

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN ECONOMÍA DE LOS RECURSOS
NATURALES Y DEL AMBIENTE



**“ELASTICIDAD INGRESO DE LA DISPOSICION A PAGAR: EL
CASO DE LA CONSERVACION DE LA BIODIVERSIDAD”**

Presentada por

HUGO IBRAHIM LUNA ASTORGA

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN ECONOMÍA DE LOS
RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE**

Lima – Perú

2019

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN ECONOMÍA DE LOS RECURSOS NATURALES Y
DEL AMBIENTE
“ELASTICIDAD INGRESO DE LA DISPOSICION A PAGAR: EL CASO DE LA
CONSERVACION DE LA BIODIVERSIDAD”**

Presentada por
HUGO IBRAHIM LUNA ASTORGA

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN ECONOMÍA DE LOS
RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE

Sustentada y aprobada ante el siguiente Jurado:

Dr. Álvaro Ortiz Sarabia
PRESIDENTE

Dr. Carlos Orihuela Romero
ASESOR

Dr. Waldemar Mercado Curi
MIEMBRO

Mg. Sc. Nathaly Abadía Salinas
MIEMBRO

Lima – Perú
2019

DEDICATORIA

La presente tesis está dedicada a mi familia por su amor y apoyo a lo largo de mi carrera y mi vida. A mis amigos y profesores que me acompañaron en esta etapa, aportando a mi formación tanto profesional y como ser humano.

AGRADECIMIENTO

A mi asesor Carlos Orihuela, por permitir que forme parte del Proyecto de investigación: Valorizando la Biodiversidad en el Perú, que tiene mi participación como tesista de posgrado.

A Nora Rojas y Raymundo Mogollón, por su apoyo y consejos desinteresados en la realización de la presente tesis, sin su ayuda y amistad hubiera sido muy difícil cumplir el objetivo.

A mi jurado, Álvaro Ortiz, Waldemar Mercado y Nathaly Abadía, por sus observaciones oportunas y consejos para que la tesis cumpla los estándares que el grado amerita.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA.....	5
2.1.	MARCO TEÓRICO	5
2.1.1.	La valoración económica de la biodiversidad	5
2.1.2.	La elasticidad ingreso de la demanda de bienes y servicios.....	6
2.1.3.	La elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad	7
2.2.	ANTECEDENTES	11
2.2.1.	Estudios que evidencian la relación positiva entre el ingreso y el valor de los bienes y servicios ambientales.....	12
2.2.2.	Estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la demanda por calidad ambiental de forma indirecta.....	12
2.2.3.	Estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la DAP para diferentes bienes y servicios ambientales incluido la conservación de la biodiversidad	13
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	16
3.1.	FORMULACIÓN DE HIPÓTESIS	16
3.1.1.	Hipótesis general	16
3.1.2.	Hipótesis específicas	16
3.2.	METODOLOGÍA	16
3.2.1.	Tipo de investigación	16
3.2.2.	Identificación de variables.....	17
3.2.3.	Diseño de la investigación.....	19
3.2.4.	Población y muestra	25
3.2.5.	Limitaciones de la investigación	26
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	27
4.1.	PRIMERA ETAPA: ELABORACIÓN DE UN META-ANÁLISIS DE ESTUDIOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD.....	27
4.1.1.	Resultados de la revisión sistemática de estudios	27
4.1.2.	Resultados de la prueba de igualdad de medias para la Disposición a pagar	31

4.1.3. Resultados del meta-análisis para la obtención de la disposición a pagar por conservación de la biodiversidad	34
4.2. REALIZACIÓN DE LA SEGUNDA ETAPA: CÁLCULO DE LAS ELASTICIDADES INGRESO DE LA DAP PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	37
V. CONCLUSIONES	44
VI. RECOMENDACIONES	46
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	47
VIII. ANEXOS.....	57

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Variables utilizadas en los modelos de regresión.....	23
Tabla 2: Cantidad de valores y estudios elegidos en la revisión sistemática	28
Tabla 3: Cantidad de valores por bioma obtenidos en la revisión sistemática	29
Tabla 4: Cantidad de valores por país obtenidos en la revisión sistemática.....	30
Tabla 5: Cantidad de valores por continente obtenidos en la revisión sistemática	30
Tabla 6: Cantidad de valores por método de valoración obtenidos en la revisión sistemática	31
Tabla 7: Cantidad de valores por unidad obtenidos en la revisión sistemática	31
Tabla 8: Pruebas de normalidad	33
Tabla 9: Prueba Mann - Whitney	33
Tabla 10: Estadísticos descriptivos de la DAP por persona y por hogar.....	34
Tabla 11: Estadísticos descriptivos del valor de la DAP para la protección de la biodiversidad por bioma	35
Tabla 12: Parámetros de los modelos estimados	38
Tabla 13: Elasticidad ingreso de la DAP por bioma y método de valoración.....	42

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Q-Q normal de la Disposición a pagar por hogar y por persona.....	32
---	----

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Clasificación por tipo de bioma y tipo de ecosistema respectivamente	58
Anexo 2: Modelos de regresion.....	59

RESUMEN

La presente investigación tiene como objetivo estimar la elasticidad ingreso de la disposición a pagar (DAP) por la conservación de la biodiversidad, entendida esta como acciones que conservan y/o mejoran hábitat y/o especies. Para ello se realizó un meta-análisis a partir de 88 observaciones de 36 estudios de preferencias declaradas realizados en el periodo 1984-2018, siendo este, el estudio más actualizado en la literatura. Los resultados señalan que la DAP por la conservación de la biodiversidad se distribuye regresiva o progresivamente dependiendo si el método usado es valoración contingente o experimentos de elección, respectivamente, así mismo, el valor de la elasticidad ingreso de la DAP se ve influenciado por el tipo de bioma, encontrando para algunos de estos valores negativos. Esto muestra que es muy discutible tratar de predecir los efectos distributivos de las políticas públicas para la conservación de la biodiversidad, dado que los resultados se ven influenciados por el método utilizado para la obtención de la DAP y el tipo de bioma.

Palabras clave: Disposición a pagar, valor económico, ingreso per cápita, conservación de la biodiversidad.

ABSTRACT

This research aims to estimate the income elasticity of the willingness to pay (WTP) for biodiversity conservation, understood as actions that conserve and/or improve habitat and/or species. For this purpose, a meta-analysis was made based on 88 observations of 36 revealed preference studies conducted in the period 1984-2018, this being the most updated study in the literature. The results indicate that WTP for biodiversity conservation is regressively or progressively distributed depending whether the method used is by contingent or by choice experiments, respectively, moreover, the value of the income elasticity of WTP is influenced by the type of biome, finding for some of these negative values. This shows that it is highly debatable attempting to predict the distributive effects of public policies for biodiversity conservation, given that the results are influenced by the method used to obtain WTP and the type of biome.

Keywords: Willingness to pay, economic value, per capita income, conservation of biodiversity.

I. INTRODUCCIÓN

La presente investigación estima la elasticidad ingreso de la disposición a pagar (DAP) por la “conservación de la biodiversidad”, entendida esta como acciones que conservan y/o mejoran hábitat y/o especies.

La conservación de la biodiversidad ha tomado gran importancia en las políticas públicas de los países, prueba de ello es la cantidad de tratados y convenios internacionales que se han firmado a lo largo del tiempo. Algunos ejemplos de tratados en los que ha participado el Perú son: Convención para la Protección de la Flora, de la Fauna y de las Bellezas Escénicas Naturales de los Países de América (1940), Convención para el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Extinción (ratificado en 1974), Acuerdo entre Perú y Brasil para la conservación de la flora y de la fauna de la Amazonía (1979), Acuerdo entre Perú y Colombia para la conservación de la flora y de la fauna de la Amazonía (1979), Convenio sobre Diversidad Biológica (ratificado en 1993).

Así mismo, Gómez-Baggethun *et al.* (2010) y Bartkowski *et al.* (2015), demuestran que los servicios ecosistémicos relacionados a la protección de la biodiversidad son objeto de un gran número de investigaciones de todo tipo, incluyendo valoraciones económicas, pero aun es poca la evidencia empírica sobre la elasticidad ingreso de la DAP por conservarla, algo imprescindible para poder dar luces sobre los efectos distributivos de las políticas de conservación.

Quizá Kuznets (1955) es el pionero en estudiar la relación entre desigualdad y crecimiento económico, la cual es conocida como la Curva de Kuznets, y se plantea que tiene la forma de una U invertida. Años después, este esquema fue utilizado para relacionar crecimiento económico con la degradación ambiental (o calidad ambiental), llamándosele Curva Ambiental de Kuznets (CAK) (Grossman y Krueger 1991). Este tema ha concitado la atención de la literatura desde la década de los noventa, en donde surgieron numerosos

estudios que evidencian o cuestionan empíricamente la existencia de la CAK (Dasgupta *et al.* 2002; Cole 2003; Stern 2004; Deacon y Norman 2006; Czech 2008; Wagner 2008; Mills y Waite 2009).

Que la CAK tenga la forma de U invertida (relacionando la calidad ambiental con los ingresos), es un argumento para afirmar que los beneficios de la regulación ambiental son positivos a niveles altos de ingresos y por ende las economías pobres deberían priorizar políticas que fomenten su crecimiento, aunque esto conlleve una mayor degradación en un inicio.

Quizá el argumento teórico más importante a favor de la CAK es que, a partir de cierto nivel, un mayor ingreso per-cápita debería implicar una mayor demanda de bienes ambientales, por ejemplo, una mayor DAP por mejoras ambientales, ya que los consumidores demandarían una mejor calidad ambiental en general (y una mejor conservación de la biodiversidad en particular) cuando ellos sean más ricos (Lopez 1994; Eriksson y Persson 2003). Esto implica en parte que la elasticidad ingreso de la disposición a pagar -por una mejora ambiental- debería ser mayor a uno (por lo que se consideran bienes de lujo).

Algunos economistas argumentan que la calidad ambiental en general (con sus múltiples dimensiones, incluyendo la biodiversidad) es un bien de lujo. Por ejemplo, McFadden y Leonard (1992) afirman que la protección ambiental debe ser un bien de lujo por el hecho de que las familias pobres tienen necesidades básicas que se les hace difícil satisfacer y, por ende, demandar una mayor calidad ambiental no es su prioridad, pero por otro lado para las familias ricas demandar mayor calidad ambiental es más asequible. Kolstad (2001) va por la misma línea, argumentando que la preocupación por el medio ambiente ha aumentado en los últimos años debido al aumento de los ingresos, por lo que se considera a las mejoras ambientales como bienes de lujo.

Sin embargo, Kriström y Riera (1996) mencionan que los economistas afirman “intuitivamente” que las mejoras ambientales son bienes de lujo, pero que no existen a priori, razones para creer esto. Dasgupta y Maler (1994) señalan que la CAK combina tecnología y preferencias en un camino de expansión, por ende, solo basta que la elasticidad ingreso

sea positiva para que la curva tenga la forma propuesta.

Autores como Pearce y Palmer (2001) corroboran la existencia de elasticidades mayores a uno para la preservación ambiental, aunque obtienen sus resultados de forma indirecta evaluando bienes públicos en general. Otros autores encontraron que esta elasticidad es mayor a cero, pero menor a uno para bienes y servicios ambientales (Kriström y Riera 1996; Høkby y Söderqvist 2003; Jacobsen y Hanley 2009; Czajkowski y Ščasný 2010).

Al parecer no existe en la teoría económica razones para afirmar que la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad (así como de otros bienes y servicios ambientales) deba ser mayor a 1, y la evidencia empírica parece refutar esta afirmación encontrando en su mayoría elasticidades mayores a cero, pero menores a uno.

Dado lo mencionado en los párrafos anteriores, la estimación de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad se hace importante por los siguientes motivos:

- Aportar evidencia sobre el valor de la elasticidad ingreso de la DAP para la protección del ambiente, tomando como caso la “conservación de la biodiversidad”, realizando un meta-análisis *actualizado* recopilando estudios de valoración económica cuyo periodo de publicación van desde 1984 hasta el 2018.
- Son escasos los estudios que han abordado la estimación de la elasticidad ingreso **exclusivamente** para la conservación de la biodiversidad (Llanos, 2017; Jacobsen y Hanley 2009). Así, el resultado de este estudio constituirá una contribución a la literatura.
- La estimación de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad, permitirá dar luces sobre los temas distributivos de las políticas públicas ambientales, es decir responder a quién beneficia más una política ambiental relacionada a la conservación de la biodiversidad, ¿a las personas de bajos o altos ingresos?
- La estimación de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad, también podría ser importante en la configuración de políticas ambientales eficientes, dando luces de que tan restrictivas de la actividad económica deberían ser dichas políticas.

- El estudio permite tener datos estandarizados de la DAP por protección de la biodiversidad para una serie de Biomas, entre los cuales se encuentran algunos que son importantes para los objetivos de políticas en Perú, como por ejemplo los pastizales, humedales y bosques tropicales.

De esta forma, este estudio propone no solo un aporte a la literatura económica sino también elaborar información útil para toma de decisiones en materia de conservación de la biodiversidad.

La investigación tuvo como objetivo general estimar la elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad -mediante una meta-análisis para el periodo 1984-2018, con la finalidad de enriquecer la literatura sobre este tema y dar luces sobre los efectos distributivos de las políticas en conservación.

Los objetivos específicos fueron: a) Determinar la influencia del método de valoración económica de preferencias declaradas sobre la estimación de la elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad; b) Precisar la influencia del tipo de bioma sobre el valor de la elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MARCO TEÓRICO

2.1.1. La valoración económica de la biodiversidad

Bartkowski *et al.* (2015) menciona que el término de biodiversidad fue acuñado por Walter Rosen en 1986 en el contexto del Foro Nacional sobre biodiversidad, pero que, sin embargo, su forma compleja, la diversidad biológica, ha estado en uso desde al menos 1980.

La definición más utilizada de la biodiversidad es la adoptada por el “Convenio sobre la Diversidad Biológica” de 1992, la cual en su artículo 2 define a la biodiversidad como:

“Por diversidad biológica se entiende la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”.

Este concepto es muy amplio y complejo, y por tal motivo no puede ser capturado directamente, por ende, se hace necesario el uso de aproximaciones o indicadores que se centren en un solo nivel. Esto es crítico para los estudios de valoración económica de la biodiversidad los cuales eligen enfoques muy divergentes y utilizan diferentes aproximaciones para tratar de capturar el concepto y que pueda ser entendido más fácilmente por la población sometida a los cuestionarios.

Bartkowski *et al.* (2015) quien realizó una revisión integral y crítica de los estudios de valoración de la biodiversidad, encontró que el hábitat y las especies (valoraciones de especies amenazadas, raras, en peligro de extinción, invasoras, etc.) son categorías muy comunes para tratar de aproximar el valor económico de la biodiversidad, porque es más

fácil obtener valores de la gente para la preservación de los mismos. Estas categorías también incluyen el servicio ambiental “protección de la biodiversidad”. En su revisión también encontró que más del 80 por ciento de los estudios aplican métodos de preferencias declaradas.

Los métodos de preferencias declaradas como el de valoración contingente (VC) y el de experimentos de elección (EE), se basan en la construcción de mercados hipotéticos para poder capturar las variaciones (aumentos o disminuciones) y las correspondientes DAP para bienes y servicios que no tienen mercados. Por ende, en el caso de querer valorar algún aspecto de la biodiversidad, generalmente las preguntas realizadas mediante encuestas van abocadas a proponer un pago para la mejora y/o conservación del ambiente que permitirá el mantenimiento o el aumento del aspecto de la biodiversidad valorado, esa es la razón por la que el hábitat es uno de los indicadores más ampliamente usados.

Dado lo anterior en la presente investigación que se aboca en la revisión de estudios cuya valoración se realizó por métodos de preferencias declaradas y que además tienen como uno de sus objetivos evidenciar la influencia del bioma sobre el cálculo de la elasticidad ingreso, se revisaron y escogieron estudios que valoraron la conservación y/o mejora del hábitat y/o especies entendiéndose esto por “conservación de la biodiversidad”.

2.1.2. La elasticidad ingreso de la demanda de bienes y servicios

La elasticidad ingreso de la demanda de un bien (e_I) es la variación porcentual que experimenta la cantidad demandada Q cuando el ingreso I aumenta en 1 por ciento (Pindyck 1995):

$$e_I = \frac{\Delta Q/Q}{\Delta I/I} = \frac{\Delta Q}{\Delta I} \cdot \frac{I}{Q}$$

Por lo tanto, mide el grado en que la cantidad demandada de un bien responde a una variación del ingreso de los consumidores. Un **bien normal** es aquel cuya elasticidad ingreso de la demanda es positiva y un **bien inferior** es aquel cuya elasticidad ingreso de la demanda es negativa. Dentro de los bienes normales se encuentran los **bienes de lujo** y los **bienes necesarios**.

Los **bienes de lujo** tienen una elasticidad ingreso de la demanda mayor que uno, por ende, la cantidad demandada de este tipo de bienes aumenta más que proporcionalmente con el aumento del ingreso, esto quiere decir que a medida que esta última se incrementa, la participación de estos bienes en el presupuesto de los consumidores aumenta. Los **bienes necesarios** tienen una elasticidad renta mayor que cero, pero menor que uno, por lo tanto, la cantidad demandada de este tipo de bienes aumenta menos que proporcionalmente en relación al ingreso, esto significa que, ante un aumento de esta última, la participación de este tipo de bienes en el presupuesto de los consumidores disminuirá (Mochon 2005).

2.1.3. La elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad

En la presente sección se abordará la discusión que ha existido en la literatura sobre el valor que tomaría la elasticidad ingreso de la demanda por la protección y/o calidad ambiental, entendida esta de su forma más general, es decir, abarcando todas sus posibles dimensiones incluida la conservación de la biodiversidad.

a. La elasticidad ingreso de la demanda por calidad ambiental

Según Kolstad (2001) la preocupación por el ambiente es una inquietud profundamente arraigada en los últimos años, causada en gran parte por los altos ingresos. Este último es un factor importante, no solo porque las personas con altos ingresos consumen más, y, por ende, generan más contaminación, y para los pobres que luchan por llevar alimento a su mesa, la calidad del ambiente generalmente ocupa un lugar secundario, sino también porque a medida que aumentan, a las personas les interesa más el medio ambiente en el que habitan. Esta es la razón por la que a menudo se considera a las mejoras ambientales como bienes de lujo.

Beckerman (1974), McFadden y Leonard (1992), argumentan que las familias pobres al tener necesidades básicas que les es difícil satisfacer, la calidad ambiental no es su prioridad. Hay algunos estudios que podrían estar corroborando esta aseveración al estimar la elasticidad ingreso de las mejoras ambientales en bienes públicos tales como, la protección contra incendios, la recreación en parques, el ruido de los aeropuertos, entre otros (Boercherding y Deacon 1972; Bergstrom y Goodman 1973;

Walters 1975; Dorfman 1977). Además, es muy común encontrar esta afirmación en los libros de texto de economía ambiental.

Otro argumento esbozado en la literatura a favor de la existencia de elasticidades ingreso de la demanda por calidad ambiental mayores a uno es el planteamiento sobre la forma de U invertida de la CAK, la cual establece hipotéticamente que la contaminación o degradación ambiental aumenta con el aumento de los ingresos hasta un cierto nivel a partir del cual si continúan aumentando los ingresos la contaminación disminuye. Tyllianakis y Skuras (2016), nos explican que hay dos procesos que explican la relación existente entre el ingreso y los niveles de contaminación y degradación.

Primero, en los niveles bajos de ingresos, los individuos no están dispuestos a intercambiar el consumo para invertir en protección ambiental (mencionado también por Kolstad, 2001) y, por lo tanto, el nivel de calidad ambiental es bajo. A medida que el ingreso crece por encima de un umbral, los individuos al encontrarse con las necesidades básicas ya satisfechas y aseguradas, comienzan a exigir mayores inversiones para un entorno mejorado que, a su vez, disminuye la contaminación y degradación del ambiente.

Segundo, en el proceso de crecimiento económico, las economías experimentan cambios económicos estructurales hacia industrias menos contaminantes y adquieren niveles más altos de desarrollo tecnológico.

El primer punto mencionado que explica la relación entre la contaminación y el ingreso tiene que ver mucho con el valor de la elasticidad ingreso de la demanda de los bienes y servicios ambientales.

Como menciona Riera *et al.* (2008), al aumentar los ingresos y por ende la producción, aumenta la utilidad de las personas, pero cada vez menos, dado el supuesto de utilidad marginal decreciente en el consumo. En cambio, al aumentar la degradación ambiental (debido al aumento de la producción) la desutilidad aumenta

de forma creciente, debido al supuesto de desutilidad marginal creciente en la contaminación. Por lo tanto, las preferencias son un factor importante en la determinación de la CAK.

Sin embargo, tal como señala Dasgupta y Maler (1994), la CAK muestra un espejismo que han seguido muchos economistas. Dado que la CAK es una forma reducida que combina tecnología y preferencias en un camino de expansión, basta que la elasticidad ingreso por las mejoras ambientales deban ser positivas para que la curva tenga la forma propuesta.

Krström y Riera (1996) mencionan que hay un folclore en la economía que lleva a afirmar intuitivamente que el medio ambiente en general es un bien de lujo, pero que a priori no existen razones para suponer esto. Además, muchos de los estudios que han encontrado elasticidades ingreso mayores a uno (como los citados anteriormente), no se han centrado directamente en estimar esta última para mejoras ambientales y ni la CAK ni la literatura sobre elección colectiva proporcionan vehículos ideales para comprender la relación entre la demanda de calidad ambiental y el ingreso.

Ahora, que la elasticidad ingreso de los bienes y servicios ambientales sea mayor o menor que uno no es poca cosa, como explican Flores y Carson (1997). Al considerar las políticas ambientales, los economistas principalmente se centran en la eficiencia económica, aunque también suele tener importancia las implicancias distributivas.

Las políticas ambientales pueden ser progresivas en el sentido que los beneficios netos sean mayores para las personas con altos ingresos que para las personas con ingresos más bajos, esta disparidad en los beneficios puede opacar el atractivo de una política ambiental (Flores y Carson 1997). Los hallazgos de las CAK con forma de U invertida que vinculan los ingresos con la calidad ambiental, ofrecen evidencia que los beneficios de la regulación ambiental solo pueden ser positivos a niveles de ingresos más altos, lo que ha llevado a mucho a argumentar que las economías pobres

deberían priorizar políticas que fomenten su crecimiento (generalmente reduciendo las políticas ambientales).

b. La elasticidad ingreso de la disposición a pagar

Al analizar los impactos distributivos de las políticas ambientales, es importante distinguir entre la elasticidad ingreso de la demanda y la elasticidad ingreso de la DAP. Las elasticidades de ingreso de la DAP son el concepto apropiado para comprender los impactos distributivos de las políticas que afectan a los bienes colectivos racionados en cantidad (Flores y Carson 1997).

Tal como lo plantea Høkby y Söderqvistb (2003), para derivar expresiones de elasticidades, asumimos que los individuos maximizan funciones de utilidad $U = u(x, z)$ que están determinadas por el consumo de bienes privados (vector de x) y los niveles de los bienes y servicios ambientales (z). La maximización se realiza sujeta a una restricción presupuestaria $y = px + qz$, donde “ p ” es el vector de los precios de los bienes privados, “ q ” es el precio virtual del bien o servicio ambiental e “ y ” es el ingreso. Resolviendo este problema de maximización se obtendrían las funciones de demanda Marshallianas a partir de las cuales se derivan las elasticidades precio e ingreso.

En entornos reales, el nivel de z suele estar racionado, y su naturaleza de bien público implica que no exista un precio de mercado para este servicio, por lo que para aproximarse a su valor se utilizan métodos de valoración económica ambiental como los de preferencias declaradas.

En una configuración de valoración contingente, por ejemplo, se invita a los encuestados a comportarse como si hubiera un mercado para z . Sin embargo, no se produce un intercambio real de bienes y dinero y solo un cambio en particular está sujeto a estudio. Esto último no permite que el individuo pueda maximizar su función de utilidad sujeta a “ z ”, el método de valoración tendría que ser muy sofisticado para permitir múltiples combinaciones.

Los estudios de valoración por métodos de preferencias declaradas a menudo incluyen una estimación de una función de la DAP, la cual está sujeta a una serie de variables, por ejemplo, los ingresos. La inclusión de esta última variable permite estimar la elasticidad ingreso de la DAP.

Kristrom y Riera (1996), Jacobsen y Hanley (2009) y Tyllianakis y Skuras (2016) definen la elasticidad ingreso de la DAP para mejoras ambientales, de la siguiente forma:

$$\varepsilon_I = \frac{I}{DAP} \cdot \frac{\partial DAP}{\partial I} = \frac{\partial(\ln DAP)}{\partial(\ln I)}$$

Donde «I» es el ingreso y «DAP» es la función de la «DAP», de ese modo es posible cuantificar el patrón de distribución de la DAP.

Como ya se mencionó para el presente estudio se ha tomado como caso la DAP para la conservación de la biodiversidad, entendida esta como acciones que conservan y/o mejoran hábitat y/o especies. Si la elasticidad ingreso es menor a uno, la proporción del ingreso que se asigna a la DAP disminuye a medida que aumenta el ingreso, por ende, esta se distribuye de forma regresiva, es decir, una política de conservación sería relativamente más beneficiosa para los grupos de bajos ingresos que para los grupos de altos ingresos. Por el contrario, si la elasticidad de la DAP es mayor a uno, la conservación de la biodiversidad se distribuye progresivamente, es decir, sería relativamente más beneficioso para los grupos de altos ingresos que para los grupos de bajos ingresos.

2.2. ANTECEDENTES

La revisión de literatura abarco los siguientes grupos de estudios: (1) estudios que buscaron simplemente evidenciar la relación entre el ingreso y el valor de los bienes y servicios ambientales; (2) estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la demanda por calidad ambiental de forma indirecta, mediante la demanda por bienes públicos variados; y, (3) estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la DAP para diferentes bienes y servicios ambientales incluido la conservación de la biodiversidad.

2.2.1. Estudios que evidencian la relación positiva entre el ingreso y el valor de los bienes y servicios ambientales

Brander *et al.* (2006) y Rao *et al.* (2014) realizan un meta-análisis para estimar el valor económico de los humedales (215 observaciones) y de los ecosistemas costeros (92 observaciones) respectivamente. Ambos estudios evaluaron las variables socioeconómicas ingreso per cápita, densidad poblacional y área del ecosistema, encontrando que son importantes para la explicación del valor económico, en el caso del ingreso per cápita, se encontró que un coeficiente positivo para tales variables con una correlación significativa.

Ghermandi *et al.* (2008) examinan el impacto de los bienes y servicios provistos por los humedales, utilizando un meta-análisis de 167 estudios, recopilando 385 observaciones, encuentran que, entre sus variables socioeconómicas, el ingreso per cápita presenta una correlación positiva, y que su coeficiente varía entre cero y uno, indicando un efecto inelástico en el ingreso. Del mismo modo, Chaikumbung *et al.* (2016), de 379 estudios, con 1432 observaciones, encuentra que el coeficiente del ingreso per cápita es positivo y estadísticamente significativo.

2.2.2. Estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la demanda por calidad ambiental de forma indirecta

Borcherding y Deacon (1972) así como Bergstrom y Goodman (1973), analizan las demandas para bienes públicos en USA. El primer estudio, evalúa tres parámetros: precio de la demanda, la elasticidad ingreso y la capturabilidad, para analizar la educación local, hospitales, autopista, servicio sanitario y alcantarillado, parques y recreación. El segundo estudio, analiza la empleabilidad, elasticidad ingreso, la densidad poblacional, impuestos, porcentaje ocupacional, respecto a los gastos generales, gastos de la policía y gastos para parques y recreación. Ambos estudios encontraron la elasticidad ingreso para parques y recreación, mayor a uno, es decir, se comportan como bienes de lujo.

Pearce y Palmer (2001), documentó el gasto público de la OCDE para preservar el ambiente mediante la reducción y el control de la contaminación, encontrando que la elasticidad de los ingresos de estos gastos era mayor que uno y cerca de 1.2, lo cual sugiere que la preservación del ambiente se comporta como un bien superior o de lujo.

Ghalwash (2008) evalúa áreas recreativas en Suecia, empleando una metodología indirecta al utilizar la demanda de algunos productos de libre acceso como un proxy para la demanda de servicios recreativos, las elasticidades del ingreso por los bienes tradicionales son estables a lo largo del tiempo, lo que indica que las preferencias de los consumidores por los gastos de estos productos específicos no cambian con el tiempo y mantienen su elasticidad ingreso mayor a uno.

2.2.3. Estudios que estimaron la elasticidad ingreso de la DAP para diferentes bienes y servicios ambientales incluido la conservación de la biodiversidad

Kriström y Riera (1996) evalúan la elasticidad ingreso de mejoras ambientales para seis casos de valoración contingente en Europa, como, por ejemplo, calidad del agua, humedales, bosques, parques, etc. Estimaron funciones univariadas teniendo a la DAP, como variable dependiente y al ingreso como la independiente. Sus resultados mostraron elasticidades ingreso menores a uno en todos los casos.

Schläpfer y Hanley (2003) mencionan que la protección del paisaje y las áreas recreativas en Suiza se atribuye en las variaciones de las características socioeconómicas, hallando que, a mayores ingresos, aumenta la aprobación por conservar y proteger las áreas recreativas, encontrando elasticidades ingreso mayores a uno.

Hökby y Söderqvistb (2003) compilan 21 estimaciones de estudios de valoración contingente en Suecia y Horowitz y McConnell (2003) analizan 12 estimaciones de países desarrollados, ambos para diferentes servicios ecosistémicos incluido la protección de la biodiversidad; los dos estudios concluyen que la elasticidad ingreso respecto a la DAP por la protección de la biodiversidad son mayores a cero, pero menores a uno, es decir, la DAP se distribuye regresivamente.

Schläpfer (2006) llevó a cabo un meta-análisis de estimaciones para la DAP de bienes públicos relacionados con el ambiente bajo el método de valoración contingente. De las 83 estimaciones registradas en 64 estudios, el 56.6 por ciento incluye una variable explicativa de ingresos y solo el 36.1 por ciento registran un efecto ingreso significativo. El estudio

concluye que para estudios que se han realizado por el método de valoración contingente las elasticidades ingreso son mayores a cero, pero menores a uno.

Jacobsen y Hanley (2009) realizaron un meta-análisis de estimaciones para la DAP respecto a la conservación de la biodiversidad y el hábitat y examinaron los efectos que tiene sobre esta el ingreso declarado por los encuestados, y luego el PBI per capita. De 145 estimaciones registradas en 46 estudios el 65.5 por ciento incluye en sus análisis una variable de ingreso y solo el 38.6 por ciento del total registran un efecto de ingreso significativo. El estudio concluye que el PIB per cápita funciona tan bien como una variable explicativa como el ingreso medio declarado en las encuestas, lo que indica que es la riqueza en la sociedad en su conjunto lo que determina las variaciones en la DAP, además, concluyeron que la conservación de la biodiversidad y el hábitat presentan elasticidad ingreso de la DAP mayores a cero, pero menores a uno.

Tyllianakis y Skuras (2016) realizaron un meta análisis para examinar la relación en la DAP para lograr un buen estado ecológico para las lagunas superficiales en Europa y los ingresos. Para ello utilizaron los datos estimados en 32 estudios e indicadores sociales estimados por Eurostat, sus resultados mostraron que los ingresos eran estadísticamente significativos y su elasticidad mayor a cero, pero menor a uno.

Llanos (2017), estima la elasticidad ingreso por la protección de la biodiversidad y el turismo recreacional a nivel global, utilizando un meta – análisis, seleccionando 77 estudios que habían estimado la DAP por una variedad de métodos y técnicas, y estimando una función que solo incorporaba como variable explicativa el ingreso per cápita. Sus resultados mostraron que la elasticidad ingreso de la DAP por la protección de la biodiversidad es menor a uno y por el turismo recreacional mayor a uno.

A partir de este breve análisis, se puede observar que los estudios que han estimado directamente la elasticidad ingreso de la DAP por bienes y servicios ecosistémicos, incluidos la conservación de la biodiversidad, han encontrado valores mayores a cero, pero menores a uno, en su mayoría, mostrando que la DAP se distribuye regresivamente. Aquellos estudios que han mostrado lo contrario han estimado la elasticidad ingreso por la calidad ambiental

en general de forma indirecta, evaluando bienes públicos variados, desde protección contra incendios hasta parques o evaluando el gasto gubernamental en lugar del ingreso (Pearce y Palmer 2001).

Estos hallazgos empíricos podrían estar confirmando lo planteado por autores como Kriström y Riera (1996) y Dasgupta y Maler (1994), sobre el hecho de que la afirmación que la elasticidad ingreso de la DAP (o la demanda) por la protección ambiental en general (incluida la conservación de la biodiversidad) es mayor a 1, no tiene ningún argumento más que la pura intuición de algunos economistas.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. FORMULACIÓN DE HIPÓTESIS

3.1.1. Hipótesis general

La elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad es mayor a cero, pero menor a uno.

3.1.2. Hipótesis específicas

- El método de valoración económica utilizado no influye en el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad.
- El tipo de bioma no influye en el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad.

3.2. METODOLOGÍA

3.2.1. Tipo de investigación

La investigación se define como documental, descriptiva, analítica y exploratoria. (1) documental, porque se va a revisar estudios que hayan estimado un valor económico de algún tipo de bioma; (2) descriptivo, ya que se representará el comportamiento existente entre las variable ingreso per cápita con su valor económico para la conservación de la biodiversidad; (3) analítica, ya que se ha identificado el tipo de relación entre las variables ingreso per cápita y la DAP y (4) exploratoria, porque se realizó un meta-análisis, en base a la revisión de una gran cantidad de estudios.

El periodo de esta investigación corresponde a los años de publicación de los estudios seleccionados, los cuales varían desde 1984 hasta 2018.

3.2.2. Identificación de variables

Para la estimación de las funciones que permitan obtener la elasticidad ingreso de la DAP para la conservación de la biodiversidad, además de obtener las DAP de los estudios revisados y una medida de ingreso, se deben considerar otra serie de variables que influyen en las estimaciones, esto debido a que los datos son obtenidos de estudios que han sido realizados y publicados en diferentes momentos del tiempo, muestran el valor del servicio ecosistémico para diferentes ecosistemas, las áreas evaluadas para los mismos ecosistemas no han sido las mismas y los métodos de valoración utilizados no han sido los mismos. Todos estos factores influyen al momento de querer evidenciar una relación entre la DAP y los ingresos utilizando como base estudios diversos. Para la presente investigación se tomaron las siguientes variables.

a. Variable dependiente

- **La Disposición a pagar por la protección de la biodiversidad:** La DAP es la medida de cuanto están dispuestos a pagar como máximo las personas (o el máximo sacrificio expresado en dinero) por obtener sucesivas unidades de un bien o un servicio o en su defecto por evitar un mal (por ejemplo, la contaminación). Para la presente investigación se seleccionaron estudios donde se haya estimado la DAP por persona o por hogar para la conservación de la biodiversidad, entendida esta como la conservación y/o mejora de hábitat y/o especies.

b. Variables independientes

- **El PBI per cápita:** Como medida de ingreso de la población se usó el PBI per capita, el cual mide el valor de los bienes y servicios finales producidos en la economía, o visto desde otro ángulo, el ingreso que obtienen los factores en el proceso productivo dividido entre la cantidad de población.

Esto va acorde con lo realizado por otros estudios que han abordado la misma temática, como el de Jacobsen y Hanley (2009) quien encontró que el PIB per cápita funciona tan bien como variable explicativa como el ingreso medio declarado en las

encuestas, lo que indica que es la riqueza en la sociedad en su conjunto lo que determina las variaciones en la DAP.

La variable para los diferentes países de la muestra se obtuvo de los indicadores económicos publicados por el Banco Mundial¹, el cual muestra los PBI per cápita para cada país y para cada año, desde 1962 al 2018.

- **Año de la encuesta:** Mide el año en que se realizó el trabajo de campo para obtener la DAP, esta es una variable que reportan todos los estudios de valoración seleccionados y es la medida que sirve de referencia para la obtención del PBI per cápita y la realización de la estandarización de valores para todas las variables monetarias.
- **Año de publicación:** Mide el año en que se publicó el estudio.
- **Numero de encuestados:** Es la medida de la cantidad de la muestra utilizada para la realización de las encuestas en los estudios seleccionados. Cabe resaltar como se indicará más adelante que no se tomó en cuenta el método de muestreo realizado como parámetro para la selección de los estudios.
- **Cantidad de población objetivo:** Mide la cantidad de población que los estudios detectan como beneficiaria de la conservación de la biodiversidad y por ende a partir de la cual se aplicó el método de muestreo respectivo para la obtención de la muestra representativa. Cabe resaltar que hay estudios cuya encuesta se realizó a población que se encuentra geográficamente muy distante a la zona donde se produce la oferta del servicio ecosistémico, pero, aun así, se tomó en cuenta porque estos estudios estiman generalmente un valor de no uso.
- **Bioma:** Los biomas son los tipos generales de comunidades características de cada región climática del planeta, además de ser el ambiente en el que se desarrolla una

¹ Para el ingreso per cápita, visitar: <http://data.worldbank.org/indicador/NY.GNP.PCAP.CD>

comunidad a gran escala de organismos que comparten las mismas condiciones ambientales; representa a un conjunto de ecosistemas (Valverde *et al.* 2005).

Para el presente análisis se ha tomado como referencia la clasificación por biomas utilizada por la TEEB (2010), quienes los clasifican en 16 grupos (ver Anexo 1).

Se tomó la clasificación por biomas en lugar de ecosistemas, debido a que el segundo resulta ser muy específico, no permitiendo fácilmente la agrupación de resultados de diferentes estudios, además, muchos de los estudios no reportan esta información o no lo realizan con la suficiente especificidad. Por ejemplo, el bioma humedales interiores según la TEEB puede clasificarse hasta en cuatro ecosistemas.

- **Método de valoración:** Variable que indica el método de preferencias declaradas utilizado, valoración contingente (VC) o experimentos de elección (EE). Se tomó en cuenta los estudios que reportaron métodos de preferencias declaradas debido a que tal como lo menciona Flores y Carson (1997), quizás la evidencia empírica más sólida que vincula el ingreso y la calidad ambiental proviene de este tipo de estudios, además de ser los más usados para valorar la biodiversidad (Bartkowski *et.al.* 2015).

3.2.3. Diseño de la investigación

Para el desarrollo de la presente investigación se planteó dos etapas de trabajo. La primera etapa consistió en la elaboración de un meta-análisis de estudios de valoración económica para la conservación y/o mejora del hábitat para la protección de la biodiversidad, el cual consistió en:

- a. Búsqueda y selección de estudios
- b. Estandarización de valores
- c. Obtención de los principales estadísticos para la DAP por bioma

La segunda etapa consistió en el cálculo de las elasticidades ingreso de la DAP para la conservación de la biodiversidad, mediante la realización de regresiones por mínimos cuadrados ordinarios (MCO), empleando el software econométrico STATA versión 15.

Descripción de las actividades de la primera etapa

a. Búsqueda y selección de estudios

La búsqueda de estudios se llevó a cabo en las principales bases de datos de estudios científicos como ScienceDirect, Scopus, Jstor, Google Scholar, etc, utilizando diferentes palabras claves que permitieron obtener estudios donde se haya valorado explícitamente la conservación y/o mejora del hábitat y/o especies. También se revisaron las principales bases de datos especializadas en valoración de bienes y servicios ambientales, como EVRI y TEEB, estas bases de datos mediante los filtros que poseen permiten ubicar rápidamente estudios de valoración para el servicio ecosistémico de interés, brindando un resumen completo de los datos relevantes del estudio y permitiendo su ubicación rápida en las revistas respectivas de su publicación para la obtención de datos más específicos y la validación de su conveniencia.

Los criterios utilizados para seleccionar los estudios fueron:

- Ser un estudio primario, es decir, no basado en transferencia de beneficios o meta-análisis.
- Que proporcione un valor explícito para la conservación y/o mejora del hábitat y/o especies.
- Que proporcione un valor por persona o por hogar al año, o de lo contrario que sea factible obtener la información necesaria para realizar las transformaciones correspondientes.
- Que los métodos de valoración utilizados hayan sido de preferencias declaradas (VC y EE), esto debido a que estos métodos estiman la DAP de forma directa mediante el uso de encuestas donde las personas declaran sus preferencias.
- Que el estudio presente el número de encuestados (tamaño de muestra).
- Que el estudio presente la cantidad de la población objetivo, o de lo contrario sea factible obtenerlo de forma externa al estudio.
- Que el estudio proporcione información sobre el área a la que se aplica el valor, o de lo contrario sea factible obtenerlo de forma externa al estudio.

b. Estandarización de valores

Los estudios informan los valores estimados para la DAP en muchas medidas y

monedas diferentes y las encuestas han sido realizadas en diferentes momentos del tiempo, por ejemplo, encontramos DAP por persona, por hogar o por hectárea, en un tiempo mensual o anual. Por ende, los valores se han estandarizado de la siguiente manera:

- Los valores que fueron reportados por hectárea y en un tiempo que no fuera anual, se convirtieron a persona u hogar al año.
- Los valores se convirtieron a dólares internacionales utilizando el factor de conversión de Paridad de Poder Adquisitivo (PPA), consumo del sector privado, en dólares internacionales del 2011². En algunos casos donde el valor no era reportado en la moneda del lugar del estudio, estos se tuvieron que convertir a la moneda local para luego ser ajustados por el factor. Por ende, las DAP de los estudios quedaron definidas por hogar o persona al año en dólares internacionales del 2011 a paridad de poder adquisitivo.

c. Obtención de los estadísticos descriptivos de la DAP para la conservación de la biodiversidad por bioma

Como ya se mencionó los valores de la DAP de los estudios se presentan por hogar y por persona al año y cuando no era el caso se transformaban a esas unidades si era posible, de lo contrario el estudio era descartado.

Convertir todos los estudios en una única medida ya sea por hogar o por persona, hubiera sido muy difícil ya que para ello se hubiera necesitado el dato del número de personas promedio por hogar para el país y el año en el que se realizó la encuesta para cada estudio, dato que muchas veces no está disponible, esto podría haber llevado a dos caminos distintos en las estimaciones: (1) trabajar por separado con los estudios que reportaron valores por hogar y por persona, lo cual reduciría el número de observaciones drásticamente, y (2) trabajar con todos los estudios indistintamente, lo cual permitiría poder contar para la obtención de los resultados con todas las observaciones. Lo segundo implica suponer que la DAP estimada por hogar no

² Es la cantidad de unidades de la moneda de un país que se requiere para comprar las mismas cantidades de bienes y servicios en el mercado nacional que el dólar estadounidense compraría en los Estados Unidos. Este factor de conversión es para el consumo privado (es decir, el gasto de consumo final de los hogares). Se obtiene de “Los Indicadores de Desarrollo Mundial” que publica el Banco Mundial, Tipo de Licencia CCBY-4.0, <https://databank.bancomundial.org/data/reports.aspx?source=2&series=PA.NUS.FCRF&country=>

difiere de la DAP estimada por persona, lo cual en términos prácticos significa que en un estudio de valoración es indistinto que las encuestas se realicen por hogar o por persona.

Para definir el camino a seguir se realizó las pruebas de igualdad de medias para muestras independiente, la cual conlleva la realización de dos pasos:

- Verificar si la DAP por persona o por hogar se distribuyen normalmente, para ello se realizó la verificación grafica (Q-Q plot) y las pruebas de Shapiro -Wilk y Kolmogorov – Smirnov.
- Realización de la prueba de igualdad de medias, si la DAP por hogar y por persona se distribuyen normalmente se debe usar la prueba paramétrica T de Student, y si por el contrario las variables no se distribuyen normalmente se usará la prueba no paramétrica de Mann- Whitney. Para ambos casos la hipótesis nula equivale a decir que la dos muestras no difieren con respecto a su media, y la hipótesis alternativa el caso contrario.

Una vez que se eligió la forma de trabajo en base al análisis anterior (es decir si se trabajara separando la muestra o usando todas las observaciones indistintamente) se obtuvo los principales estadísticos descriptivos de los valores de los estudios, entre ellos:

- La desviación estándar, la media, la mediana, los valores mínimos y máximos de la DAP para la conservación de la biodiversidad para las observaciones totales de la base de datos.
- La desviación estándar, la media, la mediana, los valores mínimos y máximos de la DAP para la conservación de la biodiversidad por bioma.

Descripción de las actividades de la segunda etapa

Se estimó las especificaciones paramétricas de la función de valoración utilizando los datos obtenidos en el meta – análisis y realizando regresiones por MCO.

Se estimaron cinco modelos de regresión para los cuales la variable dependiente (DAP) y las variables explicativas cuantitativas fueron expresadas en logaritmos, para cada uno de los modelos se realizaron las estimaciones necesarias para obtener aquellas que contengan el mayor número de variables explicativas que sean significativas. Las variables utilizadas se muestran a continuación:

Tabla 1: Variables utilizadas en los modelos de regresión

Tipo de variable	Nombre de la variable	Descripción
Variable dependiente	DAP	El valor de la DAP registrada por el estudio en dólares internacionales del 2011 a PPA
Variables independientes cuantitativas (X)	PBI_Per (I)	PBI per cápita en dólares internacionales del 2011 a PPA
	Área	Área del ecosistema valorado en hectáreas
	N_Enc	Numero de encuestas en el estudio (tamaño de muestra)
	Pub_obj	Cantidad de la población objetivo de la valoración
	Ano_Pub	Año de publicación del estudio
Variables independientes cualitativas (D)	Ano_Dat	Año de realización de la encuesta
	Val_Cont	Variable cualitativa; 1 si el estudio aplico el método de valoración contingente; 0 de lo contrario
	Co_sys	Variable cualitativa; 1 Sistema costero; 0 de lo contrario
	Co_wet	Variable cualitativa; 1 Humedales costeros; 0 de lo contrario
	Cor_R	Variable cualitativa; 1 Arrecifes de coral; 0 de lo contrario
	Cult	Variable cualitativa; 1 Tierras de cultivo; 0 de lo contrario
	Des	Variable cualitativa; 1 Desiertos; 0 de lo contrario
	Fyn	Variable cualitativa; 1 Fynbos; 0 de lo contrario
	Gras_Mars	Variable cualitativa; 1 Pastizales y marismas; 0 de lo contrario
	Gras	Variable cualitativa; 1 Pastizales; 0 de lo contrario
	Gras_Cro	Variable cualitativa; 1 Pastizales y tierras de cultivo; 0 de lo contrario
	Inl_Wet	Variable cualitativa; 1 Humedales interiores; 0 de lo contrario
	Mar	Variable cualitativa; 1 Marino/océano abierto; 0 de lo contrario
	Mult	Variable cualitativa; 1 Múltiples ecosistemas; 0 de lo contrario
	Temp_For	Variable cualitativa; 1 Bosque templado; 0 de lo contrario
Trop_For	Variable cualitativa; 1 Bosque tropical; 0 de lo contrario	
Wood_Sh	Variable cualitativa; 1 Bosques y matorrales; 0 de lo contrario	

FUENTE: Elaboración propia

El modelo general de las estimaciones se muestra a continuación:

$$\text{Log}(DAP_i) = \alpha_0 + \alpha_1 \text{Log}(X_i) + \alpha_2 D_i + \alpha_3 I_i D_i + \mu_i$$

la variable dependiente (DAP_i) es el vector de las disposiciones a pagar en US\$ internacionales del 2011 por persona o por hogar al año. El sub índice i asume el número de observaciones obtenido en el meta- análisis, α_0 es el termino constante, α_1 es el vector de coeficientes del logaritmo de las variables cuantitativas, X_i es el vector de variables cuantitativas, α_2 es el vector de coeficientes de las variables dicotómicas, D_i es el vector de variables dicotómicas, α_3 es el vector de coeficientes de las variables de interacción entre el PBI per cápita (I) y las variables dicotómicas, $I_i D_i$ es el vector de variables de iteración y μ_i es el vector de residuos.

La diferencia entre los modelos se basó en las variables explicativas con las que se regresiono la DAP. El primer modelo (mod1) se estimó tomando como única variable explicativa el PBI per cápita, en el segundo modelo (mod2), todas las cuantitativas, en el tercer modelo (mod3) se utilizaron todas las cuantitativas y cualitativas, en el cuarto modelo (mod4) se introdujo la de interacción entre el PBI per cápita y la cualitativa que indica el uso del método de valoración contingente en los estudios y en el quinto modelo (mod5), se introdujeron las interacciones entre el PBI per cápita y todas las cualitativas.

La elasticidad ingreso de la DAP se obtuvo derivando el logaritmo de la DAP con respecto a logaritmo del PBI per cápita, tal como se muestra a continuación:

$$\varepsilon_I = \frac{\partial(\ln DAP)}{\partial(\ln PBI_{per})}$$

Si la elasticidad de la DAP es mayor a cero, pero menor a uno ($0 < \varepsilon_I < 1$), la proporción del ingreso que se asigna a la DAP para la conservación de la biodiversidad disminuye a medida que aumenta el ingreso, por ende, la conservación de la biodiversidad se distribuye de forma regresiva, es decir, sería relativamente más beneficioso para los grupos de bajos ingresos que para los grupos de altos ingresos. Por el contrario, si la elasticidad de la DAP es mayor a uno ($\varepsilon_I > 1$), la proporción del ingreso que se asigna a la DAP aumenta con el aumento del

ingreso, la conservación de la biodiversidad se distribuye progresivamente, es decir, sería relativamente más beneficioso para los grupos de altos ingresos que para los grupos de bajos ingresos, y en caso que el coeficiente sea negativo ($\epsilon_1 < 0$), la DAP disminuye al aumentar los ingresos.

Si en el mod4 la variable dicotómica que indica el método de valoración utilizado y la variable de interacción entre el PBI per cápita y dicha variable, salen significativas y además se observan variaciones sustanciales en el valor de la elasticidad al variar el método de valoración, entonces se rechazaría la **primera hipótesis específica**. Y si en el mod5 una o más de las variables de interacción entre el PBI per cápita y las variables dicotómicas que muestran el tipo de bioma salen significativas y además se observan variaciones sustanciales en el valor de la elasticidad dependiendo el bioma, entonces se rechazaría la **segunda hipótesis específica**.

Si en los mejores modelos estimados, es decir que presenten los mayores coeficientes de determinación (R^2) y los menores indicadores de Akaike (AIC) y Schwars (BIC), se muestran elasticidades ingreso mayores a cero, pero menores a uno, no importando el método o tipo de bioma, entonces no se rechazara la **hipótesis general**. Mostrando que la DAP por la conservación de la biodiversidad se distribuye regresivamente.

3.2.4. Población y muestra

La población de esta investigación equivale a los estudios de valoración económica que se evaluarán: mejora y/o conservación del hábitat y/o especies para el mantenimiento de la biodiversidad con al menos 88 estimaciones asociadas.

Como la investigación se basa en un meta-análisis, no existe una muestra específica, esta vendría a ser la misma que la población, por lo que, en este caso, los datos a evaluar son equivalentes a un censo de las publicaciones efectuadas en esa temática.

3.2.5. Limitaciones de la investigación

- Por lo amplio y complejo que resulta el concepto de biodiversidad, los estudios usados para el meta-análisis no necesariamente comparten un entendimiento común sobre esta, y por lo tanto la información que se transmite a los participantes es altamente heterogénea, lo que generalmente resulta en variaciones extremas de la DAP. La presencia de outlier puede ocasionar que los estimadores de mínimos cuadrados ordinarios sean muy poco robustos.
- La DAP por la protección de la biodiversidad se evaluó frente al PBI per capita como medida de ingreso, lo cual podría llevar a sesgos en los resultados debido a que en muchos de los estudios las valoraciones son focalizadas, es decir la población objetivo esta geográficamente muy próxima al ecosistema valorado, por lo que en estos casos el PBI per cápita quizás no refleja el nivel de ingresos de las zonas evaluadas, esto podría causar sub estimaciones o sobre estimaciones en el valor de la elasticidad ingreso.
- La agrupación por bioma de los estudios revisados puede causar altas variaciones en los promedios de la DAP, debido a la gran variación que puede existir entre los ecosistemas que se están agrupando en una sola categoría, aumentando la presencia de outlier.
- Dado la poca cantidad de estudios de valoración económica que han valorado explícitamente algún aspecto de la biodiversidad y por métodos de preferencias declaradas, para algunos biomas existen muy pocas observaciones en el estudio, pudiendo ocasionar que el resultado para estos biomas sea poco concluyente.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PRIMERA ETAPA: ELABORACIÓN DE UN META-ANÁLISIS DE ESTUDIOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Como se menciona en la metodología, en esta etapa se realiza la revisión sistemática de los estudios, se estandarizan los valores y se obtienen los estadísticos descriptivos de la DAP en conjunto y por bioma.

4.1.1. Resultados de la revisión sistemática de estudios

La búsqueda inicial de estudios científicos mostro aproximadamente 100 estudios, de estos documentos se excluyó a aquellos que no cumplían con los criterios mencionados en la metodología.

Para algunos estudios, fue imposible recuperar datos cruciales de información estadística como el tamaño de muestra, la cantidad de hectáreas del sitio valorado o la población objetivo de la valoración, esto redujo el número de trabajos elegibles a 36 estudios. Algunos estudios reportaron estimaciones múltiples de la DAP. Las estimaciones múltiples provienen del hecho de que los investigadores informan valores para diferentes opciones o escenarios o estiman los valores utilizando diferentes enfoques econométricos, como por ejemplo Logil multinomial y el logit de parámetros aleatorios. Esto último da como resultado que en los 36 estudios obtenidos se obtengan 88 valores de la DAP. Los estudios seleccionados se muestran a continuación:

Tabla 2: Cantidad de valores y estudios elegidos en la revisión sistemática

Número	Estudio	País	Observaciones
1	Adger <i>et al.</i> (1993)	Mexico	1
2	McVittie y Moran (2008)	United Kingdom	2
3	Bann (1999)	Malaysia	1
4	Bernues <i>et al.</i> (2015)	Norway	1
5	Bernues <i>et al.</i> (2014)	Spain	2
6	Blamey <i>et al.</i> (2000)	Australia	7
7	Cerda <i>et al.</i> (2013)	Chile	3
8	Cesar y Van Beukering (2004)	United States	1
9	Chang <i>et al.</i> (2009)	Korea, Rep.	1
10	Charles (2005)	French Polynesia	1
11	Czajkowski <i>et al.</i> (2009)	Poland	7
12	Dikgang y Muchapondwa (2012)	South Africa	4
13	Gelcich <i>et al.</i> (2013)	Chile	1
14	Gunawardena y Rowan (2005)	Sri Lanka	1
15	He <i>et al.</i> (2014)	Canada	2
16	Horton <i>et al.</i> (2003)	Italy and United Kingdom	8
17	Willis (1996)	United Kingdom	6
18	Khai y Yabe (2014)	Vietnam	2
19	Kniivila <i>et al.</i> (2002)	Finland	1
20	Kontoleon y Swanson (2003)	China	1
21	Loomis y Ekstrand (1998)	United States	1
22	Ly <i>et al.</i> (2006)	Senegal	2
23	Mallawaarachchi <i>et al.</i> (2001)	Australia	1
24	Tanguay <i>et al.</i> (1995)	Canada	4
25	Novikova <i>et al.</i> (2017)	Lithuania	2
26	Kramer <i>et al.</i> (1999)	United States	2
27	Remoundou <i>et al.</i> (2015)	Spain	2
28	Rodriguez-Entrena <i>et al.</i> (2014)	Spain	4
29	Samonte-Tan <i>et al.</i> (2007)	Philippines	3
30	Seenprachawong (2002)	Thailand	1
31	Siikamäki y Layton (2007)	Finland	6
32	Stefanski y Shimshack (2016)	United States	1
33	Subade y Francisco (2014)	Philippines	2
34	Tonin (2018)	Italy	1
35	Turpie <i>et al.</i> (2003)	South Africa	2
36	Walsh <i>et al.</i> (1984)	United States	1
Total general			88

FUENTE: Elaboración propia

Se utiliza el esquema de clasificación de biomas y ecosistemas que describe el TEEB (2010) y que fue utilizado por De Groot *et al.* (2010). El número de observaciones por Bioma se muestran a continuación.

Tabla 3: Cantidad de valores por bioma obtenidos en la revisión sistemática

Bioma	Observaciones
Sistema costero	5
Humedales costeros	2
Arrecifes de coral	9
Tierras de cultivo	4
Desierto	4
Fynbos	1
Pastizales y marismas	6
Pastizales	2
Pastizales y tierras de cultivo	3
Humedales interiores	6
Marino / océano abierto	2
Múltiples ecosistemas	1
Bosque templado	22
Bosque tropical	11
Bosques y matorrales	10
Total general	88

FUENTE: Elaboración propia

Como se puede observar el mayor número de observaciones se obtuvo para bosques templados con 22 observaciones, seguido de bosques tropicales con 11 observaciones. El estudio de Turpie (2003), estimó el valor de existencia de la biodiversidad para múltiples ecosistemas en Sudáfrica (Fynbos, Marino, forestales, Pastizales, Savanna, etc) obteniendo un solo valor, pero también obtuvo el valor específico para los Fynbos, el cual es la formación vegetal más extendida de la Región del Cabo en Sudafrica.

A continuación, se muestra el número de observaciones por país y continente:

Tabla 4: Cantidad de valores por país obtenidos en la revisión sistemática

País	Observaciones
Australia	8
Canada	6
Chile	4
China	1
Finlandia	7
Polinesia francesa	1
Italia	5
Korea, Rep.	1
Lituania	2
Malasia	1
Mexico	1
Noruega	1
Filipinas	5
Polonia	7
Senegal	2
Sudáfrica	6
España	8
Sri Lanka	1
Tailandia	1
Reino Unido	12
Estados Unidos	6
Vietnam	2
Total general	88

FUENTE: Elaboración propia

Tabla 5: Cantidad de valores por continente obtenidos en la revisión sistemática

Continente	Observaciones
Africa	8
America	10
Asia	12
Europa	34
América Latina y el Caribe	15
Oceania	9
Total general	88

FUENTE: Elaboración propia

Cabe resaltar que el país identificado es aquel donde se realizó la encuesta para determinar el valor, y el continente es donde se ubica el bioma que alberga la biodiversidad, por

ejemplo, el estudio de Horton et al (2003) valoro la biodiversidad en bosques tropicales realizando dos encuestas en Italia y Reino Unido.

Como se menciona en la parte metodológica se escogieron aquellos estudios que utilizaron métodos de preferencias declaradas (VC y EE) para estimar la DAP, a continuación, se muestran el número de observaciones por método.

Tabla 6: Cantidad de valores por método de valoración obtenidos en la revisión sistemática

Método	Observaciones
Experimentos de elección	32
Valoración contingente	56
Total general	88

FUENTE: Elaboración propia

Se escogieron aquellos estudios que estimaron el valor de la DAP por persona o por hogar al año o en su defecto aquellos estudios que estimaban la DAP en hectáreas al año, pero era factible dado los datos de población objetivo y número de hectáreas a valorar, poder realizar las transformaciones a un valor por persona o hogar al año. El número de observaciones por unidad se muestran a continuación.

Tabla 7: Cantidad de valores por unidad obtenidos en la revisión sistemática

Unidad	Observaciones
Hogar	59
Persona	29
Total general	88

FUENTE: Elaboración propia

4.1.2. Resultados de la prueba de igualdad de medias para la Disposición a pagar

En primer lugar, se realizó la prueba de normalidad para la DAP estimada por hogar y por persona. A continuación, se presentan los gráficos de probabilidad normal (Q-Q plot) para cada unidad de medida de la DAP.

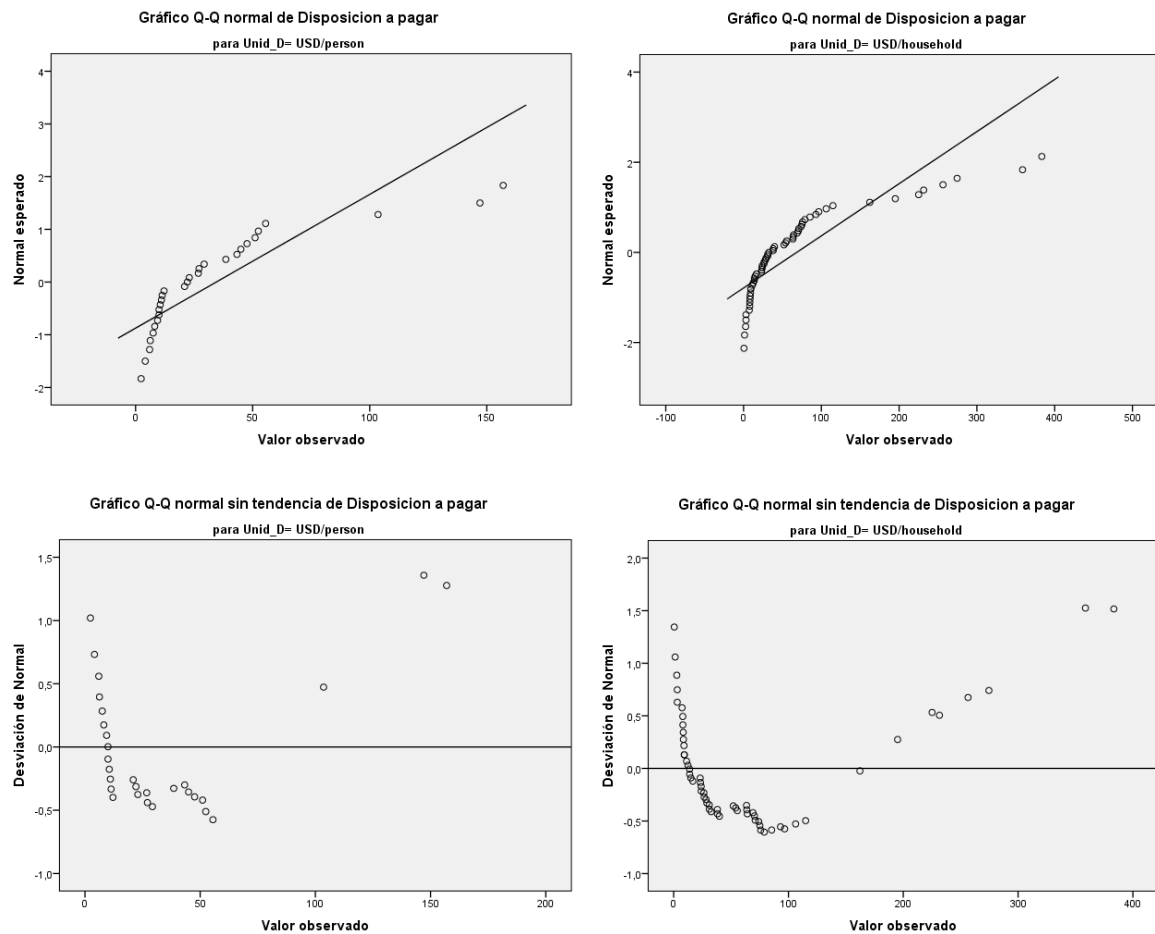


Figura 1: Q-Q normal de la Disposición a pagar por hogar y por persona

FUENTE: Elaboración propia con el programa SPSS

Visualmente podemos darnos cuenta que la DAP medida por persona o por hogar no se distribuyen normalmente, ya que es muy claro que los valores no se ajustan a la línea diagonal. Para tener una mayor certeza se utilizó las pruebas de contraste numéricas de Shapiro -Wilk y Kolmogorov – Smirnov, la primera es recomendable en el caso de muestras pequeñas (menos de 30 observaciones) y la segunda para el caso de muestras grandes (más de 30 observaciones). La Hipótesis nula equivale a decir que los datos se distribuyen normalmente y la hipótesis alternante el caso contrario. A continuación, se muestran los resultados de ambas pruebas

Tabla 8: Pruebas de normalidad

Unidad de la Dap (Dicotómica)	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Disposición a pagar USD/persona	0.21	29	0.00	0.72	29	0.00
USD/hogar	0.23	59	0.00	0.71	59	0.00

a. Corrección de significación de Lilliefors

FUENTE: Elaboración propia con el programa SPSS

Para el caso de la DAP por persona se utiliza la prueba Shapiro-Wilk, dado que el número de observaciones es menor que 30, y para la DAP por hogar se utiliza la prueba de Kolmogorov-Smirnov. Para ambas variables el P-value es igual a cero, lo que a un nivel de significación del 5 por ciento significa que se rechaza la hipótesis nula, es decir la DAP medida por persona o por hogar no se distribuye normalmente.

Dado los resultados anteriores (no hay normalidad) para comprobar que la DAP medida por hogar no difiere de la DAP medida por persona usaremos la prueba no paramétrica de Mann-Whitney. En esta prueba la Hipótesis nula equivale a decir que la dos muestras no difieren con respecto a su media, y la hipótesis alternativa el caso contrario. A continuación, se muestran los resultados de la prueba.

Tabla 9: Prueba Mann - Whitney

Indicadores	Disposicion a pagar
U de Mann-Whitney	643.00
W de Wilcoxon	1078.00
Z	-1.89
Sig. asintótica (bilateral)	0.06

FUENTE: Elaboración propia con el programa SPSS

Como puede apreciarse el estadígrafo de U de Mann-Whitney fue de 643.00 y el valor de p (Sig. asintót. (bilateral)) es 0.059 por lo que se acepta la hipótesis nula y se concluye que el nivel de la DAP no difiere así se haya medido por persona o por hogar, con un nivel de significación del 5 por ciento.

Dado estos resultados para las estimaciones posteriores se trabajará indistintamente con las 88 observaciones no importando si fueron medidas por persona o por hogar.

4.1.3. Resultados del meta-análisis para la obtención de la disposición a pagar por conservación de la biodiversidad

La tabla siguiente muestra los principales estadísticos descriptivos de la DAP diferenciándola por persona y por hogar.

Tabla 10: Estadísticos descriptivos de la DAP por persona y por hogar

DAP	Estadísticos		Valores
USD / persona	Media		34.44
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	19.46
		Límite superior	49.43
	Media recortada al 5%		29.56
	Mediana		22.11
	Varianza		1551.87
	Desviación estándar		39.39
	Error estándar		7.32
USD / hogar	Media		68.24
	95% de intervalo de confianza para la media	Límite inferior	45.71
		Límite superior	90.78
	Media recortada al 5%		56.86
	Mediana		32.62
	Varianza		7477.01
	Desviación estándar		86.47
	Error estándar		11.26

FUENTE: Elaboración propia con el programa SPSS

Como se puede observar en la Tabla 10, la DAP medida por persona presenta una media de US\$ 34.44 al año con un mínimo de 19.46 y un máximo de 49.43 a un 95 por ciento de confianza. La DAP medida por hogar muestra una media de US\$ 68.24 al año con un mínimo de US\$ 45.71 y un máximo de US\$ 90.78 a un 95 por ciento de confianza. La Tabla 11, muestra un resumen del valor de la DAP para la conservación de la biodiversidad por bioma, para este análisis se calculó el promedio, la mediana, la desviación estándar, los rangos y el coeficiente de variabilidad para cada bioma sin distinguir si la DAP fue estimada por persona o por hogar, esto último debido a que en el análisis del ítem anterior se demostró que era indistinto utilizar ambas medidas.

Tabla 11: Estadísticos descriptivos del valor de la DAP para la protección de la biodiversidad por bioma

Bioma	N	media	mediana	sd*	min	max	cv**
Sistema costero	5	23.92	10.52	24.01	3.12	52.44	1.00
Humedales costeros	2	5.21	5.21	2.98	3.10	7.32	0.57
Arrecifes de coral	9	33.28	15.01	36.63	7.50	114.92	1.10
Tierras de cultivo	4	28.53	24.60	19.48	9.39	55.54	0.68
Desierto	4	15.77	13.14	9.11	7.90	28.90	0.58
Fynbos	1	8.99	8.99		8.99	8.99	
Pastizales y marismas	6	90.87	100.09	44.29	38.53	156.99	0.49
Pastizales	2	26.11	26.11	4.48	22.94	29.27	0.17
Pastizales y tierras de cultivo	3	199.51	195.08	54.79	147.07	256.39	0.28
Humedales interiores	6	40.28	38.92	37.44	0.50	93.03	0.93
Marino / océano abierto	2	74.58	74.58	0.74	74.06	75.11	0.01
Múltiples ecosistemas	1	23.07	23.07		23.07	23.07	
Bosque templado	22	93.79	39.00	121.12	2.36	383.40	1.29
Bosque tropical	11	37.19	31.00	19.52	16.63	78.86	0.53
Bosques y matorrales	10	32.71	18.64	31.18	2.68	85.35	0.95
Total	88	57.10	28.52	75.76	0.50	383.40	1.33

* Desviación estándar

** Coeficiente de variabilidad

FUENTE: Elaboración propia

El coeficiente de variación (CV) es una medida que relaciona la desviación estándar y la media aritmética de un conjunto de datos definiendo la dispersión relativa de la muestra. Si el CV es menor o igual a 0.2 el promedio es una buena medida de tendencia central, pero si por el contrario el CV es mayor a 0.2 es recomendable usar la mediana. Esto último es importante si se desea utilizar los valores mostrados en la Tabla 11 para realizar una transferencia de beneficios, por ejemplo, en el caso de bosques tropicales el promedio de la DAP resultó en 37.19 dólares al año con una mediana de 31 dólares, dado que el CV es mayor a 0.2 (0.525) se recomienda usar el segundo valor (la mediana).

Se observa que dados los criterios utilizados para la obtención y descarte de estudios y dado los pocos estudios que estiman un valor para el servicio ecosistémico de protección de la biodiversidad, cual sea la dimensión de la biodiversidad que se haya tomado en cuenta, se ha podido obtener una estimación de la DAP para una serie de biomas, pero con una alta variabilidad observada en las desviaciones estándar (lo cual es muy común cuando se realiza

meta-analisis).

La alta variabilidad en los promedios de la DAP, registrados por los estudios incluidos en el meta-analisis, se pueden deber a muchos factores, Tyllianakis y Skuras (2016) mencionan que uno de los problemas que causa la alta variación en la DAP se debe a que el bien o servicio bajo evaluación es muy diverso y por ende los investigadores no comparten un entendimiento común sobre este, por lo tanto, la información que se transmite a los participantes es altamente heterogénea. Esto último se hace más dramático cuando se trata de la biodiversidad por lo amplio de su concepto, y en el caso de la presente investigación por haber escogido estudios que estimaron la DAP para la realización de acciones que protejan y/o mejoren hábitat y/o especies, por ende, se cubren bienes que son muy diferentes entre sí.

La diferencia de ingresos también puede ser un factor importante de la alta variación de la DAP, muchos de los estudios han sido realizados en zonas con características socioeconómicas muy diferentes. Por otro lado, Jacobsen y Hanley (2009) mencionan que la alta variación en la DAP también se puede deber a factores no observados, como el entorno institucional, las actitudes ambientales y el contexto de la biodiversidad.

La forma en que se ha caracterizado los biomas en el presente estudio también puede influir en la variabilidad de la DAP, como ya se mencionó se tomó la clasificación por bioma debido a lo específico que resultaba usar la clasificación por ecosistema, haciendo muy difícil la agrupación de estudios, por ende, muchas de las agrupaciones en un solo bioma han podido ser muy distorsionantes. Además, el mismo ecosistema puede percibirse de forma diferente dependiendo el país o continente, no es lo mismo un pastizal en España que en Lituania o Perú.

La alta variación entre las hectáreas valoradas en cada estudio también puede ser una causa de la variabilidad en la DAP. Los ejemplos más dramáticos en la base de datos utilizada para el estudio son, para el caso de bosques templados el área va desde un mínimo de 62,000 a 1,861,554 ha, lo que representa un rango en la DAP de US\$ 8 a US\$ 54 al año, y para los pastizales y tierras de cultivo va desde 146,780 a 2,953,900 ha, lo que representa un rango

en la DAP de US\$ 147 a US\$ 256 al año.

Finalmente, otros factores que podrían estar contribuyendo a la alta variación son la representatividad de la muestra y el año de realización de la encuesta, esto último porque los valores han tenido que ser transformados a US\$ internacionales a PPA del 2011 y para algunos estudios que presentaban la DAP en monedas que no era la del país de realización de la encuesta se tuvo primero que convertir a la moneda nacional, pudiendo crear distorsiones por los tipos de cambio.

4.2. REALIZACIÓN DE LA SEGUNDA ETAPA: CÁLCULO DE LAS ELASTICIDADES INGRESO DE LA DAP PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Como se mencionó en la parte metodológica se estimaron cinco modelos de regresión para los cuales la variable dependiente (DAP) y las variables explicativas cuantitativas fueron expresadas en logaritmos. Los resultados se muestran en la Tabla 12.

Tabla 12: Parámetros de los modelos estimados

	(1) mod1	(2) mod2	(3) mod3	(4) mod4	(5) mod5
lnPBIpc	0.823*** (0.166)	0.900*** (0.160)	0.589*** (0.223)	2.117*** (0.344)	2.785*** (0.366)
lnAno_Dat		-323.755*** (100.685)	-430.909*** (102.276)	-315.363*** (92.814)	-309.126*** (91.057)
lnAno_Pub		294.807*** (104.643)	434.843*** (101.125)	348.008*** (91.997)	339.932*** (89.733)
Gras_Cro			2.239*** (0.356)	1.698*** (0.544)	33.643*** (12.706)
Mar			1.498*** (0.233)		
lnArea			0.078*** (0.029)	0.070** (0.034)	
Gras_Mars			2.050*** (0.403)	2.058*** (0.486)	1.695*** (0.408)
Temp_For			0.627** (0.249)	0.910*** (0.240)	
Gras			0.665** (0.315)		
Val_Cont				16.320*** (3.634)	22.201*** (3.935)
lnPBIpc_Val				-1.588*** (0.361)	-2.168*** (0.391)
Inl_Wet				1.388*** (0.435)	
lnPBIpc_InlWet					0.173*** (0.047)
lnPBIpc_TempFor					0.093*** (0.023)
Co_sys					23.165** (9.234)
lnPBIpc_Cosys					-2.319** (0.922)
lnPBIpc_GrasC					-3.062** (1.214)
_cons	-4.899*** (1.661)	213.972 (274.149)	-34.518 (312.303)	-268.254 (286.735)	-260.136 (280.768)
Obs.	86	85	85	85	85
R-squared	0.226	0.315	0.534	0.632	0.662
F-test	24.541	12.40	18.66	12.73	11.75
Prob > F	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000
Akaike crit. (AIC)	270.610	258.511	237.7051	219.575	216.427
Bayesian crit. (BIC)	275.518	268.282	262.1316	246.444	248.181

Standard errors are in parenthesis

*** p<0.01, ** p<0.05, * p<0.1

FUENTE: Elaboración propia

A los cinco modelos se les aplicó la prueba de Breuch Pagan - Godfrey para detectar heterosedasticidad, obteniéndose que el mod3 presentaba problemas de este tipo, por lo que se procedió a aplicar lo que se conoce como la estimación de Jackknife, la cual se utiliza

para desarrollar pruebas robustas de heterocedasticidad en el análisis de regresión³.

Como se puede observar en los cinco modelos el logaritmo del PBI per cápita es altamente significativo (a un nivel de significancia del 1 por ciento). Los modelos tres, cuatro y cinco explican cada uno una parte sustancial de la variabilidad de la variable dependiente, obteniendo coeficientes de determinación (R^2) de 0.534, 0.632 y 0.662 respectivamente (para más detalle de los modelos ver el Anexo 2).

Que el PBI per cápita haya resultado significativo en los modelos es de principal interés, debido a que es una variable importante si se desea explicar las variaciones de la DAP, dado que se está interesado en los efectos del aumento de la riqueza en la demanda de conservación de la biodiversidad, lo cual es uno de los principales impulsores teóricos para que se cumpla la CAK.

Tal como menciona Jacobsen y Hanley (2009), los ingresos de los hogares extraídos de las encuestas de valoración pueden ser inexactas en el sentido de que los encuestados den declaraciones erróneas deliberadamente, además, generalmente los ingresos se proporcionan como rangos y por lo tanto son imprecisos, pero lo más importante, es que pueden estar mal definidos en el sentido que no se tomen en cuenta todas las fuentes de ingreso personal o del hogar al momento de responder.

El PIB per cápita, en contraste, está bien definido y es coherente en todos los países, además representa la esencia de lo que las medidas de ingresos tratan de capturar en los modelos de valoración. Si estamos tratando de comprender cómo aumenta la demanda de calidad ambiental a medida que los países se enriquecen, entonces el PIB per cápita ofrece una visión más amplia de los “recursos disponibles” o el poder de gasto de la sociedad, ya que representa todas las fuentes de ingreso dentro de una economía.

Al ser modelos doble logarítmicos los coeficientes determinan las elasticidades

³ La razón de no usar otras técnicas diseñadas para controlar este tipo de problemas como el robust en STATA, es que esta última no permite estimar la prueba F ante la presencia de un gran número de variables categóricas.

directamente. Los tres primeros modelos muestran valores de elasticidad ingreso mayores a cero y menores a uno, el mod1 muestra una elasticidad ingreso de **0.823**, con un mínimo de 0.49 y un máximo de 1.15, Llanos (2017) estimando de igual manera un modelo univariado obtuvo un valor de 0.71. La diferencia con el presente estudio es que nos hemos centrado en valoraciones económicas realizadas exclusivamente por métodos de preferencias declaradas mientras que el primero utilizó una DAP estimada por diversos métodos, lo cual puede agrandar la variabilidad de los resultados.

El mod2 muestra una elasticidad ingreso de 0.90, con un mínimo de 0.58 y un máximo de 1.21 y el mod3 que tomo en cuenta para su estimación todas las variables, muestra una elasticidad de 0.58, con un mínimo de 0.14 y un máximo de 1.03.

Dado que en las 5 estimaciones la variable dependiente se ha especificado de la misma manera (logaritmo natural de la DAP), se puede usar los criterios de información de Akaike (AIC) y Schwars (BIC) para medir la calidad relativa de los modelos. El mod4 y mod5 son los que presentan el menor valor de ambos indicadores, por lo que se puede afirmar que son los mejores modelos estimados.

El mod4 que incorpora la variable de interacción entre el PBI per capita y la variable cualitativa que indica el método de valoración utilizado, muestra que si el método para valorar la conservación de la biodiversidad es VC la elasticidad resultante es **0.53**, lo que indica que la DAP para la conservación de la biodiversidad se distribuye de forma regresiva, pero si el método de valoración utilizado es el de EE, la elasticidad del servicio es **2.12**, es decir la DAP se distribuye de forma progresiva.

Estos resultados están acorde a lo encontrado por autores que han estimado elasticidades ingreso analizando estudios exclusivamente de valoración contingente como Kriström y Riera (1996), Horowitz y McConnell (2003), Hökby y Söderqvistb (2003) y Jacobsen y Hanley (2009), quienes reportaron elasticidades menores a uno.

Flores y Carson (1997), mencionan que los estudios de valoración contingente generalmente encuentran que la elasticidad ingreso de la DAP es menor a uno, pero que estos resultados

son cuestionables ya que no concuerdan con la intuición económica.

Como lo menciona Schlöpfer (2006) basándose en lo sugerido por Schwarz (1997) y lo informado por Champ *et al.* (2002), lo anterior se puede deber al formato de pregunta utilizado que generalmente en estudios de valoración contingente son preguntas de elección dicotómica, y ante este tipo de preguntas una parte sustancial de los encuestados puede no creer que los montos presentados son las cantidades que realmente pagarían si se implementara la política propuesta. Por el contrario, las personas podrían responder de manera más efectiva a diferentes preguntas de elección dicotómica, es decir, preguntas con diferentes niveles de oferta, como es el caso del método de experimentos de elección, pero esto aún no está claro.

Aunque se han realizado diversos estudios donde se han evaluado la relación del ingreso con la DAP para valoraciones del medio ambiente realizadas por el método de valoración contingente lo mismo no ha sucedido analizando estudios que hayan evaluado el método de experimentos de elección, por lo que no se puede afirmar dado estos argumentos que un método sea mejor que el otro. Además, los pocos estudios que han incorporado valoraciones realizadas por diferentes métodos, no han utilizado variables de interacción que permitan evaluar el efecto del método sobre la elasticidad.

En síntesis, dado que en el mod4 observamos que la variable dicotómica que indica el método de valoración utilizado y la variable de interacción entre el PBI per capita y dicha variable salen significativas, y además observamos diferencias significativas en la elasticidad ingreso dependiendo el método escogido, entonces, se rechaza la primera hipótesis específica, la cual plantea que el método de valoración económica utilizado no influye en el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad.

En el mod5, donde se incluyen las demás variables que interaccionan con el PBI percapita, podemos observar la elasticidad ingreso para la protección de la biodiversidad en diferentes biomas. Los resultados se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13: Elasticidad ingreso de la DAP por bioma y método de valoración

Bioma	VC			EE		
	Valor	Min	Max	Valor	Min	Max
Bosque templado	0.71	-0.844	2.26	2.88	2.10	3.65
Humedales interiores	0.79	-0.812	2.39	2.96	2.13	3.78
Sistema costero	-1.70	-5.047	1.64	0.47	-2.10	3.03
Pastizales y tierras de cultivo	-2.44	-6.373	1.48	-0.28	-3.43	2.87

FUENTE: Elaboración propia

El método de EE muestra elasticidades ingreso de la DAP mayores al de VC. En el caso de los sistemas costeros y pastizales y tierras de cultivo la elasticidad se muestra negativa lo que significa que si aumentan los ingresos la DAP por la conservación de la biodiversidad disminuiría.

Como ya se mencionó los estudios que han estimado la elasticidad ingreso de la DAP por bienes y servicios ambientales, no han tomado en cuenta en sus estimaciones variables de interacción entre la medida de ingreso, el tipo de bioma y el tipo de método, mostrando elasticidades siempre mayores a cero y menores a uno. Esto mismo se muestra en los hallazgos del mod1, mod2 y mod3, en los cuales se siguió las mismas estrategias de estimación que los estudios revisados (sin interacciones).

Estos hallazgos podrían estar refutando la evidencia empírica que muestra que la elasticidad ingreso de la DAP por bienes y servicios ambientales (incluida la conservación de la biodiversidad) es mayor a cero, pero menor a uno, se observa que para algunos biomas hasta puede ser negativa.

El hecho de que para algunos biomas la elasticidad ingreso de la DAP sea negativa, podría estar evidenciando que hay biomas que las personas no valoran por la función de conservación de biodiversidad que realizan (o lo valoran muy poco), si no posiblemente perciben más importantes otras funciones que generan. Por ejemplo, el resultado obtenido para los pastizales y tierras de cultivo puede deberse a que este tipo de biomas están asociados principalmente a actividades productivas, como por ejemplo la actividad

ganadera, y en consecuencia las personas perciben que su principal importancia radica en mantener estas actividades. Así mismo, los sistemas costeros pueden estar siendo valorados más por los servicios paisajísticos y de recreación.

Por ende, se concluye que se rechaza la segunda hipótesis específica, la cual planteaba que el tipo de bioma no influía en la determinación de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad.

El resultado observado muestra que es muy discutible tratar de predecir los efectos distributivos de las políticas públicas para la protección de la biodiversidad dado las variaciones en la elasticidad ingreso, las cuales se ven influidas por el método de valoración y el tipo de bioma. Por ende, dado estos resultados se rechaza la hipótesis general, la cual planteaba que la elasticidad ingreso de la disposición a pagar por la conservación y/o mejora del hábitat para la protección de la biodiversidad es mayor a cero, pero menor a uno, es decir la DAP se distribuye regresivamente.

V. CONCLUSIONES

El meta-análisis que considero la DAP por la conservación de la biodiversidad para una serie de biomas en 22 países, dio como resultado una gran variabilidad con respecto a las medias, que probablemente se deba a factores como las diferentes definiciones de biodiversidad, la agrupación de los estudios por bioma, la diferencia de ingresos de los hogares, la variación en las hectáreas valoradas, factores no observados como el entorno institucional y la transformación de valores a una sola medida.

Los resultados muestran que el método de valoración económica utilizado influye en el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad. Al seguir las estrategias de estimación de otros estudios en los mod1, mod2 y mod3, se obtuvieron elasticidades mayores a cero, pero menores a uno, mostrando que la DAP se distribuye de forma regresiva (respaldando la evidencia empírica), pero al incluir la variable de interacción en el mod4, las elasticidades variaban dependiendo el método, siendo mayores a 1 bajo el método de EE mostrando que la DAP se distribuye de forma progresiva. Este resultado es importante para la literatura porque está evidenciando que la coincidencia en resultados de diferentes estudios se debe a no tomar en cuenta en los modelos el efecto aislado de cada método. Pero hay que tomar en cuenta que los resultados no permiten afirmar cual método es más robusto.

Los resultados muestran que el tipo de bioma influye en el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad. Para los bosques templados y humedales interiores la elasticidad ingreso resulto mayor a cero y menor a 1 bajo el método de VC y mayor a uno bajo el método de EE. Para los sistemas costeros, pastizales y tierras de cultivo, se obtuvieron elasticidades negativas, lo que significa que si aumentan los ingresos las DAP disminuye. Las elasticidades negativas estarían evidenciando que hay biomas que las personas valoran poco o no lo valoran por la función de conservación de la biodiversidad que realizan, si no por el contrario perciben más importantes otras funciones que generan.

Este resultado es importante porque más allá del bioma específico que salió significativo en los modelos, el hecho de que la elasticidad ingreso cambie tanto, muestra que para el caso de la biodiversidad las políticas de conservación no generan los mismos efectos distributivos en cualquier tipo de bioma, como suele pensarse, y por ende se debería realizar un análisis más detallado antes de asignar recursos por el simple hecho de tratarse de la biodiversidad. Hay biomas que la gente aprecia más por otros servicios que brindan, por ejemplo, la provisión de alimentos.

Que el valor de la elasticidad ingreso de la DAP por la conservación de la biodiversidad dependa del método de valoración económica y el tipo de bioma, hace que no se pueda afirmar que esta sea mayor a cero, pero menor a uno, es decir, que la DAP se distribuya progresivamente. Dado lo anterior, nuestro análisis parece indicar que discutir los efectos distributivos de la conservación de la biodiversidad en términos de la clasificación que muestra la elasticidad ingreso de la DAP, puede tener poca relevancia dado el efecto del método de valoración económica sobre la misma (los cuales muestran una serie de sesgos), por ende, se hace recomendable análisis más detallados que muestren las interacciones entre los diferentes procesos (físicos, económicos y sociales) que se dan dentro de los ecosistemas, más allá de tratar de basarnos en un único indicador como es la elasticidad ingreso de la DAP.

VI. RECOMENDACIONES

Por lo variado en el concepto de biodiversidad empleado en los estudios usados para el meta-análisis, se recomienda para futuras investigaciones incluir como variable explicativa la forma en que se presentó el bien a valorar a los encuestados, de esta manera se podría evitar posibles sesgos en los resultados, debido a la alta variabilidad en la DAP.

La presente investigación utilizó como medida de ingreso el PBI per capita y aunque mostro ser significativo para explicar las variaciones en la DAP, seria enriquecedor examinar el efecto de los ingresos reportados en los estudios utilizados para el meta-análisis, por lo que sería un avance que complementaria a esta investigación.

Para futuras investigaciones de este tipo se recomienda utilizar meta-regresiones para evidenciar los efectos del cambio de los ingresos en la DAP, para ello se hace necesario incluir entre las variables las desviaciones estándar y los intervalos de confianza de la DAP estimada en cada estudio, variables que no se tomaron en cuenta en la presente investigación.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADGER, N; BROWN, K; CERVIGNI, R; MORAN, D. 1993. Towards Estimating Total Economics Value Of Forests in Mexico. CSERGE working paper.
- BANN, C. 1999. A contingent valuation of the mangroves of Benut, Johor State, Malaysia. Report to DANCED, Copenhagen, Denmark.
- BARBIER, E; CZAJKOWSKI, M; HANLEY, N. 2017. Is the Income Elasticity of the Willingness to Pay for Pollution Control Constant? *Environmental and Resource Economics* 68(3): 663-682.
- BARTKOWSKI, B; LIENHOOP, N; HANSJÜRGENS, B. 2015. Capturing the complexity of biodiversity: A critical review of economic valuation studies of biological diversity. *Ecological Economics* 113: 1-14.
- BERGSTROM, T; GOODMAN, R. 1973. Private Demand for Public Goods. *The American Economic Review* 63(3): 280-296.
- BERNUES, A; RODRIGUEZ-ORTEGA, T; ALFNES, F; CLEMETSEN, M; Olav, L. 2015. Quantifying the multifunctionality of fjord and mountain agriculture by means of sociocultural and economic valuation of ecosystem services. *Land Use Policy* 48: 170-178.
- BERNUÉS, A; RODRÍGUEZ-ORTEGA, T; RIPOLL-BOSCH, R; ALFNES, F. 2014 Socio-Cultural and Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by Mediterranean Mountain Agroecosystems. *PLoS ONE* 9(7): e102479.
- BORCHERDING, T; DEACON, R. 1972. The Demand for Services of Non-Federal Governments. *American Economic Review* 62(5):891-901.

- BRANDER, L; FLORAX, R; VERMAAT, J. 2006. The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics* 33(2): 223-250.
- BECKERMAN, W. 1974. In *Defense of Economic Growth*. Jonathon Cape, London. 287 p.
- BLAMEY, R; ROLFE, J; BENNETT, J; MORRISON, M. 2000. Valuing remnant vegetation in Central Queensland using choice modelling. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics* 44(3): 439-456.
- CERDA, C; PONCE, A; ZAPPI, M. 2013. Using Choice Experiments to Understand Public Demand for the Conservation of Nature: A Case Study in a Protected Area of Chile. *Journal for Nature Conservation* 21(3): 143-153.
- CESAR, H; VAN BEUKERING, P. 2004. Economic valuation of the coral reefs of Hawaii. *Pacific Science* 58(2): 231-242.
- CHAIKUMBUNG, M; DOUCOULIAGOS, H; SCARBOROUGH, H. 2016. The economic value of wetlands in developing countries: A meta-regression analysis. *Ecological Economics* 124: 164-174.
- CHAMP, PA; FLORES, NE; BROWN, T; CHIVERS, J. 2002. Contingent valuation and incentives. *Land Economics* 78 (4): 591– 604.
- CHANG, WK; SHIN, CO; KOH, CH; YOO, SH. 2009. Measuring the environmental value of Saeng Island in Busan, Korea with allowing for zero values. *KMI International Journal* 1(1): 24-31.
- CHARLES, M. 2005. Functions and socio-economic importance of coral reefs and lagoons and implications for sustainable management. *MSC Thesis, Wageningen University, the Netherlands.*

- COLE, M. 2003. Development, Trade and the Environment: How Robust is the Environmental Kuznets Curve. *Environment and Development Economics* 8(4): 557-580.
- CZAJKOWSKI, M; BUSZKO-BRIGGS, M; HANLEY, N. 2009. Valuing changes in forest biodiversity. *Ecological Economics* 60(12): 2910-2917.
- CZAJKOWSKI, M; ŠČASNÝ, M. 2010. Study on benefit transfer in an international setting. How to improve welfare estimates in the case of the countries' income heterogeneity?. *Ecological Economics* 69(12): 2409-2416.
- CZECH, B. 2008. Prospects for reconciling the conflict between economic growth and biodiversity conservation with technological progress. *Conservation Biology* 22(6): 1389-1398.
- DASGUPTA, S; BENOIT, L; HUA, W; WHEELER, D. 2002. Confronting the Environmental Kuznets Curve. *Journal of Economic Perspectives*, 16(1): 147-168.
- DASGUPTA, P; MALER, K. 1994. Poverty, institutions, and the environmental - resource base. World Bank environment paper, 9. Washington, DC: The World Bank. <http://documents.worldbank.org/curated/en/326201468765006410/Poverty-institutions-and-the-environmental-resource-base>
- DE GROOT, R; BRANDER, L; VAN DER PLOEG, S; COSTANZA, R; BERNARD, F; BRAAT, L; CHRISTIE, M; CROSSMAN, N; GHERMANDI, A; HEIN, L; HUSSAIN, S; KUMAR, P; MCVITTIE, A; PORTELA, R; RODRIGUEZ, LC; TEN BRINK, P; VAN BEUKERING, P. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50-61.
- DEACON, R; NORMAN, C. 2006. Does the environmental Kuznets curve describe how countries behave? *Land Economics* 82(2): 291-315.
- DIKGANG, J; MUCHAPONDWA, E. 2012. The valuation of biodiversity conservation by the South African Khomani San “bushmen” community. *Ecological Economics* 84:

7-14.

DORFMAN, R. 1977. Incidence of the Benefits and Costs of Environmental Programs. *American Economics Review* 67: 333-340.

ERIKSSON, C; PERSSON, J. 2003. Economic Growth, Inequality, Democratization, and the Environment. *Environmental and Resource Economics* 25: 1-16.

FLORES, N; CARSON, R. 1997. The Relationship between the Income Elasticities of Demand and Willingness to Pay. *Journal of Environmental Economic and Management* 33: 287-295.

GELCICH, S; AMAR, F; VALDEBENITO, A; CASTILLA, JC; FERNÁNDEZ, M; Godoy, C; BIGGS, D. 2013. Financing Marine Protected Areas Through Visitor Fees: Insights from Tourists Willingness to Pay in Chile. *AMBIO* 42(8): 975-984.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E; DE GROOT, R; LOMAS, P; MONTES, C. 2010. The History of Ecosystem Services in Economic Theory and Practice: From Early Notions to Markets and Payment Schemes. *Ecological Economics* 69(6): 1209-1218.

GHALWASH, TM. 2008. Demand for environmental quality: An empirical analysis of consumer behavior in Sweden. *Environmental and Resource Economics* 41(1): 71-87.

GHERMANDI, A; VAN DEN BERGH, JCJM; BRANDER, LM; DE GROOT, HLF; NUNES, PALD. 2008. The Economic Value Of Wetland Conservation and Creation: A Meta - Analysis. *Social Science Research*. s. l. 25 p.

GROSSMAN, G; KRUEGER, A. 1991. Environmental Impacts of a North American free trade agreement. NBER Working Paper 3914, Cambridge MA.

GUNAWARDENA, M; ROWAN, J. 2005. Economic valuation of a mangrove ecosystem threatened by shrimp aquaculture in Sri Lanka. *Environmental Management* 36(4): 535-550.

- HE, J; DUPRAS, J; PODER, T. 2014. The Value of Wetlands in Quebec: A Comparison Between Contingent Valuation And Choice Experiment. *Journal of Environmental Economics and Policy* 6(1): 51-78.
- HOROWITZ, JK; MCCONNELL, KE. 2003. Willingness to accept, willingness to pay and the income effect. *Journal of Economic Behavior and Organization* 51(4): 537-545.
- HORTON, B; COLARULLO, G; BATEMAN, I; PERES, C. 2003 Evaluating non-users willingness to pay for a large scale conservation programme in Amazonia. *Environmental Conservation* 30(2): 139-146.
- HÖKBY, S; SÖDERQVIST, T. 2003. Elasticity of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden," *Environmental and Resource Economics* 26: 361-383.
- JACOBSEN, JB; HANLEY, N. 2009. ¿Are there income effects on global willingness to pay for biodiversity conservation? *Environmental and Resource Economics* 43(2): 137-160.
- KHAI, V; YABE, M. 2014. Choice modeling: assessing the non-market environmental values of the biodiversity conservation of swamp forest in Vietnam. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 5:77.
- KNIIVILA, M; OVASKAINEN, V; SAASTAMOINEN, O. 2002. Costs and benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland. *Journal of Forest Economics* 8(2): 131-150.
- KOLSTAD, C. 2001. *Economía ambiental*. 1 ed. México. Oxford University Press Mexico. 458 p.
- KONTOLEON, A; SWANSON, T. 2003. The willingness to pay for property rights for the giant panda: can a charismatic species be an instrument for nature conservation. *Land Economics* 79(4): 483-499.

- KRAMER, R; MERCER, DE; SHARMA, N. 1999. Valuing Tropical Rainforest Protection Using the Contingent Valuation Method. In: Forestry, Economics and the Environment. W. ADAMOWICZ, P.C. BOXALL, M.K. LUCKERT, W.E. PHILIPPS, and W.A. WHITE. Oxon, United Kingdom: CAB International.
- KRISTROM, B; RIERA, P. 1996. Is the Income Elasticity of Environmental Improvements Less than One? *Environmental and Resource Economics* 7: 45-55.
- KUZNETS, S. 1955: Economic growth and income inequality. *American Economic Review* 45, 1-28.
- LLANOS, D. 2017. Efecto del ingreso per cápita en la disposición a pagar por la protección de la biodiversidad y el turismo recreacional a nivel global: un análisis exploratorio. Tesis economista. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria la Molina. 109 p.
- LOOMIS, J; EKSTRAND, E. 1998. Alternative approaches for incorporating respondent uncertainty when estimating willingness-to-pay: The case of the Mexican spotted owl. *Ecological Economics* 27(1): 29-41.
- LOPEZ, R. 1994. The Environment as a Factor of Production: The Effects of Economic Growth and Trade Liberalization," *Journal of Environmental Economics and Management* 27: 163-184.
- LY, O; BISHOP, T; MORAN, D; DANSOHHO, M. 2006. Estimating the Value of Ecotourism in the Djoudj National Bird Park in Senegal. IUCN, Gland, Switzerland. 34 p.
- MALLAWAARACHCHI, T; BLAMEY, R; MORRISON, M; JOHNSON, A; BENNET, J. 2001. Community values for environmental protection in a cane farming catchment in Northern Australia: a choice modelling study. *Journal of Environmental Management* 62(3): 301-316.

- MCVITTIE, A; MORAN, D. 2008. Determining Monetary Values for Use and Non-Use Goods and Services: Marine Biodiversity - Primary Valuation. Department of Environment, Food and Rural Affairs. 155 p.
- MCFADDEN, D; LEONARD, G. 1992. Issues in the Contingent Valuation of Environmental Goods: Methodologies for Data Collection and Analysis, in Contingent Valuation: A Critical Assessment. Cambridge Economics, Inc.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2003. Ecosystems and human well-being. Washington, USA, Inland Press. 266 p.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, USA, Inland Press. 155 p.
- MILL, J; WAITE, T. 2009. Economic prosperity, biodiversity conservation, and the environmental Kuznets curve. *Ecological Economics* 68: 2087-2095.
- MOCHON, F. 2005. *Economía, Teoría y Política*. 5ed. España, McGraw-Hill. 580p.
- NOVIKOVA, A; ROCCHI, L; VITUNSKIENE, V. 2017. Assessing the benefit of the agroecosystem services: Lithuanian preferences using a latent class approach. *Land Use Policy* 68: 277 – 286.
- ONU (ORGANIZACIÓN DE LAS NACIONES UNIDAS). 1992. Convenio sobre la diversidad biológica. 32 p.
- PEARCE, D; PALMER, C. 2001. Public and Private Spending for Environmental Protection: A Cross-country Policy Analysis. *Fiscal Studies* 22: 403-456.
- PINDYCK, RS; RUBINFELD, D. 1995. *Microeconomía*. 3 ed. UK, Prentice Hall. 356 p.
- RAO, NS; GHERMANDI, A; PORTELA, R; Wang, X. 2014. Global values of coastal ecosystem services: A spatial economic analysis of shoreline protection values. *Ecosystem Services* 2014: 1-11.

- REMOUNDOU, K; DÍAZ-SIMAL, P; KOUNDOURI, P; RULLEAU, B. 2015. Valuing climate change mitigation: A choice experiment on a coastal and marine ecosystem. *Ecosystem Services* 11: 87 – 94.
- RODRIGUEZ, M; ESPINOSA, M; BARREIRO, J. 2014. The role of ancillary benefits on the value of agricultural soils carbon sequestration programmes: Evidence from a latent class approach to Andalusian olive groves. *Ecological Economics* 99: 63-73.
- RIERA, P; GARCIA, D; KRISTROM, B; BRANNLUND, R. 2008. *Manual de Economía Ambiental y de los Recursos Naturales*. España, Paraninfo. 355 p.
- SAMONTE-TAN, G; WHITE, A; TERCERO, M; DIVIVA, J; TABARA, E; CABALLES, C. 2007. Economic Valuation of Coastal and Marine Resources: Bohol Marine Triangle, Philippines. *Costal Management* 35(2): 319-338.
- SCHLÄPFER, F. 2006. Survey protocol and income effects in the contingent valuation of public goods: A meta-analysis. *Ecological Economics* 57(3): 415-429.
- SCHLÄPFER, F; HANLEY, N. 2003. Do local landscape patterns affect the demand for landscape amenities protection? *Journal of Agricultural Economics* 54(1): 21-34.
- SCHWARZ, N. 1997. Cognition, communication, and survey measurement: some implications for contingent valuation surveys. In: KOPP *et al.*, (Eds.), *Determining the Value of Non- Marketed Goods*. Kluwer, Boston, pp. 165– 188.
- SEENPRACHAWONG, U. 2002. An ecosystem valuation of costal ecosystem in Phang Nga Bay, Thailand. School of Development Economics, National Institute of Development Administration, Thailand. *Economy and Environment Program for Southeast Asia (EEPSEA)*.
- SIKAMÄKI, J; LAYTON, D. 2007. Discrete choice survey experiments: A comparison using flexible methods. *Journal of Environmental Economics and Management* 53(1): 122-139.

- STEFANSKI, S; SHIMSHACK, J. 2016. Valuing Marine Biodiversity in the Gulf of Mexico: Evidence from the Proposed Boundary Expansion of the Flower Garden Banks National Marine Sanctuary. *Marine Resource Economics* 31(2). 000-000.
- STERN, D. 2004. The rise and fall of the environmental Kuznets curve. *World Development* 32(8): 1419-1439.
- SUBADE, R; Francisco, H. 2014. Do non-users value coral reefs?: Economic valuation of conserving Tubbataha Reefs, Philippines. *Ecological Economics* 102: 24-32.
- TANGUAY, M; ADAMOWICZ, W; BOXALL, P. 1995. An Economic Evaluation of Woodland Caribou Conservation Programs in Northwestern Saskatchewan. Rural Economy Project Report 95-01, Department of Rural Economy, University of Alberta.
- TEEB. 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economics Foundations*. Edited by Pushpam Kumar. Routledge, Abington and New York.
- TEEB. 2010. *The TEEB Valuation Database: overview of structure, data and results*. New York, Pushpam Kumar. 247 p.
- TEEB. 2013. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Valuation Database - Manual*. Ecotland, SRUC. 26 p.
- TONIN, S. 2018. Economic value of marine biodiversity improvement in coralligenous habitats. *Ecological Indicators* 85: 1121-1132.
- TURPIE, J; HEYDENRYCH, B; LAMBERTH, S. 2003. Economic value of terrestrial and marine biodiversity in the Cape Floristic Region: implications for defining effective and socially optimal conservation strategies. *Biol. Conservation* 112: 233-251.
- TYLLIANAKIS, E; SKURAS, D. 2016. The income elasticity of Willingness-To-Pay (WTP) revisited: A meta-analysis of studies for restoring Good Ecological Status

(GES) of water bodies under the Water Framework Directive (WFD). *Journal of Environmental Management* 182: 531-541.

VALVERDE VT; MEAVE, DCJA; CARABIAS, LJ; CANO-SANTANA, Z. 2005. *Ecología y Medio Ambiente*. México. Pearson. 88 p.

WAGNER, M. 2008. The Carbon Kuznets Curve: A Cloudy Picture Emitted by Bad Econometrics? *Resource and Energy Economics* 30(3): 388-408.

WALSH, R; LOOMIS, B; GILLMAN, R. 1984. Valuing option, existence, and bequest demand for wilderness. *Land Economics* 60(1): 14-29.

WILLIS, K. 1996. Benefits and Costs of the Wildlife Enhancement Scheme: A Case Study of the Pevensey Levels. *Journal of Environmental Planning and Management* 39(3): 387-402.

WALTERS, A. 1975. *Noice and Prices*. Oxford University Press. London. 147 p.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Clasificación por tipo de bioma y tipo de ecosistema respectivamente

Costa	Costa (no especificado) Plataforma continental del mar Estuarios Ecosistema de algas Orilla del mar	Bosques (templados y boreales)	Bosques boreales / coníferas Bosque de cedro Tierras de cultivo Bosque (no especificado) Bosque ribereño Matorrales Matorrales (Nama Karoo) Bosques templados (<i>deciduous</i>) Bosques templados Bosques tropicales Selvas tropicales	Múltiples ecosistemas	Múltiples ecosistemas
	Humedales costeros		Manglares Humedales de agua salada Pantanos de marea Humedales (no especificado)	Urbano	Espacio urbano
Arrecife de coral		Arrecife de Coral	Fymbos	<i>Fymbos</i>	Bosques
	Cultivos	Agroforestería (área para cultivo) Acuicultura Tierras de cultivo Huertos Pastos y prados Pasturas tropicales [cultivadas]	Pastizales	Hábitats secos Pastizales (no especificados) Sabana Pastizales templados Praderas tropicales	Lagos / ríos
Desierto		Semi-desierto Succulent Karoo		Humedales continentales	Llanuras inundables Humedales de turba Pantanos Humedales (no especificado)
					Cordillera

FUENTE: TEBB(2010)

Anexo 2: Modelos de regresión

Modelo 1 (mod1)

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	86
Model	32.6583346	1	32.6583346	F(1, 84)	=	24.54
Residual	111.785402	84	1.3307786	Prob > F	=	0.0000
				R-squared	=	0.2261
				Adj R-squared	=	0.2169
Total	144.443737	85	1.69933808	Root MSE	=	1.1536

lnDAP	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnPBipc	.8234953	.1662329	4.95	0.000	.4929229	1.154068
_cons	-4.898743	1.66139	-2.95	0.004	-8.202599	-1.594886

Model	Obs	ll(null)	ll(model)	df	AIC	BIC
.	86	-144.3261	-133.3048	2	270.6095	275.5182

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of lnDAP

chi2(1) = 2.99

Prob > chi2 = 0.0837

Modelo 2 (mod2)

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	85
Model	43.5538556	3	14.5179519	F(3, 81)	=	12.40
Residual	94.8183202	81	1.17059655	Prob > F	=	0.0000
				R-squared	=	0.3148
				Adj R-squared	=	0.2894
Total	138.372176	84	1.64728781	Root MSE	=	1.0819

lnDAP	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnPBipc	.9001379	.1602217	5.62	0.000	.581347	1.218929
lnAno_Dat	-323.7545	100.6848	-3.22	0.002	-524.0858	-123.4233
lnAno_Pub	294.8066	104.6435	2.82	0.006	86.59893	503.0144
_cons	213.9719	274.1493	0.78	0.437	-331.4992	759.443

Model	Obs	ll(null)	ll(model)	df	AIC	BIC
.	85	-141.3198	-125.2555	4	258.511	268.2816

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of lnDAP

chi2(1) = 2.76

Prob > chi2 = 0.0968

Modelo 3 (mod3)

Linear regression

Number of obs = 85
 Replications = 85
 F(9, 84) = 18.66
 Prob > F = 0.0000
 R-squared = 0.5342
 Adj R-squared = 0.4783
 Root MSE = 0.9271

lnDAP	Jackknife		t	P> t	[95% Conf. Interval]	
	Coef.	Std. Err.				
lnPBIpc	.5891501	.2233985	2.64	0.010	.1448977	1.033402
lnAno_Dat	-430.9092	102.2756	-4.21	0.000	-634.2955	-227.523
lnAno_Pub	434.8434	101.1246	4.30	0.000	233.746	635.9407
Gras_Cro	2.239183	.3556184	6.30	0.000	1.531996	2.946369
Mar	1.498325	.2326938	6.44	0.000	1.035588	1.961063
lnArea	.0775619	.0287767	2.70	0.008	.0203363	.1347874
Gras_Mars	2.049821	.4025224	5.09	0.000	1.249361	2.850281
Temp_For	.6265353	.2490045	2.52	0.014	.1313626	1.121708
Gras	.6649664	.3151642	2.11	0.038	.0382278	1.291705
_cons	-34.51775	312.3031	-0.11	0.912	-655.5666	586.5311

Model	Obs	ll(null)	ll(model)	df	AIC	BIC
.	85	-141.3198	-108.8526	10	237.7051	262.1316

Modelo 4 (mod4)

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	85
Model	87.5068502	10	8.75068502	F(10, 74)	=	12.73
Residual	50.8653257	74	.687369266	Prob > F	=	0.0000
				R-squared	=	0.6324
				Adj R-squared	=	0.5827
Total	138.372176	84	1.64728781	Root MSE	=	.82908

lnDAP	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnPBIpc	2.116972	.3442985	6.15	0.000	1.430942	2.803002
lnAno_Dat	-315.3634	92.81436	-3.40	0.001	-500.3	-130.4267
lnAno_Pub	348.0075	91.9966	3.78	0.000	164.7003	531.3148
Temp_For	.9100988	.2396763	3.80	0.000	.4325333	1.387664
Val_Cont	16.32019	3.634118	4.49	0.000	9.079049	23.56132
lnArea	.0697841	.0339694	2.05	0.043	.0020986	.1374696
lnPBIpc_Val	-1.58781	.3605603	-4.40	0.000	-2.306242	-.8693777
Gras_Mars	2.057562	.4861838	4.23	0.000	1.08882	3.026304
Inl_Wet	1.387926	.4351939	3.19	0.002	.5207835	2.255069
Gras_Cro	1.697778	.5437172	3.12	0.003	.6143978	2.781158
_cons	-268.2543	286.7347	-0.94	0.353	-839.5857	303.077

Model	Obs	ll(null)	ll(model)	df	AIC	BIC
.	85	-141.3198	-98.78731	11	219.5746	246.4438

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of lnDAP

chi2(1) = 1.85

Prob > chi2 = 0.1736

Modelo 5 (mod5)

Source	SS	df	MS	Number of obs	=	85
Model	91.6092397	12	7.63410331	F(12, 72)	=	11.75
Residual	46.7629361	72	.649485224	Prob > F	=	0.0000
				R-squared	=	0.6620
				Adj R-squared	=	0.6057
Total	138.372176	84	1.64728781	Root MSE	=	.80591

lnDAP	Coef.	Std. Err.	t	P> t	[95% Conf. Interval]	
lnPBipc	2.785369	.365854	7.61	0.000	2.056052	3.514685
lnAno_Dat	-309.1262	91.05672	-3.39	0.001	-490.6444	-127.6079
lnAno_Pub	339.9324	89.73293	3.79	0.000	161.0531	518.8117
Val_Cont	22.20115	3.934528	5.64	0.000	14.35781	30.04449
lnPBipc_InlWet	.1730393	.0473754	3.65	0.000	.0785981	.2674804
lnPBipc_TempFor	.0928777	.0234181	3.97	0.000	.0461946	.1395608
Co_sys	23.16526	9.23404	2.51	0.014	4.757536	41.57298
lnPBipc_Cosys	-2.319484	.9216184	-2.52	0.014	-4.156697	-.4822712
lnPBipc_Val	-2.168033	.3905242	-5.55	0.000	-2.946529	-1.389537
Gras_Mars	1.694919	.4078075	4.16	0.000	.8819699	2.507869
Gras_Cro	33.64279	12.70636	2.65	0.010	8.31313	58.97245
lnPBipc_GrasC	-3.06162	1.214195	-2.52	0.014	-5.482074	-.6411663
_cons	-260.1359	280.7678	-0.93	0.357	-819.8363	299.5645

Model	Obs	ll(null)	ll(model)	df	AIC	BIC
.	85	-141.3198	-95.21346	13	216.4269	248.1814

Breusch-Pagan / Cook-Weisberg test for heteroskedasticity

Ho: Constant variance

Variables: fitted values of lnDAP

chi2(1) = 0.08

Prob > chi2 = 0.7729