

VALORACION ECONOMICA DE BIENES AMBIENTALES ⁽¹⁾

Sergio Alonso Orrego Suaza ⁽²⁾

Arcadio Cerda Urrutia ⁽³⁾

Felipe Vásquez Lavín ⁽⁴⁾

RESUMEN

El trabajo describe los distintos métodos de valoración económica de bienes ambientales y su utilización en estudios de impacto sobre el entorno para obtener estimaciones monetarias de los efectos negativos sobre la calidad ambiental de recursos naturales específicos.

ABSTRACT

The paper describes the different methods of economic valuation of environmental goods and their utility in studies of impact intervention over the environment for obtaining monetary estimations of the negative effects on the environmental quality of specific natural resources.

1. INTRODUCCIÓN

Desde hace varias décadas se formalizó en los Estados Unidos, un campo académico directa y específicamente relacionado con la valoración económica de bienes ambientales. Indudablemente, esta dinámica estriba básicamente en el hecho que la mayoría de los bienes ambientales deben ser considerados como bienes públicos, caracterizados por dos principios fundamentales. En primer lugar se alude al principio de no exclusión, lo cual indica que el costo marginal de proveer el bien a un nuevo individuo es equivalente a cero. En segunda instancia, es factible mencionar el principio de no rivalidad en el consumo, significando la imposibilidad de disminución en la disponibilidad del bien luego del consumo por parte de un individuo.

La puesta en marcha de proyectos de inversión, la materialización de políticas de naturaleza económica y la adopción de medidas de regulación, pueden incidir notablemente en la disponibilidad de los bienes ambientales. Por lo tanto, es importante determinar valoraciones monetarias de los beneficios y costos asociados a diferentes clases de intervenciones sobre el medio ambiente. La valoración económica puede suministrar información a los deci-

sores, con respecto a los beneficios de proyectos de inversión orientados al mejoramiento de la calidad ambiental. A su vez, es dable pensar en la determinación y cuantificación de los respectivos costos de mitigación, reposición o inclusive de compensación, conexos a proyectos que no necesariamente ponderan lo ambiental como una prioridad de jerarquía superior.

Adicionalmente, en los últimos años ha cobrado vigencia el uso de los métodos de valoración económica, para la estimación de daños económicos a recursos naturales por parte de particulares en el contexto estadounidense. En este sentido es pertinente destacar la existencia de una base jurídica relacionada con la ley de agua limpia de 1977; la ley de respuesta ambiental amplia, compensación y responsabilidades de 1980 conocida como CERCLA (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act); la consiguiente modificación de CERCLA que conduce a la consolidación del llamado superfondo SARA en 1986 (Superfund Amendments and Reauthorization Act); la decisión de la corte de Ohio en 1989 (Ohio vs The United States Department of the Interior), y las reglas promulgadas por el departamento del interior en materia de valoración de daño, el cual es igual al costo

de restauración del recurso afectado y la pérdida de valor económico durante el período que dure el perjuicio.

Al respecto Kopp y Smith (1993), señalan que "...surgen problemas con esta medida de daño, debido a que la restauración del recurso que proporciona los servicios originales no constituye una tarea directa...". Manifiestan igualmente que dado que los recursos son considerados como *activos*, el tiempo de los servicios perdidos será importante en la determinación del daño. Este debería incluir el valor de servicios perdidos desde la fecha del perjuicio hasta el momento de la decisión legal, más la menor de las siguientes medidas: el valor económico de la pérdida de los servicios del recurso por un tiempo indefinido (o hasta que sea factible una recuperación natural), o la suma de pérdida de valor y costos de restauración para una combinación de recuperación tanto natural como inducida.

Lo cierto del caso es que aspectos relacionados con la eficiencia económica, el desarrollo y características de diferentes métodos y la necesidad de contar con cuantificaciones monetarias en procesos judiciales, ha otorgado actualmente a la valoración económica de bienes ambientales un papel protagónico y polémico. Este trabajo apunta a contribuir

efectivamente, hacia una adecuada ilustración de los principales métodos que permiten estimar cambios en el bienestar directo de los individuos, basados en la teoría del consumidor. El artículo se estructura de la siguiente manera: en la parte 2 se esboza un marco conceptual básico con relación a medidas de bienestar; las metodologías del costo del viaje y de valoración contingente, se presentan en el numeral 3. Un estudio de aplicación empírica es descrito en la parte 4. Finalmente algunos comentarios finales a manera de conclusión se consiguan en el numeral 5.

2. MEDIDAS DE BIENESTAR

El concepto económico de valor estriba fundamentalmente en una idea *utilitarista*, bajo la cual los beneficios asociados a la formulación de una política o la materialización de una acción pública, provienen de cambios en el bienestar de los individuos. Desde esta óptica el medio ambiente posee valor en la medida que proporciona beneficios al ser humano. Además, el desarrollo metodológico de valoración de bienes ambientales, descansa en la posibilidad que los niveles de satisfacción puedan ser expresados en términos monetarios. Freeman III (1993), manifiesta que diversos cambios en la cali-

dad ambiental pueden afectar el bienestar de los individuos, a través de los siguientes aspectos:

—Cambios en los precios que los consumidores pagan por bienes comprados en el mercado.

—Cambios en los precios que los individuos reciben por sus factores de producción.

—Cambios en las cantidades y calidades de bienes no transados en el mercado (se alude a bienes públicos como calidad de aire por ejemplo).

—Cambios en los riesgos enfrentados por parte de los individuos.

Dentro de la literatura económica se destacan varias medidas de bienestar, que sirven como base teórica de los métodos de valoración. Una medida Marshalliana traducida en el conocido **excedente del consumidor**, y equivalente al área comprendida entre el precio y la respectiva curva de demanda. Igualmente, es posible hablar de medidas Hicksianas como son **variación compensada** y **variación equivalente**. Variación compensada se refiere a la **cantidad máxima** de dinero que un individuo está dispuesto a pagar por un **cambio favorable**, o la **cantidad mínima** que está dispuesto a aceptar por un **cambio desfavorable**. A su vez la variación equivalente indica la **cantidad máxima** de

dinero que un individuo está dispuesto a pagar por evitar un **cambio desfavorable**, o la **cantidad mínima** que aceptaría por renunciar a un **cambio favorable**.

3. METODOLOGÍAS DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE BIENES AMBIENTALES

Dentro del contexto de países desarrollados, se ha privilegiado la formalización metodológica direccionada hacia la estimación de cambios en el bienestar de los individuos. A continuación se describen las principales características, de dos métodos que han centrado la atención de académicos, personal adscrito al sector público e inclusive de jueces y abogados, vinculados directamente a procesos judiciales de daño económico ocasionado a recursos naturales.

3.1 Método del Costo del Viaje

En el año de 1949, el Servicio de Parques Naturales de los Estados Unidos realizó una petición formal a varios economistas, con la idea manifiesta de encontrar posibles formas de medir los beneficios económicos asociados a la existencia de este tipo de espacios naturales. Como resultado de esta solicitud aparece la his-

tórica carta de Harold Hotelling, en la cual se esbozaron los postulados básicos de lo que se conocería como **EL METODO DEL COSTO DEL VIAJE (MCV)**. En esencia se fundamenta en los costos que tiene que incurrir el visitante, con el propósito de disfrutar de los servicios recreativos ofrecidos por un lugar específico. Por consiguiente, se busca estimar la variación en la demanda del bien ambiental, traducida en número de visitas, ante cambios en los costos de viaje. A partir de estas ideas fundacionales, posteriormente aparecen las contribuciones de Marion Clawson y John Knetsch en la década de los años sesenta, orientadas básicamente hacia una mayor depuración y mejor entendimiento metodológico.

A partir de este desarrollo inicial se concretaron los primeros estudios e investigaciones (Burt y Brewer, 1971; Brown y Nawas, 1973; Gibbs, 1974), dentro de una novedosa corriente de trabajo inscrita en lo que podría catalogarse como **ECONOMIA DE LA RECREACION**. Según Freeman III (1993), desde el punto de vista económico los servicios recreativos proporcionados por sistemas de recursos naturales tales como lagos, ríos, cursos de agua, estuarios y bosques entre otros, poseen dos características importantes. En primer lugar, las condiciones y calidad de los recur-

sos naturales es fundamental para la determinación del valor económico de los servicios recreativos. En segunda instancia, el acceso a los recursos que ofrecen alternativas de recreación, no puede ser asignado a través de mercados. En esencia, es interesante resaltar la condición de bienes públicos de la mayoría de los espacios naturales que ofrecen posibilidades reales de recreación (Bockstael y McConnell, 1980; Hanemann, 1980; Bockstael y McConnell, 1993).

Es por esta razón que a finales de 1970, se perfiló con mayor relevancia la necesidad de valorar los beneficios recreacionales, con la idea de contribuir a una mejor asignación de los recursos edáficos e hídricos en tierras públicas. Inclusive, tal y como lo manifiesta Pearse (1968), era importante resolver conflictos de uso que comenzaban a emerger en lo correspondiente a demandas por recursos en áreas rurales. Adicionalmente, se asistía a una creciente preocupación por la calidad ambiental, lo cual reafirmaba el deseo de encontrar formas expeditas para determinar los flujos de servicios recreacionales provenientes de recursos naturales. En palabras de Bockstael, McConnell y Strand (1991), la historia del desarrollo de la economía de la recreación refleja el papel de la economía en la asignación de recursos naturales.

Desde su formulación inicial, el **MCV** asume que a cada individuo que visita un sitio se asocia una "transacción implícita", que relaciona los costos de viaje con el valor de entrada que debería pagar el visitante por acceder a un lugar específico. Freeman III (1993), sostiene que las decisiones que se toman por parte de las personas con relación a diferencias en los costos de viaje, han sido modeladas desde dos perspectivas distintas. En la primera perspectiva, los individuos escogen un número determinado de viajes a realizar en un período de tiempo. En los modelos que usan este tipo de decisión, es posible estimar una función de demanda que relacione número de viajes y sus respectivos costos, los cuales están variando acorde a las distancias diferenciales recorridas por los recreacionistas. El valor del flujo de servicios recreativos de un sitio particular, es el área bajo la curva de demanda compensada, la cual es agregada a través de todas las personas que visiten el sitio.

En una segunda perspectiva de modelación, las personas deciden si quieren o no visitar algún lugar con fines recreativos. En caso afirmativo, se procede a definir el sitio o los sitios que serán visitados. Los modelos que usan este esquema decisional se relacionan con una escogencia

discreta o **modelos de utilidad aleatoria (MUA)**. En este caso las medidas de bienestar son calculadas teniendo en cuenta parámetros de una función indirecta de utilidad, la cual es estimada de observaciones individuales. A continuación se presentará el cuerpo teórico tanto de los modelos básicos del costo del viaje, como de aquellos referidos a escogencias discretas o de utilidad aleatoria.

3.1.1 Modelos Generales del Método del Costo del Viaje

En este tipo de modelos, se trata de formalizar el comportamiento de un individuo o grupo de personas en lo que respecta al número de viajes que serán realizados a un determinado sitio. Estos modelos de comportamiento, están basados en una hipótesis común de maximización de la utilidad sujeta a una restricción presupuestaria (Hueth y Strong, 1984). Para el caso particular del **MCV**, es posible considerar un modelo de producción familiar como base teórica de la técnica de valoración de beneficios recreacionales (Muellbauer, 1974; Bockstael y McConnell, 1983). Desde el punto de vista económico, se puede estudiar la familia como una unidad productora que compra bienes en el merca-

do, y usa tiempo para realizar actividades que le producen satisfacción (Becker, 1965). Si se asume que existe sólo un sitio disponible y que todas las visitas tienen la misma duración, el problema de decisión de la familia se puede visualizar de la siguiente manera⁽⁵⁾:

$$\text{MAX } U(x, z)$$

$$\text{s.a.: } M = m + w t_w = z + (c_1 + c_2) x \quad (1)$$

$$T = t_w + (t_1 + t_2) x \quad (2)$$

donde:

- x : número de visitas o viajes.
- z : bien compuesto hicksiano (el cual no necesita de tiempo en la restricción T).
- m : ingreso disponible no asociado al trabajo (ganancias de intereses, dividendos, rentas, etc).
- w : tasa de salarios.
- M : ingreso total.
- t_w : tiempo de trabajo.
- t_1 : tiempo de viaje.
- t_2 : tiempo de permanencia en el sitio.
- T : tiempo total.
- c_1 : costo monetario de viaje.
- c_2 : costo monetario en el sitio.

Si se asume que las personas pueden elegir discrecionalmente las horas de trabajo, y que el costo de oportunidad del tiempo está relacionado con la tasa de salarios, es posible despejar t_w de (2) de tal forma que:

$$t_w = T - (t_1 + t_2) x \quad (3)$$

Al sustituir (3) en (1), es posible llegar a la siguiente expresión:

$$m + w T = z + [(c_1 + w t_1) + (c_2 + w t_2)] x \quad (4)$$

De la ecuación (4) se deduce que $w T$ corresponde al ingreso obtenido si se dedicara todo el tiempo a trabajar; $(c_1 + w t_1)$ equivale al costo de viaje y $(c_2 + w t_2)$ representa el costo de permanencia. A su vez, la ecuación (4) puede reescribirse de la siguiente manera:

$$m^* = z + p_x x \quad (5)$$

donde:

$$m^* = m + w T$$

$$p_x = (c_1 + w t_1) + (c_2 + w t_2)$$

y el precio del bien hicksiano es uno.

El problema de maximización de utilidad se ha transformado en:

$$\text{MAX } U(x, z)$$

$$\text{s.a.: } m^* = z + p_x x \quad (6)$$

En esencia se trata de estimar $x = x(p, m)$ y $z = z(p, m)$. Al respectó es importanté señalar que la restricción presupuestaria (6) es de carácter lineal, y que además en la práctica no es frecuente estimar un sistema de demanda completo (Lafrance y Hanemann, 1989; Hanemann y Morey, 1992; Moschini, Moro y Green, 1994). Los supuestos implícitos del modelo teórico esbozado son los siguientes:

a) Se considera que el número de viajes (x) y la calidad ambiental del sitio son complementarios dentro de la función de utilidad. Por lo tanto, el número de viajes es una función creciente de la calidad ambiental del sitio.

b) Se asume que los individuos perciben y responden a cambios en el costo de viaje, en la misma forma que responderían a cambios en precios de admisión al sitio. Esto conlleva a la necesidad de prestar mucha atención al cálculo del valor monetario del costo de viaje.

c) El único motivo del viaje es visitar el sitio de interés. En el caso de visitar más de un sitio durante el viaje, el costo deberá ser repartido entre los diferentes sitios.

d) El tiempo de permanencia en el lugar de recreación, no es parte del proceso de decisión del

individuo. Por lo tanto el tiempo de permanencia es exógeno y fijo, lo cual ignora la heterogeneidad de los viajes en lo correspondiente a su duración.

e) No existen sitios alternativos; es decir, no se tienen en cuenta posibles sustitutos.

f) La tasa de salarios representa el costo de oportunidad del tiempo.

g) El individuo no percibe utilidad o desutilidad durante el viaje.

Como se puede inferir, la formulación de los modelos iniciales posee un marco conceptual basado en supuestos que necesitan ser revisados para casos y situaciones particulares. Igualmente es factible y prudente indagar sobre los posibles sesgos, y las dificultades que pueden originarse en los aspectos operacionales del **MCV**. Dentro de este contexto apareció el trabajo de Bishop y Heberlein (1979), donde se advierte sobre la fuente de sesgos atribuibles a diferencias en los gustos y preferencias, el acceso a sustitutos y los niveles de ingreso de los recreacionistas. También, se perfilaron inconvenientes relacionados con viajes de propósito múltiple (recreación y trabajo por ejemplo), o viajes a múltiples sitios (Haspel y Johnson, 1982). A medida que

transcurre el desarrollo del método, los esfuerzos se concentraron en la configuración de nuevos modelos, en la evaluación de los supuestos inherentes a distintas especificaciones de los mismos y en el análisis de las dificultades econométricas de la estimación.

Ya a finales de la década de los ochenta la atención se centró en temas relacionados con modelos de sitio múltiple (Kling, 1987; Mende-Bohn *et al.*, 1992), en los cuales se estima un sistema de ecuaciones de demanda. Igualmente, se ha dedicado tiempo a estudiar la estimación de beneficios recreacionales por un cambio en la calidad ambiental del sitio (Caulkins, Bishop y Bournes, 1986; Bockstael, Hanemann y Kling, 1987; Bockstael y Kling, 1988; Freeman III, 1995). En esencia se requiere conocer cómo cambia la curva de demanda para el sitio con una modificación en las condiciones ambientales. En esta situación se acude al principio de complementariedad débil (Larson, 1991), de tal manera que la utilidad marginal de un cambio dado en la característica de la calidad ambiental sea cero si no se materializan viajes al sitio. Una forma de obtener la variación de la demanda, consiste en indagar por las intenciones de viaje una vez que el cambio

ambiental se haya materializado (McConnell, 1987).

El **MCV** también ha sido empleado en la valoración de actividades de caza (Balkan y Kahn, 1988); en la demanda de días de recreación por parte de turistas (Bell y Leeworthy, 1990; Shaw, 1991; Hof y King, 1992); en la estimación de beneficios generados por la pesca deportiva (Vaughan y Rusell, 1982; Huppert, 1989; Cerda y Adams, 1992; Layman, Boyce y Criddle, 1996) y en la valoración del uso recreativo de parques naturales (Pérez *et al.*, 1996). Por último, es interesante acotar que se ha sugerido una calibración y constatación de los resultados obtenidos con el **MCV**, mediante una debida comparación con el método de valoración contingente (Seller, Stoll y Chavas, 1985; Smith, Desvousges y Fisher, 1986; Cameron, 1992; Smith, 1993; Randall, 1994). Inclusive Carson *et al.* (1996), reportaron el análisis de 83 estudios que sirvieron para efectuar 616 comparaciones de beneficios estimados tanto por el método de valoración contingente (**VC**) como por el **MCV**. En general, la media muestral de la razón **VC/MCV** es 0.89 con un intervalo de confianza del 95%, lo que sugiere una mayor estimación por la vía del **MCV**.

3.1.2 Modelos de Utilidad Aleatoria

Los modelos de utilidad aleatoria (**MUA**), enfatizan el problema de selección entre sitios para un determinado viaje. Es decir, después de tomar la decisión del número de viajes a realizar en la actividad recreativa, se procede a continuación a modelar la escogencia del sitio. El modelo de maximización del individuo se puede dividir en dos etapas. En la primera etapa se define el número de viajes para una actividad específica, y en la segunda se escoge el sitio a visitar en cada ocasión. Por consiguiente, interesa conocer como se distribuyen los viajes entre los diferentes sitios (Niklitschek, 1996).

Siguiendo con Niklitschek (1996), el problema de elección del sitio de la segunda etapa puede ser analizado de la siguiente forma: en esencia n individuos eligen un lugar determinado. Cada individuo posee un ingreso m_i , y cada sitio tiene un vector de atributos q_j . A su vez el costo del viaje del individuo i al sitio j es p_{ij} . Para el individuo i que elige j , el nivel de utilidad se puede expresar por una función indirecta de utilidad:

$$\mu_{ij} = v_i(m_i - p_{ij}, q_j) + \varepsilon_{ij} \quad (7)$$

En la ecuación (7) ε_{ij} es un componente aleatorio. El individuo i elige j si:

$$v_{ij}(m_i - p_{ij}, q_j) + \varepsilon_{ij} \geq v_{ik}(m_i - p_{ik}, q_k) + \varepsilon_{ik} ; k \neq j \quad (8)$$

El individuo elige en un proceso de naturaleza discreta, el sitio que le proporciona mayor satisfacción. En lo que respecta a la etapa de los **MUA** referida a la realización de viajes para una actividad específica, no es posible saber si el individuo participará o no en la experiencia recreativa. De ahí que se requiera introducir una función de participación que es utilizada para predecir la forma en que un cambio en las características del sitio (o un cambio en el número de sitios), afectan la cantidad de viajes tomados por los individuos (Kealy y Parsons, 1995). En un mismo modelo no están especificadas los problemas relacionados con elección y participación. En este sentido, algunos intentos comienzan a aflojar con el propósito de integrar lo atinente a intensidad de uso con la selección de los sitios.

Finalmente, es pertinente reseñar algunos trabajos de aplicación de los **MUA**. Bockstael, McConnell y Strand (1989), emplearon el modelo discreto o **MUA** en el área de la pesca deportiva,

en la cual puede ser importante modelar la escogencia que hace el individuo con respecto al sitio y el modo de pesca. Inclusive, el individuo puede estar interesado en definir la especie que será objeto de captura. Otros trabajos se han concretado con la idea de esbozar lo correspondiente a la agregación de sitios alternativos (Parsons y Needelman, 1992); estimar la pérdida de bienestar sufrida por recreacionistas como consecuencia de derrames petroleros (Hausman, Leonard y McFadden, 1995), o para estimar el valor recreacional de ecosistemas estuarinos (Kaoru, Smith y Liu, 1995). Como se puede observar los **MUA** constituyen un refinamiento del **MCV** tradicional, y comienzan a usarse cuando la información disponible no discrimina el orden secuencial de los viajes realizados⁽⁶⁾.

3.2 Método de Valoración Contingente

El método de valoración contingente (**VC**) es una de las alternativas para valorar bienes públicos, con el objetivo de incorporar el aumento o la disminución del bienestar de las personas en la estructura formal de costos y beneficios que genera un proyecto. Esta metodología se diferencia del análisis tradicional, porque se basa en preguntas efectuadas di-

rectamente a los individuos con respecto a su valoración de un recurso en particular. Por lo tanto, **VC** intenta resolver la ausencia de mercado para el bien, presentando a los consumidores mercados hipotéticos en los cuales puedan tener la "**oportunidad**" de pagar por este bien.

Lo esencial de la estimación estriba en la construcción de un adecuado mercado hipotético, en el cual se describe al encuestado la cantidad, calidad y localización del bien que se pretende valorar. Posteriormente, se le consulta por su disponibilidad a pagar (**DAP**) por un cambio favorable, o por su disposición a aceptar compensación (**DAA**) por un cambio desfavorable en la calidad o cantidad del bien⁽⁷⁾.

Entre las múltiples alternativas que existen para aplicar **VC**, una de las más aceptadas es la correspondiente al formato binario o referéndum. Un precio hipotético es presentado a los individuos y éstos deciden si lo "**toman o lo dejan**", originando un escenario bastante similar al que los encuestados encuentran en sus transacciones habituales (Arrow et al, 1993).

El formato binario fue introducido en **VC** por Bishop y Heberlein (1979), quienes lo usaron para estimar los beneficios generados por actividades de

cacería en un área del Estado de Wisconsin. Hanemann (1984), Cameron y James (1987) y Cameron (1988), desarrollaron formulaciones teóricas del método de **VC** con formato binario, que permiten estimar cambios en el bienestar de las personas. Cameron muestra que los datos generados por este método, pueden ser usados en una forma directa y eficiente para estimar funciones de beneficio y calcular medidas de bienestar. La idea original de Hanemann es conocida como el modelo de "**diferencia de funciones de utilidad indirecta**", mientras que el modelo propuesto por Cameron se conoce como "**función de variación**", que se centra en la diferencia de funciones de costo. En otras palabras, el primero formula el problema a través de dos funciones indirectas de utilidad y a su vez Cameron interpreta la respuesta como una comparación entre la cantidad de dinero sugerida en la encuesta, y la verdadera valoración que subyace en el individuo.

La gran aceptación que ha tenido el formato binario, se debe básicamente a que requiere solamente respuestas dicotómicas (*si/no*) respecto a la cantidad ofrecida, y no una estimación exacta de cuánto el consumidor pagaría por un determinado bien. No obstante, el uso del formato requiere que los modelos de pre-

ferencias, representados por funciones de costo o funciones de utilidad, sean especificados y estimados correctamente. Además, se debe conocer el conjunto apropiado de variables exógenas a considerar, así como también los signos teóricos esperados para éstas y las diversas formas funcionales aceptables para la realización de la estimación (McConnell, 1990). La simplicidad en la aplicación del formato referéndum tiene su contrapartida en una mayor complejidad para estimar las medidas de bienestar, en una reducción de la eficiencia estadística y en la sensibilidad de los resultados a la especificación del modelo (Niklitschek, 1994).

Otra razón que ha contribuido al uso del formato binario en **VC**, se debe a posibilidad de reducir sesgos presentes en otros formatos de pregunta (sesgo estratégico, sesgo del punto de partida, o del rango de las cifras entre otros). Sin embargo, la nueva metodología conduce a otros problemas relacionados con el diseño óptimo de la muestra, entre los cuales se pueden mencionar la determinación del tamaño total de la muestra, la selección del rango de los valores asignados a cada submuestra y la definición del tamaño de las mismas (al respecto ver Kanninen, 1995; Cooper y Loomis, 1992; Kanninen y Kriström, 1993).

Dado que la variable dependiente es discreta (toma el valor 1 si el individuo está dispuesto a pagar la cantidad de dinero sugerida en la encuesta y toma el valor 0 en caso contrario), la estimación econométrica se ha efectuado a través de un procedimiento de máxima verosimilitud (**MV**). Generalmente, se asume que los errores de la regresión se distribuyen en forma normal o logística, dando lugar a un procedimiento de estimación Probit o Logit respectivamente. Amemiya (1981), muestra que las estimaciones de los modelos Probit y Logit generan resultados similares para los coeficientes estimados, excepto en el caso donde los datos están fuertemente concentrados en las colas. Bowker y Stoll (1988), comparan estos métodos de estimación y encuentran pequeñas diferencias estadísticas. Pero, existe poca evidencia empírica que permita afirmar categóricamente que las medidas de bienestar surgidas a partir de los coeficientes estimados para el caso Logit y Probit, no difieren significativamente en estudios de **VC**.

Para comprender el formato binario es pertinente entender la formulación microeconómica que subyace en la maximización de utilidad del consumidor, cuando se incorpora la demanda por servicios ambientales. Si se considera la función de utilidad:

$$u = u(j, z, x; s) \quad (9)$$

donde **u** es la función de utilidad para un individuo; **j** toma el valor 1 en la situación con mejora en la calidad ambiental y toma el valor 0 en la situación sin mejora; **z** es un bien Hicksiano, que contiene los bienes y servicios básicos que las personas consumen; **x** es una actividad complementaria con el nivel de calidad ambiental (recreación por ejemplo) y **s** representa las características socioeconómicas que son relevantes para modelar la respuesta de los individuos a la pregunta hipotética.

De las condiciones de maximización, se obtienen las cantidades óptimas o ecuaciones de demandas Marshallianas, las cuales sirven para formular la función indirecta de utilidad dada por:

$$v = v(j, p, r, y; s) \quad (10)$$

donde **p** es el precio del bien Hicksiano, **y** es el ingreso de los individuos y **r** representa el costo asociado al bien **x**. Dado que **p** y **r** no se ven alterados en el período de estudio, la función indirecta de utilidad puede definirse en forma simple como:

$$v = v(j, y; s) \quad (11)$$

Si se denota la verdadera disposición a pagar por una determinada mejora en la calidad ambiental como **C** y la mejora en el ambiente

por $j = 1$, se puede concluir que C implícitamente está dada por:

$$v(j, y; s) = v(1, y - C; s) \quad (12)$$

En la construcción del modelo referéndum la idea principal es que la función presentada en (9), es una función de utilidad aleatoria para el observador. Los individuos conocen sus funciones de utilidad con certeza, pero éstas tienen componentes que son desconocidos para el investigador, y de esta manera conducen a una estructura estocástica para el modelo de respuestas dicotómicas. Así, $v = v(j, y; s)$ queda expresada como una variable aleatoria con alguna distribución de probabilidad para los parámetros, y con medias que dependen de las características observables de los individuos.

Según McConnell y Ducci (1989), un modelo de VC enfrenta al individuo a una elección entre una mejora en la calidad ambiental, por la cual debe pagar una cantidad A , o no acceder a la mejora y no pagar. La cantidad A que enfrenta cada individuo varía aleatoriamente entre observaciones y la probabilidad que un individuo responda positivamente es:

$$Pr(si) = Pr[v(1, y-A; s) - v(0, y; s) > \varepsilon_0 - \varepsilon_1] \quad Pr(si) = Pr(\Delta v > \varepsilon_0 - \varepsilon_1)$$

$$Pr(si) = \Delta v > \eta \quad (13)$$

donde $\eta = \varepsilon_0 - \varepsilon_1$. Al elegir una distribución para η y especificar apropiadamente $v(\cdot)$, los parámetros de la diferencia indicada por la ecuación (13) pueden ser estimados con información sobre la cantidad de pago (A) requerida de los individuos, con las respuestas a la pregunta binaria (sí/no) y con información de las características socio-económicas (s) de los entrevistados (McConnell and Ducci, 1989). Típicamente se usa un modelo Logit o Probit para ajustar los datos del proceso referéndum, lo cual implica suponer que η se distribuye en forma logística o normal respectivamente⁽⁸⁾.

4. APLICACIÓN EMPIRICA

La aplicación empírica corresponde a la valoración económica de los beneficios recreacionales de la playa de Dichato, en la jurisdicción de Tomé (VIII Región de Chile). Las condiciones naturales y la infraestructura de servicios existentes allí, posibilitan que un número considerable de familias acceda al sitio, con el objeto de desarrollar actividades recreativas durante las temporadas de verano. No obstante, el rápido crecimiento poblacional y de algunos sectores de la economía regional, relacionados primordialmente con la actividad silvícola, permiten pronosticar un incremento en la

contaminación de las aguas, lo cual podría comprometer el uso recreacional hacia el futuro. Bajo esta perspectiva, se justificó una aproximación desde un punto de vista económico al problema.

Los datos para el modelo truncado fueron obtenidos mediante la aplicación de una encuesta a 628 visitantes de la playa de Dichato, durante los meses de febrero y marzo de 1996. La literatura de variables dependientes limitadas alude a los **modelos truncados**, para referirse a ciertas situaciones donde los valores de la variable dependiente no son tenidos en cuenta en la muestra, cuando éstos han sobrepasado cierto límite (Amemiya, 1973; Hausman y Wise, 1977; Olsen, 1980; Maddala, 1983). En términos generales, en la encuesta se incluyeron preguntas relativas a procedencia, motivos del viaje, preferencias, tipo de transporte, costos de permanencia y viaje, tiempo de viaje y características socio-económicas de las familias que acuden al sitio.

Durante el procesamiento de los datos, se evidenció una gran variabilidad en la duración de los viajes. Los visitantes de sitios más distantes, optan por efectuar una menor cantidad de viajes pero con una mayor duración. En estas circunstancias, la literatura recomienda la estimación de distintas funciones de demanda para

visitantes con igual duración de viaje, con la idea de destacar las diferencias existentes entre viajes de un sólo día y aquellos que requieren más tiempo para su materialización (McConnell, 1975; Bockstael, 1995). En este sentido, se decidió contar sólo con aquellos visitantes cuya duración de viaje hubiera sido menor o igual a un día, y que además acudieron a la playa en auto como medio de movilización y transporte. Con estos antecedentes, y con el objetivo de evitar posibles sesgos en los resultados finales, se seleccionaron aquellas familias que cumplirían con dichos requisitos. De las 628 observaciones contempladas en el muestreo original, 161 se ajustaron a tales requerimientos.

Es importante manifestar que el proceso de decisión de la familia consta de dos etapas. Primero se decide cuál sitio visitar, y posteriormente cuántos viajes tomar a ese sitio seleccionado. Este documento enfatiza la modelación del segundo estado del proceso de decisión. El modelo de costo de viaje estimado fue el siguiente:

$$\begin{aligned} \text{VIAJES}_i = & \beta_0 + \beta_1 \text{CVP}_i + \beta_2 \text{CVS}_i \\ & + \beta_3 \text{ACCESO}_i + \beta_4 \text{AGUA}_i \\ & + \beta_5 \text{INGRESO}_i + \xi_i \end{aligned} \quad (14)$$

donde **VIAJES** representa el número de viajes i realizado a la playa de Dichato durante 1996

por la *i-ésima* familia; **CVP** equivale al precio o costo variable de viaje para acceder a la playa por parte de la *i-ésima* familia; **CVS** es el costo de viaje al *j-ésimo* sitio sustituto; **ACCESO** es una variable dummy que toma el valor de 1 si la familia reportó como su preferencia más importante la facilidad de acceso a la playa, y 0 en cualquier otro caso; **AGUA** es otra variable dummy que toma el valor de 1 si la familia disfrutó mucho del agua en la playa, y 0 en caso contrario; **INGRESO** es el ingreso líquido mensual de la familiar y ξ_i es el error estocástico o aleatorio.

La ecuación (15) fue usada para calcular el costo variable de viaje a Dichato (**CVP**) de la función de demanda (14):

$$CVP = Dist [Costo / Km + (\%w [Ingreso Anual / 2000] / Veloc)] \quad (15)$$

donde **Dist** es la distancia en km de ida y vuelta desde el sitio de residencia del visitante hasta la playa; **Costo / Km** representa el costo por kilómetro recorrido y es igual al rendimiento del auto (lt/km) multiplicado por el valor de litro de gasolina (\$/lt) a precios de marzo de 1996; **%w [Ingreso Anual / 2000]** constituye el costo de oportunidad del tiempo de viaje, valorado como un porcentaje del salario-hora y **Veloc** indica la velocidad promedio de via-

je, que en el presente trabajo equivale a 60 km/hora.

Luego de estimar un número considerable de modelos, de acuerdo con varias especificaciones de la función de demanda y al uso de distintas distribuciones de probabilidad, el modelo que exhibió mejores cualidades de ajuste estadístico correspondió a una distribución binomial negativa, el cual con un costo de oportunidad del tiempo de viaje equivalente al 40% del salario-hora, da origen a un excedente del consumidor anual por familia aproximado de \$ 35.000 chilenos (equivalentes a US \$ 88, teniendo en cuenta una tasa de cambio de \$ 400 por dólar).

En lo que respecta a valoración contingente, a cada jefe de familia entrevistado en la playa de Dichato, se le presentó un escenario donde se le explicó el propósito de la encuesta y se le describieron las condiciones de contaminación creciente que presenta el sitio, lo cual podría conducir al cierre definitivo de la playa para uso recreacional (principalmente baño). Una vez que el individuo comprendió la situación descrita se le formuló la siguiente pregunta: *¿estaría usted dispuesto a pagar \$x mensuales, para evitar la potencial contaminación del agua y no perder el acceso a la playa de Dichato?* Donde \$x tomó los valores de

450, 900, 1.350, 1.800, 2.250, 2.700, 3.150, 3.600, 4.050, 4.500 pesos chilenos. Estas cantidades fueron asignadas aleatoriamente a cada entrevistado, y el vehículo de pago consistió en un cargo adicional en la respectiva cuenta de servicio del agua de la familia.

La encuesta fue aplicada preliminarmente a un grupo objetivo, durante los primeros días de enero de 1996, y se preguntó por la disposición a pagar usando un formato abierto para generar el rango de cantidades ofrecidas en el formato binario. La cantidad de observaciones totales fue de 628, de las cuales se excluyeron aquellas que representaban una crítica al mercado hipotético, al vehículo de pago o que denotaban escepticismo frente a la realización de un proyecto encaminado a mantener la calidad hídrica. Así la muestra que se utilizó en el estudio consta de 370 observaciones distribuidas en los 10 rangos de valores.

Para la valoración de la playa de Dichato el modelo de diferencia de funciones de utilidad indirecta, según el enfoque de Hanemann, que proporciona resultados consistentes con el procedimiento econométrico entre una distribución Logit y Probit, con la conceptualización de la teoría económica, y que adicionalmente no está influenciado por la elección de la media o mediana como medida de bien-

estar, permite inferir una disponibilidad a pagar media mensual aproximada de **\$ 4.000** chilenos por familia. Esta cifra equivale a **\$ 48.000** anuales, o a **US \$ 120** con una tasa de cambio de **\$ 400** por dólar. Las unidades monetarias obtenidas por el **MCV** o de **VC**, pueden ser usadas en el análisis y evaluación económica de proyectos orientados a una mejor dotación de infraestructura física en la playa, o inclusive a cualificar el proceso de gestión pública en materia de conservación de espacios naturales.

5. COMENTARIOS FINALES

Los aspectos directamente ligados a tópicos de demanda recreacional cuentan con una discusión teórica profusamente reportada, lo cual ha conducido inevitablemente hacia una enriquecedora y productiva materialización de investigaciones empíricas. Todo lo anterior, mediatizado por la inminente y real importancia que revisten las actividades recreativas al interior de la sociedad contemporánea, lo que a su vez da origen a la necesidad de adoptar medidas orientadas a un óptimo manejo de bienes públicos. Este tipo de propósito ha sido explicitado en variadas propuestas programáticas, por parte de organismos, entidades e instituciones estatales en numerosos países del mundo.

En el marco de esta dinámica de gestión pública, en los últimos años se ha acentuado el uso directo de metodologías como valoración contingente (**VC**), método del costo del viaje (**MCV**) y precios hedónicos (**PH**) entre otras. La idea principal que reside en su utilización, hace alusión estricta a la valoración monetaria de bienes y proyectos ambientales específicos, como alternativas viables y claramente definidas que contribuyen a ampliar el espectro de instrumentos propios de la ciencia económica. En lo que respecta al **MCV**, se trata de un método en el que las preferencias reveladas de los visitantes, constituyen la base fundamental para la estimación de beneficios económicos proporcionados por actividades recreativas. A su vez **VC** intenta resolver la ausencia de mercado para el bien, presentando a los consumidores mercados hipotéticos en los cuales puedan tener la "**oportunidad**" de pagar por el mismo.

Para el caso particular de la playa de Dichato, la investigación reveló la factibilidad de aplicación de los métodos de valoración en el contexto chileno. No obstante, también es oportuno manifestar que los resultados finales están necesariamente sujetos a consideraciones por parte del investigador dentro del proceso de modelación. Adicionalmente, es importante resaltar que en países

donde el método de **VC** ha tenido pocas aplicaciones, un esfuerzo adicional debe hacerse con respecto a temas relacionados con el muestreo y el mercado hipotético. En lo correspondiente al diseño de la muestra, se requiere énfasis en aspectos como el tamaño de la misma, la selección del rango de valores ofrecidos y la distribución de éstos a través de la muestra total (este tema es ampliamente tratado por Cooper, 1993). En cuanto al mercado hipotético, reviste especial interés los niveles de información y asimilación de las problemáticas ambientales por parte de los encuestados.

Finalmente, es factible afirmar que el cualificado desarrollo y la depuración metodológica de los métodos de valoración económica de bienes ambientales a través del tiempo, garantiza su utilidad y operatividad en la elaboración de estudios de impacto ambiental, con la idea de obtener cuantificaciones monetarias de diversos efectos negativos sobre la calidad ambiental de lugares y/o recursos naturales específicos. Inclusive en estudios técnicamente bien materializados, podrían emplearse los respectivos resultados para direccionar políticas públicas a otros sitios de interés, en un país donde la dimensión ambiental comienza a permear la gestión institucional tanto pública como privada.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

1. **AMEMIYA, Takeshi.** 1973. Regression analysis when the dependent variable is truncated normal. *Econometrika*. 41 (6): 997-1016.
2. _____. 1981. Qualitative response models: a survey. *Journal of Economic Literature*. 19: 1483-1536.
3. **ARROW, Kenneth et al.** 1993. Report of the NOAA panel on contingent valuation. Washington, D.C. 63 p.
4. **BALKAN, Erol and KAHN, James.** 1988. The value of changes in deer hunting quality: a travel cost approach. *Applied Economics*. 20: 533-539.
5. **BECKER, Gary.** 1965. A theory of the allocation time. *The Economic Journal*. 75(299): 493-517.
6. **BELL, Frederick and LEEWORTHY, Vernon.** 1990. Recreational demand by tourists for salt-water beach days. *Journal of Environmental Economics and Management*. 18: 189-205.
7. **BEN-AKIVA, Moshe and LERMAN, Steven.** 1993. Discrete choice analysis: theory and application to travel demand. 5 ed. MIT Press Series in Transportation Studies, Massachusetts. 390 p.
8. **BISHOP, Richard and HEBERLEIN, Thomas.** 1979. Measuring values of extramarket goods: are indirect measures biased? *American Journal of Agricultural Economics*. 61: 926-930.
9. **BOCKSTAEL, Nancy.** 1995. Travel cost models. In: **BROMLEY, Daniel** (Editor). *The Handbook of Environmental Economics*. Blackwell, Great Britain.
10. **BOCKSTAEL, Nancy and KLING, Catherine.** 1988. Valuing environmental quality: weak complementarity with sets of goods. *American Journal of Agricultural Economics*. 70: 654-661.
11. **BOCKSTAEL, Nancy and MCCONNELL, Kenneth.** 1980. Measuring the worth of natural resources facilities: reply. *Land Economics*. 56 (4): 487-490.
12. _____. 1983. Welfare measurement in the household production framework. *American Economic Review*. 73(4): 806-814.
13. _____. 1993. Public goods as characteristics of non-market commodities. *The Economic Journal*. 103(420): 1245-1257.
14. **BOCKSTAEL, Nancy; HANEMANN, Michael and KLING, Catherine.** 1987. Estimating the value of water quality improvements in a recreational demand framework. *Water Resources Research*. 23 (5): 951-960.
15. **BOCKSTAEL, Nancy; MCCONNELL, Kenneth and STRAND, Ivar.** 1989. A random utility model for sportfishing: some preliminary results for Florida. *Marine Resources Economics*. 6: 245-260.

16. _____. 1991. Recreation.
In: **BRADEN, John and KOLS-TAD, Charles** (Editores). Measuring the demand for environmental quality. Elsevier Science Publishers, North-Holland.
17. **BOWKER, J. and STOLL, .** 1988. Use of dichotomous choice non-market methods to value the whooping crane resource. *American Journal of Agricultural Economics*. 70: 372-381.
18. **BROWN, William and NAWAS, Farid.** 1973. Impact of agregation on the estimation of outdoor recreation demand equations. *American Journal of Agricultural Economics*. 55:246-249.
19. **BURT, Oscar and BREWER, Durward.** 1971. Estimation of net social benefits from outdoor recreation. *Econométrica*. 39(5): 813-827.
20. **CAMERON, Trudy.** 1988. A new paradigm for valuing non-market goods using referendum data. *Journal of Environmental Economics and Management*. 15: 355-379.
21. _____. 1992. Combining contingent valuation and travel cost data for the valuation of non-market goods. *Land Economics*. 68(3): 302-317.
22. **CAMERON, Trudy and JAMES, Michelle.** 1987. Efficient estimation methods for closed-ended contingent valuation surveys. *The Review of Economics and Statistics*. 69: 269-276.
23. **CARSON, Richard et al.** 1996. Contingent valuation and revealed preferences methodologies: comparing the estimates for quasi-public goods. *Land Economics*. 72(1): 80-99.
24. **CAULKINS, Peter ; BISHOP, Richard and BOURNES, Nicolaas.** 1985. Omitted cross-price variable biases in the linear travel cost model: common misperceptions. *Land Economics*. 61(2): 182-187.
25. **CERDA, Arcadio and ADAMS, Richard.** 1992. The travel cost approach for estimating recreational demand and benefits: an application to the salmon sportfishing in Oregon. *Economía y Administración*. (39): 47-61.
26. **COOPER, Joseph.** 1993. Optimal bid design for dichotomous choice contingent valuation surveys. *Journal of Environmental Economics and Management*. 24: 25-40.
27. **COOPER, Joseph and LOOMIS, John.** 1992. Sensibility of willingness to pay estimates to bid design in dichotomous discrete choice contingent valuation models. *Land Economics*. 68:211-224.
28. **FREEMAN III, Myrick.** 1993. The measurement of environmental and resource values: theory and methods. *Resources for the Future*, Washington D. C. 516 p.
29. _____. 1995. The benefits of water quality improvements for marine recreation: a review of the empirical evidence. *Marine Resource Economics*. 10: 385-406.
30. **GIBBS, Kenneth.** 1974. Evaluation of outdoor recreational resources: a note. *Land Economics*. 50 (4): 309-311.
31. **HANEMANN, Michael.** 1980. Measuring the worth of natural resources facilities: comment. *Land Economics*. 56 (49): 482-486.

32. _____. 1984. Welfare evaluations in contingent valuation experiments with responses. *American Journal of Agricultural Economics*. 66: 322-341.
33. **HANEMANN, Michael and MO-REY, Edwad.** 1992. Separability, partial demand systems and consumer's surplus measures. *Journal of Environmental Economics and Management*. 22: 241-258.
34. **HASPEL, Abrahan and JOHN-SON, Redd.** 1982. Multiple destination trip bias in recreation benefit estimation. *Land Economics*. 58(3): 364-372.
35. **HAUSMAN, Jerry and WISE, David.** 1977. Social experimentation, truncated distributions and efficient estimation. *Econometrica*. 45(4): 919-938.
36. **HAUSMAN, Jerry; LEONARD, Gregory and McFADDEN, Daniel.** 1995. A utility consistent, combined discrete choice and count data model. Assessing recreational use losses due to natural resource damage. *Journal of Public Economics*. 56: 1-30.
37. **HOF, John and KING, David.** 1992. Recreational demand by tourists for saltwater beach days: comment. *Journal of Environmental Economics and Management*. 22: 281-291.
38. **HUETH, Darrell and STRONG, Elizabeth.** 1984. A critical review of the travel cost, hedonic travel cost and household production models for measurement of quality changes in recreational experiences. *NJARE*. Octubre: 187-198.
39. **HUPPERT, Daniel.** 1989. Measuring the value of fish to anglers: application to central California anadromous species. *Marine Resources Economics*. 6: 89-107.
40. **KANNINEN, Barbara.** 1995. Bias in discrete response contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*. 28: 114-125.
41. **KANNINEN, Barbara and KRIS-TRÖM, Bengt.** 1993. Sensibility of willingness to pay estimates estimates to bid design in dichotomous discrete choice contingent valuation models: comment. *Land Economics*. 69: 199-203.
42. **KAORU, Yoshiaki; SMITH, Kerry and LONG-LIU, Jin.** 1995. Using random utility models to estimate the recreational value of estuarine resources. *American Journal of Agricultural Economics*. 77(1): 141-151.
43. **KEALY, Mary and PARSONS, George.** 1995. A demand theory for number of trips in a random utility model of recreation. *Journal of Environmental Economics and Management*. 29: 357-367.
44. **KLING, Catherine.** 1987. A simulation approach to comparing multiple site recreation demand models using Chesapeake Bay survey data. *Marine Resources Economics*. 4: 95-109.
45. **KOOP, Raymond and SMITH, Kerry.** 1993. Understanding damages to natural assets. In: **KOOP, Raymond and SMITH, Kerry** (Editors). *Valuing natural assets: the economics of natural resource damage assessment*. Resource for the Future, Washington, D. C. 358 p.
46. **LAFRANCE, Jeffrey and HANEMANN, Michael.** 1989. The dual structure of incomplete demand sys-

- tems. *American Journal of Agricultural Economics*. 71(2): 262-274.
47. **LARSON, Douglas**. 1991. Recovering weakly complementary preferences. *Journal of Environmental Economics and Management*. 21: 97-108.
 48. **LAYMAN, Craig; BOYCE, John and CRIDDLE, Keith**. 1996. Economic valuation of the chinook salmon sport fishery of the Gulkana River, Alaska, under currents and alternate management plans. *Land Economics*. 72(1): 113-128.
 49. **MADDALA, G. S.** 1983. Limited-dependent and qualitative variables in econometrics. Cambridge University Press, New York. 401 p.
 50. _____. 1984. Limited Dependent and Qualitative Variables in Econometrics. *Econometric Society Monographs in Quantitative Economics*. Cambridge University Press. 401 p.
 51. **McCONNELL, Kenneth**. 1975. Some problems in estimating the demand for outdoor recreation. *American Journal of Agricultural Economics*. 57: 330-334.
 52. _____. 1987. The damages to recreational activities from PCBs in the New Bedford Harbor. University of Maryland. 49 p.
 53. _____. 1990. Models for referendum data: the structure of discrete choice models for contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*. 18:19-34.
 54. **McCONNELL, Kenneth and DUCI, John**. 1989. Valuating environmental quality in developing countries: two case studies. Prepared for AERE Session on Contingent Valuation Surveys in Developing Countries. 19 p.
 55. **MENDELSON, Robert et al.** 1992. Measuring recreation values with multiple destination trips. *American Journal of Agricultural Economics*. 74: 926-933.
 56. **MOSCHINI, Giancarlo; MORO, Daniel and GREEN, Richard**. 1994. Maintaining and testing separability in demand systems. *American Journal of Agricultural Economics*. 76: 61-73.
 57. **MUELLBAUER, John**. 1974. Household production theory, quality and the "Hedonic Technique". *American Economic Review*. 64(6): 979-994.
 58. **NIKLITSCHKEK, Mario and LEON, Javier**. 1994. Combining intended demand and yes/no responses in the estimation of contingent valuation models. Ponencia presentada en el XIII Encuentro Latinoamericano de la Sociedad Económica. Agosto.
 59. **NIKLITSCHKEK, Mario**. 1996. Notas del curso sobre Valoración Económica de Bienes Ambientales. Magister Economía de Recursos Naturales y del Medio Ambiente. Universidad de Concepción. Enero.
 60. **OLSEN, Randal**. 1980. Aproximando a truncated normal regression with the method of moments. *Econometría*. 48(5): 1099-1106.
 61. **PARSONS, George and NEEDELMAN, Michael**. 1992. Site aggregation in a random utility model of recreation. *Land Economics*. 68(4): 418-433.

62. **PEARSE, Peter.** 1968. A new approach to the evaluation of non-price recreational resources. *Land Economics.* 44(1): 87-100.
63. **PEREZ, Luis et al.** 1996. Tipología de visitantes y valor de uso recreativo del parque nacional de Ordesa y Monte Perdido. Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes, Universidad de Zaragoza. 48 p.
64. **RANDALL, Alan.** 1994. A difficulty with the travel cost method. *Land Economics.* 70(1): 88-96.
65. **SELLER, C; STOLL, J. and CHAVAS, J.** 1985. Validation of empirical measures of welfare change: a comparison of non market techniques. *Land Economics.* 65: 156-175.
66. **SHAW, Douglass.** 1991. Recreational demand by tourists for saltwater beach days: comment. *Journal of Environmental Economics and Management.* 20: 284-289.
67. **SMITH, Kerry.** 1993. Non-market valuation of environmental resources: an interpretative appraisal. *Land Economics.* 69(1): 1-26.
68. **SMITH, Kerry ; DESVOUSGES, William and FISHER, Ann.** 1986. A comparison of direct and indirect methods for estimating environmental benefits. *American Journal of Agricultural Economics.* 68: 280-290.
69. **VAUGHAN, William and RUSSELL, Clifford.** 1982. Valuing a fishing day: an application of a systematic varying parameter model. *Land Economics.* 58(4): 450-461.

NOTAS

1. Trabajo presentado al Seminario "Economía y Medio Ambiente", realizado el 29 y 30 de julio de 1997 en Medellín (Colombia).
2. Profesor Departamento de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín.
3. Profesor Departamento de Economía y Finanzas de la Universidad de Talca, y del Departamento de Economía de la Universidad de Concepción (Chile).
4. Profesor Departamento de Economía, Universidad de Concepción (Chile).
5. Adaptado de las notas de Niklitschek (1996).
6. Una completa revisión y tratamiento del análisis de escogencia discreta se puede hallar en Ben-Akiva y Lerman (1993).
7. La evidencia empírica demuestra que la pregunta sobre *DAA* compensación tiende a sobreestimar las medidas de bienestar (Bishop y Heberlein, 1979).
8. Sobre estimaciones econométricas con variables cualitativas ver por ejemplo Amemiya (1981) y Maddala (1984).