junio, julio, agosto y septiembre. Por tanto, aquí ya tenemos el primer dato para determinar la componente cantidad. No obstante, tal y como señalamos, esos visitantes no representarían a todo los beneficiarios, por lo que adicionalmente incorporamos beneficiarios no visitantes tomando como referencia los 240.252 hogares de la provincia de Pontevedra que es el área de influencia más próxima a este entorno natural –de forma similar a Brower y Slangen (1998) y Willis et al. (1997)–.

Para captar la disposición al pago de los visitantes por los beneficios que genera la intervención pública definimos un escenario de valoración contingente en el que confrontamos la situación actual, con un contexto que recoge el abandono de la gestión pública¹⁶, planteado de la siguiente forma:

De no encontrarse una alternativa, se puede ver en esta ilustración en que se convertirían las islas sin los recursos que se le destinan actualmente. La situación llevaría a la acumulación de basuras en las playas y otros espacios de las islas, falta de servicios de camping y mayor riesgo de incendios. El abandono de los programas de recuperación de flora y fauna acabaría con las aves y vegetación protegidas. Desaparecería la vigilancia de las normas de protección del espacio natural y llegaría la masificación y la edificación.

¹⁶ La insuficiencia de fondos para mantener la gestión pública es un escenario ya utilizado en otros trabajos (Willis y Garrod, 1994).

Ante esta disyuntiva para garantizar la situación actual: ¿hubiese pagado Ud. –al margen del coste de transporte– una entrada diaria de ptas. para acceder¹⁷ al parque teniendo bien presente que ya no dispondría de esos recursos para otros usos personales?

Utilizamos el formato de pregunta doble dicotómico. Siguiendo a Hanemann y Kanninen (1999) realizamos un diseño en etapas utilizando los resultados de etapas anteriores para optimizar el diseño en las siguientes. Partimos de los resultados de la encuesta piloto con los valores 300, 600, 900 y 1.200. Al realizar la encuesta detectamos que el rango de valores no era lo suficientemente amplio introduciendo dos nuevos valores (2.000 y 3.000). Las seis cantidades anteriores se distribuyen aleatoriamente entre los entrevistados que responden si están o no dispuestos a pagar la cuantía correspondiente para evitar el deterioro de las islas. Cuando la respuesta es positiva le proponemos la siguiente cantidad mayor y cuando es negativa la siguiente menor. Por ejemplo, si contestan afirmativamente a 600 se repite la pregunta con 900 y si contestan negativamente con 300. La respuesta negativa a 300 es seguida de una segunda pregunta con 100 y la positiva a 3.000 con 5.000 (Cuadro nº2).

¹⁷ Para no visitantes la referencia temporal y el instrumento de pago son distintos: "Ante esta disyuntiva para garantizar la situación actual: ¿Estaría Vd. Dispuesto/a a pagarptas. al año como recargo de un impuesto municipal como el de bienes inmuebles, actividades económicas o los vehículos, para evitar la degradación de las Islas, teniendo"

Cuadro n°2: **Precios de salida y secuencia**

Entrada salida	Segunda entrada (sí a entrada de salida)	Segunda entrada (no a entrada de salida)	Número de observaciones
300	600	100	80
600	900	300	102
900	1.200	600	88
1.200	2.000	900	118
2.000	3.000	1.200	98
3.000	5.000	2.000	108

El resultado son respuestas dobles de cada encuestado, que generan por cada entrada de partida cuatro intervalos en función de la secuencia de las respuestas. Así por ejemplo si la entrada de salida es de 300 y la respuesta a la primera entrada y a la segunda es negativa el intervalo se-

rá 0-100 (<100) y si la respuesta a ambos es positiva el intervalo estará comprendido entre 600 y un valor mayor (>600). En el Cuadro n°3 se muestra la participación de los distintos intervalos y el número de individuos en cada uno de ellos, diferenciando entre los seis valores de partida

Cuadro n°3: **Número de individuos y porcentajes de los distintos intervalos de valoración**

Intervalo	Número de individuos por intervalos				% por intervalos			
<100	10				12,5			
100-300	1				1,2			
<300		19				18,6		
300-600	27	3			33,7	2,9		
<600			20				22,7	
>600	42				52,5			
600-900		32	6			31,4	6,8	
<900				34				28,8
>900		48				47,0		
900-1200			27	7		30,7	5,9	
<1200				42				42,8
>1200				35				39,8
1200-2000				34	19			28,8
<2000					56			52,3
>2000				43				36,4
2000-3000				20	12			20,4
>3000					17			17,3
3000-5000					26			24,3
>5000					14			13,0

Para determinar cuando utilizar la primera respuesta del formato binario con seguimiento (Hanemann y Kanninen, 1999) o la primera y la segunda conjuntamente partimos de la siguiente consideración: en caso de inconsistencia entre ambas, estimamos los beneficios únicamente con la información de la primera¹⁸. Por el contrario, cuando la segunda respuesta es coherente con la primera, estimamos con las dos respuestas conjuntamente para aprovechar la mayor eficiencia del método dicotómico doble propuesto por Haneman y Kanninen (1991).

Los beneficios estimados también se contrastan con los derivados de otras especificaciones: no paramétrica, logit simple y consideración de asimetría (véase Anexo). Los resultados son divergentes: mientras para los no visitantes no es adecuado utilizar un modelo dicotómico doble (Hanemann y Kanninen, 1999; ecuación 11.100), para los no visitantes la incorporación de la segunda respuesta es de mucha utilidad para acotar la distribución de la disposición al pago. La dis-

posición al pago media estimada de esta forma asciende a 2.200 ptas. para visitantes y a 924 ptas. para los no visitantes de Pontevedra. Los intervalos de confianza al 95%, calculados según Krinsky y Robb (1986), son (1.963: 2.560) para visitantes y (520: 1.277) para los no visitantes.

Estos intervalos de confianza se solapan con los estimados con diferentes modelos¹⁹ que utilizan únicamente la primera cantidad propuesta: Logit básico y con otras variables explicativas distintas de la entrada propuesta (Creel, 1998); No paramétrico (Kiström, 1990) y tres modelos asimétricos –Weibull, loglogístico y lognormal– (Hanemann y Kanninen, 1999).

3.3. Resultados del ACB

Una vez delimitados los costes y beneficios anuales podemos establecer una primera aproximación a la rentabilidad social del mantenimiento y conservación del espacio natural mediante la relación entre estos dos componentes. Para proceder a este análisis presentamos distintos escenarios (Cuadro nº4):

Cuadro nº4: **Los resultados**

	Beneficios sociales			Costes Sociales	Ratio B/C
	Valoración per cápita	Número Beneficiarios	Total		
Visitantes	2.200 ptas./visita	150.000 visitas/año	330.000.000	67.500.000	4,9
No visitantes	928 ptas./hogar/año	240.252 hogares	223.000.000	67.500.000	3,3
Total			553.000.000	67.500.000	8,2

¹⁸ La segunda respuesta es menos fiable al estar influida por la primera.

¹⁹ En el anexo aparecen los resultados de estimación con estos modelos.

El cómputo de los beneficios sociales se obtiene inicialmente de la multiplicación de los visitantes por el importe de la cantidad que estarían dispuestos a pagar para su conservación en el estado actual en forma de precio de entrada. Para los costes agregamos el importe de costes directos e indirectos de los que disponemos información. El resultado que obtenemos de la comparación entre estas dos vertientes nos indica que por cada unidad monetaria gastada o invertida en este entorno, se obtiene una rentabilidad en forma de beneficio social del quíntuple (4,9 veces). El margen de oscilación del ratio beneficio/ coste, en función del intervalo de confianza estimado anteriormente para los beneficios, está entre 4,4 y 5,7 mostrando una rentabilidad superior a la que se obtiene para otros espacios protegidos de la península ibérica (González et al., 2001 y Santos, 1999). Estos datos nos revelan la alta rentabilidad social obtenida por los recursos financieros que la Administración destina para mantener ese entorno natural, ya que difícilmente se obtendrían rentabilidades mayores en inversiones alternativas.

En el caso de tomar como referencia únicamente el valor independiente de las visitas, el cómputo de los beneficios sociales alcanza los 223 M. de ptas. anuales y se obtiene de la multiplicación del número de hogares de la provincia de Pontevedra por su disposición al pago. Este dato nos indica que el planificador social podría "recaudar" esa cuantía en forma de recargo sobre un tributo local, siempre y cuando, en ausencia de otro mecanismo

de financiación, fuese destinada a garantizar el estado actual de conservación del Parque. El resultado que obtenemos ahora de la comparación entre los costes sociales y los beneficios sigue determinando una importante rentabilidad social ya que por cada unidad monetaria gastada o invertida en este entorno, se obtiene una rentabilidad en forma de beneficio social de más del triple (3,3), con una banda de oscilación entre 1,8 y 4,5.

Al agregar los beneficios de los usuarios y no usuarios, la rentabilidad social todavía se hace más evidente. Ahora el ratio beneficio / coste es 8,2 (con límites en función de los beneficios de 6,2 y 10,2), lo que supone casi duplicar este indicador respecto al escenario donde sólo se considera la valoración dependiente de las visitas. Estos resultados se sitúan en el rango de valores obtenidos para otros entornos y que van desde un ratio de 3,5 a 42,1. (Loomis, 1996) y muy cerca de los 6,9 de la aplicación seminal (Walsh y Loomis, 1984) sobre espacios naturales en Colorado.

El análisis de rentabilidad social se puede completar con una segunda aproximación que contemple una proyección temporal para los costes y beneficios tanto en la situación base, sin intervención pública, como en la situación actual donde existe un plan de actuación para la conservación y mantenimiento del parque. A partir de la diferencia de costes y beneficios entre estas dos situaciones, podremos determinar si a largo plazo el programa de actuación es eficiente frente a la no-actuación de la administración pública.

Para ello, planteamos una proyección temporal de costes y beneficios durante la vida útil estimada, que para este tipo de proyectos suele tomarse con un horizonte de 50 años. El año que tomamos como referencia inicial es 1998, ya que la valoración que permite obtener los beneficios está referida a 1998 y el importe de los costes también los situamos en pesetas del año 98. Para tener en cuenta el efecto de la inflación sobre los costes y beneficios, asumimos que los precios crecen anualmente al 3% durante el periodo 1998-2048, y en el proceso de actualización realizamos un análisis de sensibilidad con dos tasas de descuento, una más restrictiva del 8% y otra que penaliza menos los rendimientos futuros del 5%. Además,

necesitamos establecer supuestos sobre la evolución de las visitas futuras en los escenarios con y sin inversión. Para ello, sabemos que actualmente el parque tiene una tasa de visitas por ha. muy elevada y parece difícil que este número se pueda incrementar, pues esto supondría una reducción en el nivel de disfrute de los visitantes debido a congestión.²⁰ Por su parte, en el caso de que no se mantuvieran los gastos de conservación por parte de la administración asumimos que la degradación del *PNC* sería tal que el número de visitantes se reduciría a cero en las dos próximas décadas con una tasa de disminución de visitas constante, y que también se anularía el valor independiente de las visitas (Cuadro nº5).

Cuadro nº5: **Análisis Coste-Beneficio del Parque Natural Illas Cíes para Usuarios y no Usuarios** (en millones ptas. de 1998)

Año	Costes (C)	Beneficio Sin Actuación Pública	Beneficio Con Actuación Pública	Beneficio (B) Con-Sin	B- C
1998	67,50	553,00	553,00	0,00	-67,50
2000	71,61	497,70	586,68	58,67	-12,94
2005	83,02	359,45	680,12	238,04	155,03
2010	96,24	221,20	788,45	473,07	376,83
2015	111,57	82,95	914,02	776,92	665,35
2020	129,34	0,00	1.059,61	1.059,61	930,27
2025	149,94	0,00	1.228,37	1.228,37	1.078,44
2030	173,82	0,00	1.424,02	1.424,02	1.250,20
2035	201,50	0,00	1.650,83	1.650,83	1.449,33
2040	233,60	0,00	1.913,76	1.913,76	1.680,17
2045	270,80	0,00	2.218,58	2.218,58	1.947,78
2048	295,91	0,00	2.424,30	2.424,30	2.128,39

²⁰ Para evitar estos problemas de congestión, la propia legislación (artículo 13.3 de la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y

Fauna Silvestres) establece que se facilitará la entrada de visitantes con las limitaciones precisas para garantizar la protección de aquellos.

El Cuadro nº5 nos presenta, por tanto, el panorama de la evolución de los costes y beneficios de las dos situaciones analizadas, con y sin actuación pública, y nos permite conocer las pérdidas y ganancias de bienestar social que a lo largo de los años supone el mantenimiento y conservación del parque frente a la alter-

nativa de no intervención. A partir de aquí estamos en condiciones de poder agregar esta información y presentar los resultados obtenidos con los dos criterios de decisión más utilizados en el análisis coste-beneficio como son la tasa interna de rentabilidad (*TIR*) y el valor actual neto (*VAN*).

Cuadro nº6: **Tasa Interna de Rendimiento (en %) y Valor Actual Neto (en millones de ptas.)**

	TIR	VAN (5%)	VAN (8%)
Visitantes	20%	4.909	2.058
Visitantes y no visitantes	45%	10.768	5.142

A la vista de los datos del Cuadro nº6 lo primero que podemos constatar es la elevada rentabilidad social que genera el mantenimiento de este parque natural, cualquiera que sea el escenario que contemplemos. Así, en un contexto restrictivo, donde sólo tengamos en cuenta los beneficios dependientes de las visitas y en la vertiente de los costes los gastos globales que asume la administración, la tasa interna de rendimiento que se deriva de la actuación pública frente a la no-actuación alcanza el 20% en términos reales. Obviamente, este valor lo reciben los visitantes en forma de bienes públicos para el disfrute de su tiempo de ocio. La rentabilidad se hace más evidente si se incluye en el output el valor independiente de las visitas. En este caso la tasa se incrementa considerablemente hasta situarse en el 45%.

Por su parte los valores del *VAN*, que resultan de comparar la situación de intervención frente a la no-actuación pública, son altamente positivos en todos los escenarios. Así, dentro de un análisis de sensibilidad, si planteamos un escenario restrictivo, donde sólo consideremos beneficios dependientes de la visita y penalicemos los flujos que se obtienen en el futuro con una tasa de descuento próxima al tipo de interés de mercado, obtenemos un *VAN* de 2.058 millones de pesetas. Este resultado mejora si relajamos cualquiera de las dos restricciones y se multiplica por cinco si nos trasladamos a un contexto más acorde con la perspectiva social, donde contemplemos los beneficios de visitantes y no visitantes y donde actualicemos los flujos a una tasa de descuento que mejore el tratamiento de los rendimientos futuros. En definitiva, tene-

mos un criterio sensible a los valores que incorporemos y a la tasa de descuento, como no podía ser de otro modo. Ahora bien, este análisis de sensibilidad tiene la utilidad de hacernos ver que aun en el peor de los casos es recomendable la actuación pública.

4. ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO DE LOS ATRIBUTOS DEL PARQUE NATURAL

Los resultados anteriores revelan, por tanto, lo importante que resulta que la Administración destine recursos financieros para mantener ese entorno natural, ya que difícilmente se obtendrían rentabilidades mayores en inversiones alternativas. Es más, este dato podría servir de justificación para que se canalizasen más recursos hacia este Parque y subsanar con ello posibles deficiencias en su cuidado. Sin embargo, un espacio natural tiene por lo general diferentes atributos a los cuales la Administración destina fondos y de los que los individuos obtienen bienestar. En este sentido, resulta valioso conocer la rentabilidad social de los diferentes atributos, especialmente con el objetivo de indicar cuales generan un mayor output.

Metodológicamente, en la literatura de valoración de espacios naturales, está extendido el procedimiento de establecer un valor para un lugar y posteriormente pedirle a los entrevistados que lo desagreguen en valor de uso, existencia, herencia y opción (Loomis, 1996). Siguiendo este procedimiento pedíamos a los entrevistados que desagregaran el valor

de su disposición al pago entre diferentes atributos del parque: senderismo, aves y vegetación, ausencia de contaminación, playas y tranquilidad; todos ellos establecidos con el asesoramiento del equipo gestor del PNC.

La asignación de costes a los atributos la hacemos pidiendo al equipo de gestión que distribuya las partidas de gasto del período 1993-1997 entre los diferentes atributos. Las diferencias en los gastos entre atributos son reducidas porque mayoritariamente son gastos de personal, funcionamiento y construcción del centro de interpretación de la naturaleza que se asignan en partes iguales a cada atributo. Los resultados de este proceso para el conjunto de las islas en un año quedan recogidos en el Cuadro nº7.

Para ambos colectivos el atributo ausencia de contaminación es el que arroja un mayor ratio beneficio coste. El segundo atributo con mayor ratio para los visitantes es la práctica de senderismo, que ocupa el último lugar para los no visitantes. En cualquier caso, todos los atributos presentan ratios beneficio coste superiores a la unidad, por lo que cualquier dotación adicional de fondos para este entorno supone mejoras en el bienestar social. No obstante, en caso de establecer prioridades, las actuaciones deberían centrarse preferentemente, desde la óptica de los visitantes, en mantener la ausencia de contaminación, las infraestructuras de senderismo y las playas, mientras que desde la perspectiva de los no visitantes deberían, en primer lugar, destinarse también a garantizar la ausencia de con-

Cuadro nº7: **Beneficio y coste social por atributo y colectivo**

	Beneficios sociales		Costes sociales	Ratio beneficio/coste
	Por visita o hogar	Total		
VISITANTES				
Senderismo	490	73.500.000	12.745.931	5,8
Aves y vegetación	394	59.100.000	13.883.414	4,3
Ausencia de contaminación	587	88.050.000	12.745.931	6,9
Playas	392	58.800.000	11.880.374	4,9
Tranquilidad	383	57.450.000	11.880.374	
NO VISITANTES				
Senderismo	157	37.719.564	12.745.931	2,6
Aves y vegetación	168	40.362.336	13.883.414	2,9
Ausencia de contaminación	231	55.498.212	12.745.931	4,4
Playas	170	40.842.840	11.880.374	3,4
Tranquilidad	198	47.569.986	11.880.374	4,0
VISITANTES Y NO VISITANTES				
Senderismo		111.219.564	12.745.931	8,7
Aves y vegetación		99.462.336	13.883.414	7,2
Ausencia de contaminación		143.548.212	12.745.931	11,3
Playas		99.642.840	11.880.374	8,4
Tranquilidad		105.019.986	11.880.374	8,8

taminación, seguido de garantizar la tranquilidad y en tercer lugar, coincidiendo de nuevo con los visitantes a mantener las playas. Por su parte, los atributos menos reconocidos por los visitantes son los referidos a aves y por los no visitantes, los de senderismo y aves y vegetación. Considerando conjuntamente ambos grupos de beneficiarios, los atributos de mayor rentabilidad son ausencia de contaminación, seguido de tranquilidad y los menos valorados son aves y vegetación.

5. CONCLUSIONES

La creciente escasez de bienes medioambientales que no entran en la dinámica del mercado justifica la intervención pública. El objetivo de las diferentes políti-

cas públicas e instrumentos de intervención es corregir los fallos de mercado. Para ayudar a clarificar esta actuación, el análisis coste beneficio es una metodología que permiten obtener conclusiones relevantes para los gestores públicos, ya que proporciona información valiosa a cerca de la rentabilidad social de los recursos destinados a una determinada actuación pública como puede ser la declaración de un Parque Natural y permite precisar si esa intervención se ajusta a las preferencias sociales.

El Método de Valoración Contingente, perfeccionado y contrastado durante décadas por investigación en economía ambiental (Cummings et al., 1986; Mitchell y Carson, 1989; Arrow et al., 1993; Bateman

y Willis, 1999) nos permite calcular el beneficio que la sociedad deriva del parque natural de las Illas Cíes. Estos valores se incorporan al análisis coste beneficio y se hace factible la comparación de los costes en los que es necesario incurrir para la gestión de estos espacios con los beneficios derivados del output que se oferta en forma de bienes públicos. Los resultados ponen de manifiesto que la inversión realizada por la administración está económicamente justificada. Así, cuando calculamos el ratio beneficio/coste considerando solo a los usuarios obtenemos un indicador de rentabilidad de 4,9. Es decir, por cada unidad monetaria de gasto se obtiene un beneficio social de 4,9. Esta rentabilidad todavía se hace más evidente si en el proceso de valoración incorporamos a los no usuarios ya que el indicador de rentabilidad pasa a ser de 8,2. Estos resultados se corroboran cuando se plantea un análisis coste-beneficio con una proyección temporal de 50 años, obteniendo en este caso una *TIR* mínima del 20%.

Partiendo de la rentabilidad social de todos los atributos del parque, la individualización del análisis coste beneficio por atributo nos permite afirmar que desde el punto de vista de la rentabilidad social los fondos adicionales deberían destinarse preferentemente a mantener la ausencia de contaminación seguido de la tranquilidad de las islas y las infraestructuras necesarias para la práctica de senderismo. Este análisis de rentabilidad de atributos tiene especial relevancia sobre todo en aquellos espacios que tienen pendiente la elaboración o modificación del Plan de Ordenación de los Recursos Naturales, *PORN*, o del Plan Rector de Uso y Gestión, *PRUG*, que contempla la Ley 4/1989 sobre la conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna, ya que estos instrumentos deberían recoger los elementos a conservar, los límites a los usos y las actuaciones a realizar para mejorar (De Lucio, 1995).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBI, E., GONZÁLEZ-PARAMO, J.M y LÓPEZ CASANOVAS (1997). *Gestión Pública. Fundamentos, Técnicas y Casos*. Ed. Ariel Economía. Barcelona.
- ARROW, K. J. (1999). FOREWORD IN BATEMAN, I.; WILLIS, K. (eds.): *Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the CVM in the US, EU and Developing Countries*, Oxford University Press.
- ARROW, K., SOLOW, R., PORTNEY, P.R., LEAMER, E.E., RADNER, R., and SCHUMAN, H., (1993). "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation. Report to the General Counsel of the US National Oceanic and Atmospheric Administration". *Federal Register*, vol. 58 (10), pp. 4601-4614.
- BARBERÁN, R.; BARREIRO, J.; DEL SAZ, S. y PÉREZ, L. (1998). *Beneficios y costes sociales de los ENPS*, Seminario ESPARC, Villaviciosa.
- BATEMAN, I. Y WILLIS, K. (1999). *Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the CVM in the US, EU and Developing Countries*, Oxford University Press.
- BOHM, P. Y RUSSELL, C.S. (1995). *Comparative Analysis of Alternative Policy Instruments*. En Kneese A. V. e Sweeney, J.L.: *Handbook of Natural Resources and Energy Economics*.
- BROUWER, R. Y SLANGEN, L.H.G. (1998). "Contingent valuation of the public benefits of agricultural wildlife management". *European Review of Agricultural Economics*, vol. 25 pp. 53-72
- CAMPOS, P.; RIERA, P.; DE ANDRÉS, R.; URZAINQUI, E. (1996). *El valor económico total de un espacio de interés natural. La dehesa del área de Monfragüe*, en *Gestión de Espacios Naturales. La demanda de servicios recreativos*, Azqueta, D., Pérez y Pérez, L. (Eds.)
- CARSON, R. T., 1999, "Contingent Valuation: A User's Guide". Discussion Paper, 99-26, University of California at San Diego.
- CÍSCAR MARTÍNEZ, J.C. (1995). *Análisis Coste-Beneficio del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*, SGCIP-95-004. Documentos de Trabajo de la Dirección General de Planificación de la Secretaría de Estado de Hacienda del Ministerio de Economía y Hacienda, pp.33.
- COASE, R.H. (1960). "The Problem of Social Cost". *Journal of Law and Economics* 3 (3).
- CREEL, M. (1998). "A Note on Consistent Estimation of Mean WTP Using a Misspecified Logit Contingent Valuation Model". *Journal of Environmental Economics and Management*, vol. 35, nº. 3 (May), pp. 277-84.
- CUMMINGS, R. G., BROOKSHIRE, D. S. y SCHULZE, W. D. (eds.) (1986). *Valuing Environmental Goods: A State of the Arts Assessment of the Contingent Valuation Method*. Rowman and Allanheld, Totowa, New Jersey.
- DAVIS R.K. (1963). "Recreation Planning as an Economic Problem". *Natural Resources Journal*, 3, pp. 239-249.
- DE LUCIO, J. (1995). *ENPs del Estado Español. Federación de Parques Naturales y Nacionales de Europa (Sección Española)*, Madrid.
- DE RUS, G. (2001). *Análisis Coste – beneficio*. Editorial Ariel. Barcelona.
- DEL SAZ, S., and SUÁREZ, C. (1998). "El Valor de Uso Recreativo de Espacios Naturales Protegidos: Aplicación del Método de Valoración Contingente al Parque Natural de L'Albufera". *Economía Agraria*, vol. 182 (Enero-Abril), pp. 239-272.
- DÍAZ J.L., DINARÈS M., NÁJERA T., PORCAR R., RIERA P. y SALAZAR J.A. (2000). *Valuing Cultural Heritage: the Case of Sagrada Família in Barcelona*. Departamento de Economía Aplicada. Universitat de Barcelona.

- DESVOUSGES, W.H., NAUGHTON, M.C., and PARSONS, G.R. (1992). "Benefit Transfer: Conceptual Problems in Estimating Water Quality Benefits Using Existing Studies". *Water Resources Research*, vol. 28 (3), pp. 675-683.
- GIMÉNEZ E.L. y GONZÁLEZ GÓMEZ M. (2001) Efficient Allocation of Land between Productive Use and Recreational Use. Discussion Paper 054/1. Tinbergen Institute. Universiteit Rotterdam & Universiteit Amsterdam.
- GONZÁLEZ GÓMEZ, M. y GONZÁLEZ MARTÍNEZ, X.M (1998). "Eficiencia en la intervención pública medioambiental. Aplicación a un parque natural". *Revista Valenciana de Hacienda Pública*. Palau 14, nº 33, pp.73-93.
- GONZÁLEZ GÓMEZ, M., POLOMÉ, P. and PRADA BLANCO, A. (1999). Los Beneficios Derivados de las Medidas Públicas de Conservación del Parque Natural de las Islas Cíes: Preferencias Declaradas y Reveladas. Artículo presentado en el II Encuentro de Economía Aplicada, Zaragoza.
- GONZÁLEZ GÓMEZ, M., GONZÁLEZ MARTÍNEZ X.M., POLOMÉ, P. and PRADA, A. (2001). "Evaluating Public Management in a Tourist Natural Area: an application to the Cíes Islands". *Tourism Economics* 7 (3), pp. 251-265.
- GONZÁLEZ GÓMEZ, M., GONZÁLEZ MARTÍNEZ X.M., POLOMÉ, P., PRADA BLANCO, A. y RODRÍGUEZ VÁZQUEZ, M. (2001). "Valoración económica del patrimonio natural". Instituto de Estudios Económicos de Galicia. Nº 14, Serie Economía. A Coruña.
- HANEMANN, W.M. (1984). "Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiments with Discrete Responses". *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 66, pp.332-341.
- HANEMANN, W.M. (1989). "Welfare Evaluations in Contingent Valuation Experiment with Discrete Responses: Reply". *American Journal of Agricultural Economics*, Nov., pp. 1057-1061.
- HANEMANN, W.M. (1991). "Willingness to pay and Willingness to accept: how much can they differ? *American Economic Review* vol. 81, pp. 635-647.
- HANEMANN, W.M.; LOOMIS, J.; KANNINEN, B. (1991) "Statistical Efficiency of Double-Bounded Dichotomous Choice Contingent Valuation". *American Journal of Agricultural Economics*, vol. 73, pp. 1255-1263.
- HANEMANN, W. M.; KANNINEN, B. (1999). The statistical analysis of discrete-response CV data, in Bateman, I.; Willis, K. (eds.): *Valuing Environmental Preferences. Theory and Practice of the CVM in the US, EU and Developing Countries*, Oxford University Press.
- HICKS, J.R. (1942). "Consumer's surplus and Index Numbers". *Review of Economic Studies*, 9. pp. 126-137.
- HODGE, I.; MCNALLY, S. (1998). "Evaluating the Environmentally Sensitive Areas". *Journal of Rural Studies*, vol 14, nº 3, pp. 357-367.
- HOTTELING, H. (1947). *The Economics of Public Recreation. The Prewitt Report*, Washington: National Park Services.
- KRINSKY, I.; ROBB, A. L. (1986). "On approximating the statistical properties of elasticities". *Review of Economics and Statistics*, vol. 27, pp. 689-706.
- KRISTRÖM B.; RIERA P. (1997). "El método de valoración contingente. Aplicación al medio rural español". *Revista Española de Economía Agraria*, vol. 179, pp. 133-166.
- KRISTRÖM, B. (1990). "A Non-Parametric Approach to the Estimation of Welfare Measures in Discrete Response Valuation Studies". *Land Economics*, vol. 66, pp.135-139.
- LOOMIS, J.B. (1996). *Measuring General Public Preservation Values for Forest Resources: Evidence from Contingent Valuation Surveys*, en *Forestry, Economics and the Environment*, Adamowicz, W.L.; Boxall, P.C.; Luckert, M.K.; Philipps, W.E. and White, W.A., CAB International, UK.
- MÄLER, K.G. (1974). *Environmental Economics: a theoretical inquiry*. Baltimore, John Hopkins University Press.
- MITCHELL, R.C., and CARSON, R. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods; The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington D.C.
- PÉREZ, L.; MOLINA, J.R.; FERNANDEZ, A. y ABBAD, T. (1998). Una estimación de los costes directos de la conservación de los ENPs en España. *Actas del IV Congreso Nacional de Medio Ambiente: 25-40*, Madrid.

- PINTO J.L., SÁNCHEZ F. y ROVIRA J. (1998) "Medición de los beneficios intangibles de un tratamiento médico a través de la valoración contingente". *Hacienda Pública Española* 147, 171-182.
- PRADA BLANCO A. y GONZÁLEZ GÓMEZ M. (1997). Rentabilidad financiera y social de los bosques: de la madera al medio ambiente, en M. A. Soler Manuel (Coord.) *Manual de gestión del medio ambiente*. Editorial Ariel. Barcelona.
- RIERA, P. (1994). *Manual de Valoración Contingente*. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- RIERA, P., DESCALZI, C., RUIZ, A. (1994). "El valor de los espacios de interés natural en España. Aplicación de los métodos de la valoración contingente y el coste del desplazamiento". *Revista Española de Economía*, nº monográfico "Recursos Naturales y Medio Ambiente", pp. 207-230.
- ROSEN. (1974) "Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Perfect Competition". *Journal of Political Economy*, 82, pp. 34-55.
- WILLIS, K.; GARROD, G.; BENSON, J.F. y CARTER, M. (1997). "Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensy Levels". *Journal of Environmental Planning*, vol. 39 (3), pp. 387-401.

ANEXO

ESTIMACIÓN DE LA DISPOSICION A PAGAR (DAP) DE VISITANTES Y NO VISITANTES*

1. RESULTADOS UTILIZANDO LA RESPUESTA A LA PRIMERA PREGUNTA DE VALORACIÓN

1.1. Logit Básico

En este caso los únicos regresores son la cantidad propuesta en la pregunta de valoración y una constante (Creel, 1998).

ESTIMACIÓN CON LOGIT BASICO

	VISITANTES		NO VISITANTES	
Constante	1.813	0,000	0,51	0,01
A	-0,081	0,000	-0,04	0,00

DAP CON LOGIT BASICO

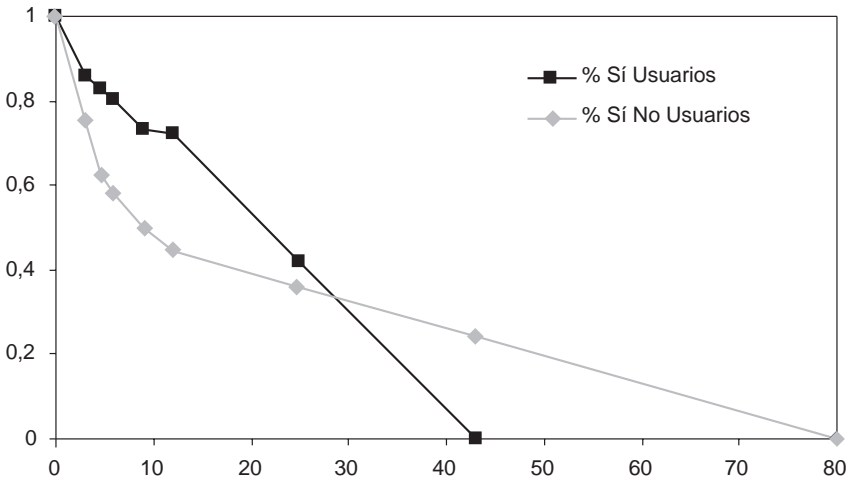
	VISITANTES	NO VISITANTES	Referencia de cálculo
DAP	2.245	1.185	(Creel, 1998)
I C 95%	[1.974; 2.624	[518; 1.793	(Krinsky y Robb, 1986)

1.2. No Paramétrico

Otra forma de obtener una estimación robusta de la DAP esperada es mediante la técnica no paramétrica consistente en representar la distribución observada (es decir las frecuencias) de respuestas Sí en función de la entrada propuesta A (Kiström, 1990). La DAP esperada es la superficie por debajo de la curva de frecuencias observadas que asciende a 2.090 ptas para el colectivo de visitantes (usuarios) y a 2.253 para los no visitantes (no usuarios).

* Para un análisis detallado ver González Gómez et al. (2001).

Notación: abscisas en cientos de ptas. y ordenadas en tantos por 1.



1.3. Variables individuales: Probit/logit

La forma más común de estimar la DAP esperada con datos dicotómicos simples es a través de un modelo Logit o Probit, con una serie de variables explicativas²¹.

PROBIT CON VARIABLES EXPLICATIVAS

Variable	VISITANTES		NO VISITANTES	
	Coefficiente	P-valor	Coefficiente	P-valor
Constante	-2.044	0.030	-0.02	0.96
A	-0.054	0.000	-0.03	0.00
NUMVIS			-0.13	0.08
SABE			0.11	0.01
DUMCLEAN			0.38	0.02
AGEN			-1.06	0.01
CINCO			0.49	0.00
DSAT	-0.440	0.014		
DUMBEACH	-0.324	0.009		
DUMPEACE	0.252	0.044		
GREENS	0.109	0.027	0.11	0.04
SEXO	0.275	0.027		
ln(C)	0.375	0.001		

²¹ Se eliminan los regresores que no alcanzan un nivel de significatividad del 10%, verificando que no hay pérdida de información relevante a través de un contraste del ratio de verosimilitud

DAP CON PROBIT Y OTRAS VARIABLES EXPLICATIVAS

	VISITANTES	NO VISITANTES	Referencia de cálculo
DAP	2.212	1.196	(Hanemann y Kanninen, 1999)
IC 95%	[1.963; 2.560]	[518; 1.793]	(Krinsky y Robb, 1986)

1. 4. Distribuciones Asimétricas

MODELOS ASIMETRICOS SIMPLES

	VISITANTES		NO VISITANTES		Referencia de cálculo
	Media	Mediana	Media	Mediana	
Weibull	Infinita	4 904	infinita	6.246	Hanemann y Kanninen, 1999: 11.21 y 11.43),
Loglogístico	25.513	2.115	infinita	909	(Hanemann y Kanninen, 1999: 11.17 y 11.42)
Lognormal	24.484	2.137	5.607.640	909	(Hanemann y Kanninen, 1999: 11.20 y 11.41).

Para ambos colectivos la distribución de la DAP es muy asimétrica. Los resultados son poco fiables por su sensibilidad a valores extremos de la distribución. Por este motivo se estima para ambos colectivos (visitantes y no visitantes) el modelo lognormal truncado con los siguientes resultados:

DAP ESTIMADA

	VISITANTES	NO VISITANTES	Referencia de cálculo
DAP media	2.618	2.474	(Hanemann y Kanninen, 1999,
DAP media	2.184	955	apéndice 2.1.i.)

2. FORMATO CERRADO CON SEGUIMIENTO PARA DOS ENTRADAS

En este contexto existen básicamente dos modelos:

1. El *dicotómico* doble en el que se considera que la segunda respuesta es por naturaleza idéntica a la primera, y tan informativa. Podemos entonces combinar las dos respuestas como si cada una fuese tan fiable como la otra. En particular, esto permite en algunos casos acotar la *DAP* entre dos límites (cuando una respuesta positiva está seguida de una negativa, o viceversa).
2. El *Probit bivariante* en el que se considera que la segunda respuesta no es tan fiable como la primera (Hanemann y Kanninen, 1999), pero que hay alguna correlación entre las dos que se puede aprovechar en el proceso de estimación. Por lo tanto, habría dos distribuciones de la *DAP*, una generada por la primera respuesta, y otra por la segunda. En esta situación, la primera sería más fiable que la segunda, en particular porque difícilmente podemos argumentar que la respuesta a la segunda no está influenciada por la primera.

2.1. Modelo Dicotómico Doble

VARIABLES EXPLICATIVAS

Variable	VISITANTE		NO VISITANTE	
	Coefficiente	P-valor	Coefficiente	P-valor
Constante	1,695	0,042	- 0,184	0,550
A	0,064	0,000	0,004	0,000
NSabe			- 0,009	0,017
Edad			1,501	0,0001
DLimpio			- 0,416	0,006
Cinco			- 0,402	0,0095
Dsat	0,342	0,015		
Dumbeach	0,308	0,006		
Greens	-0,106	0,013	- 0,115	0,032
Sexo	-0,270	0,019		
Incn	-0,401	0,094		
Ln(C)	-0,312	0,002		

DAP ESTIMADA

	VISITANTES	NO VISITANTES	Referencia de cálculo
DAP	1.076	924	(Hanemann y Kaninnen, 1999; 11.100)
IC 95%	[1.534; 1.868]	[520; 1.277]	(Krinsky y Robb, 1986)

2.2. Modelo Probit Bivariante

VARIABLES EXPLICATIVAS

Variable	VISITANTE		NO VISITANTE	
	Coficiente	P-valor	Coficiente	P-valor
Primera respuesta	-1,997	0,050		
Constante	-0,053	0,000	-0,10	0,77
A			-0,03	0,00
DSAT	-0,329	0,084		
DUMBEACH	-0,318	0,010		
DUMPEACE	0,234	0,067		
SEXO	0,317	0,014		
ln(C)	0,356	0,004		
GREENS	0,106	0,044	0,11	0,05
NUMVIS			-0,09	0,03
SABE			0,11	0,01
DUMCLEAN			0,37	0,03
AGEN			-1,00	0,02
CINCO			0,45	0,01
Segunda respuesta				
Constante	-3,028	0,007	-0,02	0,95
A2	-0,025	0,000	-0,03	0,00
SEXO	0,196	0,116		
ANSS	0,331	0,070		
INCN	0,660	0,015		
ln(C)	0,247	0,036		
SABE			0,09	0,03
GREENS			0,12	0,05
DUMCLEAN			0,46	0,00
AGEN			-1,70	0,00
CINCO			0,37	0,03

DAP ESTIMADA

	VISITANTES		NO VISITANTES		Referencia de cálculo
	1ª respuesta	2ª respuesta	1ª respuesta	2ª respuesta	
DAP	2.522	1.035	1.187	212	(Hanemann y Kaninnen, 1999)
IC 95%	[1.988; 2.622]	[323; 1.498]	[497; 1.790]	[-1.113; 1.974]	(Krinsky y Robb, 1986)