

Valor económico de la conservación de la biodiversidad: el caso del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén

Karol Lavado-Solis^{a,b}, Carlos Enrique Orihuela^c, Felipe Vásquez-Lavín^{d,e,f}, José Dávila^g

RESUMEN: En este estudio se calculó la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad (DAP) del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén (PNYCh), aplicando el método de valoración contingente, en escenarios hipotéticos de conservar 6, 9 ó 12 especies que garantizaban la protección del 50 % de la funcionalidad de los ecosistemas. Se encontró que la DAP fue determinada por las características funcionales que desempeñan las especies clave en la resiliencia de los ecosistemas del PNYCh. Por ello, estudios similares deberían evaluar la opción de preferir el uso de funcionalidad en lugar de indicadores basados, por ejemplo, en el número de especies.

Economic value of biodiversity conservation: The case of the Yanachaga-Chemillén National Park

ABSTRACT: The present study determined the willingness to pay for the conservation of the biodiversity (WTP) of the Yanachaga-Chemillén National Park (YChNP), applying the contingent valuation method, in hypothetical scenarios of conserving 6, 9 or 12 species that guaranteed protection of 50 % of the functionality of the ecosystems of this place. It was found that the WTP was determined by the functional characteristics that key species play in the resilience of the PNYCh ecosystems. For this reason, similar studies should evaluate the option of preferring the use of functionality instead of indicators based, for example, on the number of species.

PALABRAS CLAVES / KEY WORDS: Diversidad de especies, diversidad funcional, especies clave, interacciones ecológicas, valoración contingente / species diversity, functional diversity, key species, ecological interactions, contingent valuation.

JEL Classification / Clasificación JEL: Q20, Q50, Q57.

DOI: <https://doi.org/10.7201/earn.2021.02.05>

^a Universidad Científica del Sur. Lima, Perú. E-mail: klavado@cientifica.edu.pe.

^b Universidad Nacional Agraria. La Molina. Lima, Perú.

^c Facultad de Economía y Planificación. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. Circulo de Investigación Economía de los Recursos Naturales y del Ambiente, CIERNA. E-mail: corihuela@lamolina.edu.pe.

^d School of Business and Economics, Universidad del Desarrollo, Concepción, Chile.
E-mail: fvlavin@gmail.com.

^e Center of Applied Ecology and Sustainability, CAPES. Santiago, Chile.

^f Center for Climate and Resilience Research, CR2. Santiago, Chile.

^g ESAN Graduate School of Business. Lima, Perú. E-mail: jdavilag@esan.edu.pe.

Agradecimientos: Los autores agradecen al Consejo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica (CONCYTEC) y al Fondo Nacional de Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación Tecnológica (FONDECYT), por el financiamiento otorgado en el marco del Convenio de Subvención N° 200-2015-FONDECYT. Y, al apoyo del programa Doctorado en Economía de los Recursos Naturales y del Desarrollo Sustentable de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

Citar como: Lavado-Solis, K., Orihuela, C.E., Vásquez-Lavín, F. & Dávila, J. (2021). "Valor económico de la conservación de la biodiversidad: el caso del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 21(2), 101-120. <https://doi.org/10.7201/earn.2021.02.05>

Dirigir correspondencia a: Karol Lavado-Solis.

Recibido en junio de 2020. Aceptado en octubre de 2021.

1. Introducción

La biodiversidad es considerada como un elemento indispensable para el funcionamiento de los ecosistemas, el mantenimiento de la calidad y el flujo de los servicios ecosistémicos (Hooper *et al.*, 2005; Czajkowski *et al.*, 2009) e incluso, para la mitigación de la pobreza. En general, desempeña un papel importante en la producción de bienes y servicios ecosistémicos, en términos de oportunidades de producción y consumo (Haines-Young & Potschin, 2010). A pesar de su importancia, la biodiversidad está amenazada por la intensificación del proceso productivo del sistema económico y el uso no sostenible de los servicios ecosistémicos (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Las principales amenazas son la fragmentación y degradación de ecosistemas, la disminución en la abundancia y variabilidad de especies, la extinción de algunas especies de fauna y flora, y la reducción de la calidad de hábitat.

Dado este contexto, es de fundamental importancia la conservación de la biodiversidad (Czajkowski *et al.*, 2009), cuyas iniciativas deberían permitir, entre otras, mantener las funciones ecosistémicas y sus mecanismos de recuperación (resiliencia) ante eventos extremos. Una de estas iniciativas, para el caso peruano, son las áreas naturales protegidas, cuya creación tiene por objetivo proteger el 10 % de los diferentes ecosistemas (o ecorregiones) característicos del país, y conservar aproximadamente el 70 % de las especies, tanto de flora como de fauna presentes en dichos ecosistemas (MINAM, 2015).

Otra iniciativa complementaria es la valoración económica de la biodiversidad, útil para cuantificar su importancia en la sociedad, información relevante para que los tomadores de decisión puedan contrastar los costos y beneficios de su conservación o preservación con otras alternativas que tiene la sociedad para su desarrollo (Orihuela *et al.*, 2020). La conservación de la biodiversidad es considerada como un bien público (Boyle *et al.*, 1998) que puede tener un componente importante de valor de no uso, el cual solo puede ser estimado mediante técnicas de preferencias declaradas (PD) las cuales requieren implementar encuestas que crean mercados hipotéticos que permiten capturar las preferencias del entrevistado por cambios en niveles de cantidad o calidad de algún proxy de biodiversidad (Kahneman & Knetsch, 1992; Costanza *et al.*, 1997; Hanemann, 1999; Rolfe & Windle, 2012; Martin-Ortega *et al.*, 2015). Estas preferencias son posteriormente traducidas en términos monetarios para evaluar propuestas de política pública.

Una de las limitaciones en la aplicación de las técnicas de PD en la valoración económica de la conservación de la biodiversidad es la insensibilidad al alcance (IA), situación donde las estimaciones de disposición a pagar son insensibles al cambio cuantitativo en cierto nivel de conservación de biodiversidad, lo cual genera una aparente inconsistencia con la teoría económica del consumidor (Burrows *et al.*, 2017). Por ejemplo, las personas podrían estar dispuestas a pagar lo mismo por proteger 6, 9 ó 12 especies. Esto resultaría inesperado porque se cree que, a mayor cantidad del bien, mayor debería ser la disposición a pagar por obtenerlo o conservarlo. Si bien la presencia de la IA generaría un conflicto con la teoría económica del comportamiento, debilitando los resultados de los estudios de PD, existen varios argumentos

que justifican y contextualizan este problema. La teoría económica del consumidor postula la no saciedad, es decir que, si un poco de algo es bueno, entonces más de ese bien será mejor. En este caso, la IA puede ser explicada por la reducción de la utilidad marginal, es decir, un creciente desinterés por incrementos del bien o incluso, por la presencia de un umbral que implica un quiebre de la saciedad (Rollins & Lyke, 1998; Wheeler & Damania, 2001; Olar *et al.*, 2007; Jacobsen *et al.*, 2011; Lew & Wallmo, 2011).

Encontrar IA no es necesariamente una evidencia de que el estudio de valoración no sea confiable. Por el contrario, en este artículo sostenemos que, si el cambio en el indicador de biodiversidad es escogido erróneamente, es posible y esperable que la disposición a pagar de los individuos no varíe ante cambios de este indicador si es que ellos no perciben las alternativas como realmente distintas. En el caso de la valoración económica de la conservación de la biodiversidad se presentan algunos elementos adicionales que podrían explicar la presencia de IA. Primero, la literatura ha estado dominada por el uso del número de especies y/o hábitat como proxy de biodiversidad. Emplear esas proxies presenta algunas desventajas debido al escaso conocimiento de las especies amenazadas, lo que origina el problema de valoración de especies “no interesantes” o “poco conocidas” (Giraud *et al.*, 1999; Veisten *et al.*, 2004a, 2004b). Más aún, las representaciones de biodiversidad a partir de especies poco carismáticas y reconocidas podrían conllevar una percepción en los encuestados de poca variabilidad de la biodiversidad, pudiendo generar IA (Boyle *et al.*, 1998; Jacobsen *et al.*, 2008; Ojea & Loureiro, 2009; Morse-Jones *et al.*, 2012). Por ejemplo, no es claro que un individuo perciba como bienes diferentes los pequeños cambios en el número de especies o en el hábitat. Esto es especialmente importante en ecosistemas megadiversos.

Otro problema ocurre cuando se asume que una especie puede representar la biodiversidad (McDaniels *et al.*, 2003; Svedsater, 2007) o cuando se considera que una especie representa a todas las especies (Clark & Friesen, 2008). Utilizar especies y hábitat en términos cuantitativos puede ser favorable para la comprensión de la encuesta por parte del entrevistado; sin embargo, la primera definición equivale a una sola dimensión de la biodiversidad, mientras que la segunda puede ser muy amplia y vaga (Ring *et al.*, 2010; Bartkowski *et al.*, 2015), generando nuevamente bienes que son indistinguibles desde la perspectiva del entrevistado. Dado que la mayor parte de los estudios de valoración económica de la conservación de la biodiversidad utilizan número de especies y hábitat como proxy de biodiversidad, entonces estos deberían potencialmente presentar la IA.

Una alternativa poco empleada es la *funcionalidad* como proxy de biodiversidad, la cual va más allá de un grupo aislado de especies o hábitats, y equivale a la interrelación de los agentes biológicos que generan estabilidad y resiliencia en los ecosistemas (Bartkowski *et al.*, 2015). La funcionalidad comprende indicadores ecológicos como especies clave e interacciones ecológicas. El primero constituye especies o grupos funcionales cuya actividad genera un efecto sobre la riqueza y abundancia de otras especies, la estructura y función del ecosistema (como la manutención del equilibrio de los procesos ecológicos) (Payton *et al.*, 2002). El segundo, representa la

resiliencia, definida como la capacidad de los sistemas socio-ecológicos para resistir una perturbación (Holling, 1973) y permanecer en un estado particular de equilibrio, que permita mantener flujos, funciones y la capacidad para reorganizarse ante la distorsión (Walker *et al.*, 2002). De esta forma, la biodiversidad tiene un efecto estabilizador en los ecosistemas; cuanto mayor es la biodiversidad dentro de un ecosistema dado, mejor será el funcionamiento de este último (en términos de producción, estabilidad y resiliencia) (Bartkowski, 2017).

En teoría, la funcionalidad sería la mejor opción para representar la biodiversidad en estudios de PD (Christie *et al.*, 2006; Czajkowski *et al.*, 2009; Walker *et al.*, 2010), pudiendo representar mejor los cambios e incidencias en el bienestar humano (Bartkowski *et al.*, 2015); sin embargo, debido a su carácter relativamente complejo (dependiendo del contexto y área de estudio), los entrevistados pueden no estar muy familiarizados con las interrelaciones ecológicas (Ring *et al.*, 2010; Bartkowski *et al.*, 2015; Jordano, 2016), aunque hay evidencia que sugiere lo contrario (Rajmis *et al.*, 2009). Parecería entonces que optar por el uso de funcionalidad en los estudios de valoración económica de la conservación de la biodiversidad debería aislar o minimizar el problema de la IA. Sin embargo, esto no está claro. Burrows *et al.* (2017) realizó un estudio para evaluar la presencia del IA en diversos estudios de valoración contingente. Los autores, entre otras cosas, encontraron que de cinco estudios que utilizaron funcionalidad (y otras definiciones), sólo dos pasaron las pruebas de alcance y tres tuvieron resultados mixtos.

En realidad, la presencia del IA no debería implicar necesariamente resultados incorrectos o contradicciones con la teoría económica. En el caso de la conservación de la biodiversidad, se esperaría que, si los entrevistados comprenden bien la importancia de las interrelaciones ecológicas, ellos preferirían estas interacciones en la medida que se garantice el mantenimiento de determinadas condiciones en el ecosistema. En otras palabras, los entrevistados podrían ser indiferentes ante la pérdida de ciertas especies en la medida que ese mantenimiento sea garantizado. Esta es la hipótesis del presente estudio.

En este estudio, se propone la valoración económica de la conservación de la biodiversidad mediante el uso de escenarios de pérdida de número de especies clave, pero de forma tal que se mantengan el mismo porcentaje de interacciones ecológicas. En otras palabras, diseñamos un estudio que deliberadamente espera encontrar IA. El estudio se aplicó al Parque Nacional Yanachaga-Chemillén (PNYCh) por dos motivos: es un área altamente diversa en los diferentes niveles de la biodiversidad en Perú (alto número de endemismo y descubrimientos continuos de nuevas especies); y está amenazada por actividades antrópicas. Hasta donde se sabe, este estudio constituye una de las escasas aplicaciones que explícitamente incluye la proxy funcionalidad en la valoración económica de la conservación de la biodiversidad en países megadiversos como el Perú.

2. Metodología

En este estudio se utilizó el método Valoración Contingente (VC) para obtener la disposición a pagar de las personas por un bien o servicio ambiental, creando un mer-

cado hipotético en el que ellas pueden declarar sus preferencias. Existen una enorme cantidad de aplicaciones de VC en diversas áreas de la economía, cuyos resultados se han resumido en numerosas publicaciones que cubren aspectos teóricos y empíricos (Bateman *et al.*, 2001; Carson *et al.*, 2003; Hoyos & Mariel, 2010; Mitchell & Carson, 1989). No obstante, el método CV tiene algunas limitaciones, principalmente relacionadas con la definición del escenario hipotético, el efecto de incrustación, el efecto de anclaje y el sesgo de la entrevista (Bateman *et al.*, 2001; Carson *et al.*, 2003). Algunas de estas limitantes podrían agravarse según el nivel socioeconómico de la zona en que se aplica la encuesta (Whittington, 1998; 2002; 2004; 2010). Sin embargo, estas limitaciones pueden controlarse siguiendo buenas prácticas de valoración económica (Arrow *et al.*, 1993; Whittington, 2002; 2010; Johnston *et al.*, 2017). Una discusión de este tema es efectuada por Vásquez *et al.* (2007).

Las etapas necesarias para una correcta aplicación del VC incluyen, la identificación del área de estudio y del problema ambiental y económico relevante que permiten describir la situación actual (sin proyecto), la determinación de los escenarios de valoración donde se caracteriza la situación modificada a valorar, la elaboración y aplicación de la encuesta, y el análisis econométrico.

2.1. Área de estudio

El PNYCh se ubica en el Perú, región Pasco, provincia de Oxapampa, distritos de Oxapampa, Huancabamba, Pozuzo y Villa Rica, y comprende 122.000 ha. Este parque posee una alta diversidad de especies, tanto de flora como de fauna terrestre y acuática, y diversidad de ecosistemas, sin embargo, esta zona se encuentra amenazada por la caza ilegal de fauna silvestre, quema de bosques, tala y extracción ilegal de madera, extracción no sostenible de recursos no maderables, y contaminación por la actividad minera ilegal (SERNANP, 2015). Así mismo, el PNYCh se localiza dentro de la Reserva de Biósfera Oxapampa-Asháninka-Yánesha certificada por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura en el 2010 (SERNANP, 2020).

El PNYCh presenta una notable gradiente altitudinal (370 – 3.800 m.) que abarca tres grupos de ecosistemas: Ecosistemas de Selva Baja, Ecosistemas de Selva Alta, y Ecosistemas de Pajonal o Puna Húmeda. El primero constituye la ecorregión de bosque tropical amazónico que se localiza en la penillanura amazónica o llano subandino, en las cuencas de los ríos Palcazu y Pichis, entre los 370 - 900 m. y abarca una superficie de 13.569,22 ha, que equivale al 11,9 % de la superficie del PNYCh (SERNANP, 2015).

El segundo se enmarca en el flanco oriental de la Cordillera de los Andes (900 – 3.500 m.) y abarca una superficie de 97.422 ha, que equivale al 86 % de la superficie del PNYCh (SERNANP, 2015). Los ecosistemas de Selva Alta representan la ecorregión más importante por la presencia de bosques montanos que constituyen formaciones vegetales con alta diversidad y endemismo. El tercero se localiza a continuación de la vertiente occidental andina e interandina sobre los 3.500 m. y comprende una superficie de 2.366 ha, que equivale al 2 % de la superficie del PNYCh

(SERNANP, 2015). Esta ecorregión de puna húmeda se caracteriza por la presencia de especies herbáceas, pequeñas inclusiones de arbustales y de pequeños bosques.

2.1.1. Diversidad de especies

La alta biodiversidad y la presencia de una de las áreas claves para la biodiversidad prioritarias, incluyen al PNYCh dentro del corredor prioritario Carpish-Yanachaga del hotspot de biodiversidad¹ Andes Tropicales, el cual se caracteriza por ser el primero en biodiversidad a nivel mundial ya que alberga más de 24 mil especies², de las cuales, la mitad son endémicas, y por encontrarse amenazado por la minería, nuevas infraestructuras, deforestación, pastoreo de animales y avance de la agricultura (CEPF, 2015).

La presencia de una alta diversidad de especies en el PNYCh se atribuye a la gradiente altitudinal y su condición de área natural protegida. La primera determina la distribución de las especies a lo largo de los pisos altitudinales, es decir, el incremento de la elevación juega un papel importante en la variabilidad de especies, evidenciándose que la diversidad de arbustos en el sotobosque es mayor en bosques amazónicos, disminuyendo a la medida que se incrementa la elevación hasta el bosque montano (Vega *et al.*, 2008). La segunda señala que la variabilidad de especies acuáticas disminuye al alejarse del PNYCh (Trama *et al.*, 2020). También se evidencia en el descubrimiento de nuevas especies en diferentes elevaciones como especies de anfibios del género *Phrynopus* entre los 3.363 – 3.569 m. (Chaparro *et al.*, 2008), del género *Pristimantis* entre los 1.200 – 2.790 m. (Duellman & Hedges, 2007; Boano *et al.*, 2008); del género *Rhinella* a los 2.600 m. (Lehr *et al.*, 2007), y nuevas especies de reptiles (Venegas *et al.*, 2011), así como el registro de 13 especies endémicas de anfibios, las cuales, en su mayoría, se encuentran amenazadas.

A fin de determinar los indicadores de diversidad de especies, se identificaron los principales grupos funcionales a partir de una matriz de especies elaborada en los inventarios de flora y fauna silvestre del PNYCh (Ministerio de Agricultura, 1987; INRENA, 2006; MINAM, 2012; SERNANP, 2015). Estos estudios reconocen a los vertebrados (principalmente mamíferos y aves) como el grupo que permite un mejor entendimiento de las interacciones bióticas y abióticas, de manera que los vertebrados serían indicadores idóneos de biodiversidad, ya que permiten integrar la relación entre la riqueza de especies que lo conforman y la gradiente altitudinal (Terborgh, 1977; Blake & Loiselle, 2000, Martínez & Rechberger, 2007).

A continuación, se presenta el número de especies registradas en los principales inventarios realizados por organismos públicos (Cuadro 1):

¹ Llámese a la región que cuenta con gran riqueza biológica, tiene como mínimo 1.500 especies de plantas endémicas, y que tiene los mayores niveles de amenaza, con una pérdida de al menos 70 % de su hábitat natural (CEPF, 2015).

² Más de 30.000 especies de plantas (1° en el mundo; 50 % endémicas); 1.724 especies de aves (1° en el mundo; 34 % endémicas); 610 especies de reptiles (2° en el mundo; 45 % endémicas); 570 especies de mamíferos (1° en el mundo); 981 especies de anfibios (69 % endémicas); y 380 especies de peces de aguas continentales (CEPF, 2015).

CUADRO 1
Especies registradas en el PNYCh por taxón

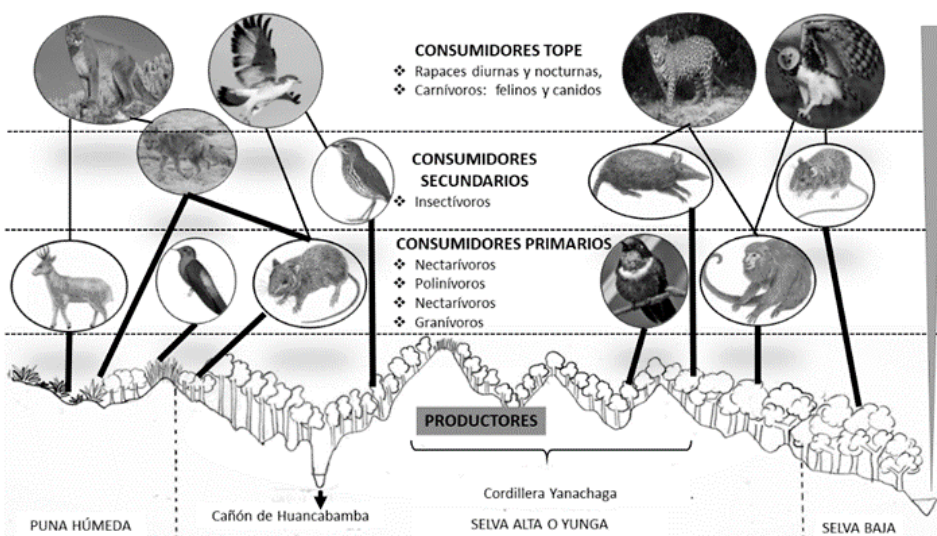
Taxón	Plan Maestro del PNYCh 2005-2009 (INRENA, 2006)	Otros estudios en el PNYCh	Inventario de especies de Yungas Peruanas (MINAM, 2012)
Plantas	1.956	-	258*
Mamíferos	49	90	52
Aves	527	248	362
Reptiles	19	19	18
Anfibios	34	48	21
Peces	135	-	7

*Especies arbóreas.
Fuente: MINAM (2012).

2.1.2. *Diversidad funcional*

A partir de los grupos funcionales determinados con la información de los vertebrados del PNYCh se elaboraron redes de interacciones ecológicas entre los diversos grupos funcionales tróficos (nectarívoros, polinívoros, granívoros, insectívoros, y carnívoros) y los ecosistemas del PNYCh (Gráfico 1). La redes de interacciones se construyeron considerando la perspectiva multitrófica de la biodiversidad, que señala que el funcionamiento de los ecosistemas aumenta en la medida que se mantiene la diversidad de sus comunidades ecológicas y que estas se encuentran conectadas por enlaces tróficos (Eisenhauer *et al.*, 2019).

GRÁFICO 1
Interacciones tróficas en el PNYCh



Fuente: Elaboración propia, en base a Ministerio de Agricultura (1987); INRENA (2006); SERNANP (2015); MINAM (2012).

En ese sentido, se establecieron dos indicadores de biodiversidad: (i) diversidad de especies representado por las especies clave de los grupos funcionales identificados, y (ii) diversidad funcional entendida como resiliencia, donde el número de interacciones ecológicas proporcionan la resistencia a los cambios o perturbaciones en los ecosistemas del PNYCh.

2.2. Determinación de los escenarios de valoración:

Con la finalidad de establecer los escenarios de valoración e integrar los indicadores, se simularon las etapas del ciclo adaptativo de la resiliencia a fin de estimar el número de especies claves representativas de los ciclos anteriores al punto de inflexión o no retorno. Tomando en cuenta que la biodiversidad existente ofrece una mayor resiliencia garantizando la funcionalidad y estabilidad de los ecosistemas, y que las extinciones secundarias dependerán de la ubicación de las especies clave en la estructura trófica (Martin *et al.*, 2019). De esta manera, se obtuvieron los escenarios de pérdida de especies claves en el PNYCh, donde el 50 % de interacciones garantiza la conservación de la biodiversidad.

En ese sentido, la pérdida gradual de la diversidad de especies en base a su función e importancia en el ecosistema (especie clave), independientemente de su abundancia (número de individuos), está determinado por la funcionalidad que desempeñan estas especies en la comunidad ecológica del PNYCh. La pérdida de la funcionalidad de las especies clave podría generar un efecto cascada de extinciones secundarias de las especies asociadas, hasta llegar al punto de inflexión de la resiliencia donde se encuentran las especies clave raras (Christianou & Ebenman, 2005), cuya pérdida causaría mayores extinciones y tendría mayores efectos sobre la estabilidad y flexibilidad de los ecosistemas.

En ese enfoque se establecieron tres escenarios de valoración: (i) pérdida de 6 especies claves (ESC1); (ii) pérdida de 9 especies clave (ESC2), y (iii) pérdida de 12 especies clave (ESC3), las cuales, garantizan la estabilidad de los ecosistemas del PNYCh, con el mantenimiento del 50 % de las interacciones ecológicas. A los entrevistados se les precisó que la propuesta involucra el financiamiento de un proyecto de monitoreo y vigilancia de la conservación de la biodiversidad mediante medidas de prevención, control y mitigación de impactos sobre las especies clave. Además, se indicó que el proyecto sólo se ejecutaría si todos pagaran mensualmente un monto de pago determinado. El vehículo de pago propuesto incluyó la asignación de un monto (BID) en el recibo de servicios básicos regulares durante un periodo de un (01) año (diciembre del 2019 a diciembre del 2020).

2.3. Elaboración y aplicación de encuestas:

Para la aplicación del método de valoración contingente y la recolección de la información se elaboraron 24 formatos de cuestionarios que permitieron la construcción de un mercado hipotético en base tres escenarios de valoración de pérdida

gradual de especies (ESC: 6; 9 y 12) cada uno con un monto a pagar distinto (BID) (Cuadro 2). Para determinar los ocho montos (BID: 4; 8; 10; 12; 16; 20; 25 y 30) se aplicaron 180 encuestas piloto con preguntas mixtas a jefes de familia interceptados aleatoriamente en los seis centros comerciales más concurridos de Lima Metropolitana (capital del Perú), los cuales son frecuentados por personas de diferentes estratos sociales. Considerando la respuesta sobre la disposición a pagar por un determinado monto (pregunta de tipo binario), se planteaba la pregunta para determinar la máxima disposición a pagar (pregunta abierta) (Hidalgo-Fernández *et al.*, 2014).

Posteriormente, se aplicaron 810 encuestas aleatorias en los mismos lugares, de las cuales, se consideraron válidas 689 encuestas, debido a que se descartaron las respuestas del tipo protesta. Para la identificación de los ceros legítimos se incluyó una pregunta para inferir la no disposición a pagar el monto propuesto (Hidalgo-Fernández *et al.*, 2014).

El cuestionario estuvo compuesto de tres secciones. En la primera sección se realizaron preguntas de percepción con el fin de capturar el conocimiento e importancia que la biodiversidad y conservación de especies por parte del entrevistado. La segunda sección presentó a los encuestados el esquema de la situación actual del PNYCh y el esquema del escenario hipotético. Como ayuda visual, se presentaron cartillas informativas con esquemas de redes de interacciones ecológicas y los escenarios hipotéticos de valoración. Los esquemas permitieron facilitar el entendimiento de la importancia que ejercen las especies en los ecosistemas, y las redes de interacciones tróficas que existen entre ellas para la conservación de la biodiversidad, donde mayor número de líneas que conecta las especies representa especies clave que brindan mayor resiliencia al ecosistema. La tercera sección recabó información sobre el perfil socioeconómico (Cuadro 2).

CUADRO 2

Descripción de las variables para el método de valoración contingente

Variable	Código	Valores
Disposición a Pagar	DAP	No (0), Sí (1)
Monto a Pagar	BID	4, 8, 10, 12, 16, 20, 25, 30
Edad	EDA	Años
Género	SEX	Masculino (0), Femenino (1)
Educación	EDU	Analfabeto (0), Primaria (1), Secundaria (2), Superior (3), Post-grado (4)
Estado civil	EST	Casado (0), Soltero (1)
Ingreso	ING	Cantidad mensual
Procedencia	PRO	Lima (0), Costa (1), Sierra (2), Selva (3)

Fuente: Elaboración propia.

2.4. Análisis econométrico

Este método permite estimar el valor de no uso de bienes públicos como la conservación de la biodiversidad, a partir de la estimación de la disposición a pagar (DAP) por evitar la pérdida de especies clave cuya conservación mantendría el porcentaje de interacciones ecológicas que permiten mantener la estabilidad de uno o varios ecosistemas del PNYCh. Después de describir el escenario de valoración, en la encuesta se formula la siguiente pregunta dicotómica: ¿Estaría usted dispuesto a pagar \$At para implementar el proyecto de conservación de la biodiversidad? El valor At es definido usando criterios de optimalidad (Vásquez *et al.*, 2007) y es asignado aleatoriamente entre individuos.

Para estimar la DAP, se considera como variable dependiente una variable dicotómica que toma el valor 1 o 0 dependiendo de si el encuestado aceptó o no pagar el monto propuesto. Las variables independientes incluyen el monto a pagar por el proyecto propuesto en la encuesta y variables explícitas agrupadas en cuatro categorías: socioeconómicas, conocimiento del ANP, relacionados con los indicadores de biodiversidad y el interés por la conservación en general. Las respuestas de los entrevistados fueron procesadas aplicando el modelo logístico³ con la finalidad de determinar la relación existente (positiva) entre la variable dependiente (sí/no) y las variables explicativas (BID y variables socioeconómicas):

$$\Pr(\text{si}) = F(\beta_0 + \beta_1 \text{BID} + \beta_2 \text{EDA} + \beta_3 \text{SEX} + \beta_4 \text{EDU} + \beta_5 \text{EST} + \beta_6 \text{ING}) \quad [1]$$

Para calcular la DAP de los encuestados se utiliza la siguiente Ecuación:

$$\text{DAP}_j = \frac{\beta_0 + \beta'X_j}{\beta_1} \quad [2]$$

donde β_0 es la constante del modelo, X_j representa el conjunto de variables independientes que son utilizadas en el modelo, β es el vector de coeficientes de las variables independientes, y β_1 es el coeficiente que acompaña la variable del monto propuesto al encuestado. Se utilizó un modelo de probabilidad logístico.

En la etapa de análisis de las respuestas de los entrevistados, es importante considerar el tratamiento de las respuestas protesta, constituidas por entrevistados que no se muestran dispuestos a pagar, en donde, se les otorga un cero genuino o legítimo (valor cero), en la cual, se expresa que no es valorada la conservación de los indicadores de los niveles de biodiversidad. Cabe indicar, que las respuestas de protesta pueden ser diversas: (i) no valoran la conservación de la biodiversidad, (ii) no pue-

³ En la VC se emplean modelos de elección binaria (dicotómicos) como logit o probit. Ambos, brindan los mismos resultados para muestras razonablemente grandes (más de 500 observaciones) como las de este estudio, siendo, el modelo logit el más usado debido a su sencillez y facilidad para interpretar los resultados. En ese sentido, el modelo logit es considerado como el más apropiado en caso se realice una comparación de los resultados de este estudio con otros similares.

den tener un gasto adicional para conservar la biodiversidad, (iii) no se encuentra de acuerdo o no interpreta correctamente el vehículo de pago propuesto, y (iv) protesta ética, conocida de esta manera a las respuestas: que pague el estado e instituciones competentes.

Finalmente, al modelo se incluyen variables ficticias o “dummy” para contrastar si el efecto del factor cualitativo es significativo en la disposición a pagar por 6, 9 y 12 especies clave.

3. Resultados

De las 810 encuestas realizadas en Lima Metropolitana, 500 encuestados (61,73 % del total) tuvieron disponibilidad a pagar por la conservación de la biodiversidad en el PNYCh, mientras que 310 encuestados (38 %) no tuvieron disponibilidad a pagar por diversas razones. De este último grupo, 121 encuestados (14,9 % del total) presentó protestos como “no creo que el proyecto se realice” y “no es mi responsabilidad asumir el pago”. Paso seguido, se les preguntó si disponían de tiempo para ser entrevistados. Debido a esta estrategia, no fue posible registrar las personas que rechazaron ser entrevistadas, motivo por el cual no se dispone de una tasa de no respuesta. Con la finalidad de evitar los sesgos del método se encuestaron personas mayores de edad económicamente activos, quienes fueron interceptados de manera aleatoria en centros comerciales (al azar), a quienes se les mostró cartillas informativas para un mejor entendimiento de los escenarios (actual e hipotéticos) y disminución del desconocimiento del bien a valorar.

Se aplicó un modelo logit usando el software Stata 16. El BID tiene el signo esperado (negativo) y es estadísticamente significativo (Cuadro 3). La educación y el ingreso fueron los componentes relevantes que inciden significativamente en la decisión de pago por los escenarios propuestos (DAP). Los coeficientes de estos componentes presentaron signos positivos según lo esperado, lo cual significa que, a mayor nivel de educación, las personas están más dispuestas a pagar el precio que se les ofrece. Estos resultados corresponden a 689 observaciones, dado que se omitieron los que no manifestaron disponibilidad de pago como protesta. El pseudo R-cuadrado del modelo fue de 12,55 %, valor común en estudios de VC, pero el modelo resulta ser significativo globalmente con un chi-cuadrado de 101.4 (p-value < 0.001).

CUADRO 3

Coefficientes de los componentes de la disposición a pagar

	BID	ING	EDA	EDU	SEX	EST	d1	d2	_cons
Coefficiente	-0,102 ³	0,00019 ³	-0,010	0,957 ³	0,120	0,218	-0,611 ³	-0,743 ³	1,825 ³
Desviación estándar	0,014	0,0000	0,008	0,247	0,191	0,232	0,228	0,238	0,446

Estadístico t en paréntesis

¹ p < 0.05, ² p < 0.01, ³ p < 0.001.

Fuente: Elaboración propia. Cálculos realizados con el software STATA 16.

Los coeficientes de las variables dummy (d1 y d2) resultaron ser estadísticamente significativos y negativos. Esto implica que la DAP es menor en la medida que más especies se tienen que proteger por la intervención para mantener el mismo nivel de interacciones ecológicas (Cuadro 4). En otras palabras, la gente encuestada prefiere pagar más por 6 especies esenciales que mantienen el 50 % de interacciones ecológicas que por 9 ó 12 especies que mantiene el mismo nivel de interacciones. Entonces, los entrevistados valoraron la mantención del 50 % de las interacciones funcionales de la biodiversidad y prefieren proteger menos especies pero más importantes. Se encontró que la DAP marginal por la conservación de estas especies clave de fauna terrestre fue S/ 23,59.

CUADRO 4

Disposición a pagar marginal promedio por la conservación de la biodiversidad en el PNYCh

	Coefficiente	Error estándar	Z	P > z	[Intervalo de confianza 95 %]	
DAP	23,59	1,55	15,19	0,000	20,54	26,63

Fuente: Elaboración propia. Cálculos realizados con el software STATA 16.

4. Discusión

Puesto que los entrevistados fueron indiferentes a la pérdida de diferentes niveles de un mismo bien (especies clave), esto indica la presencia de la insensibilidad al alcance, lo cual aparentemente genera un conflicto con la teoría económica (Burrows *et al.*, 2017). Debe notarse que, según el diseño de la encuesta, el nivel de biodiversidad (entendida como el 50 % de la funcionalidad) se mantiene fijo ante diferentes niveles del atributo (en este caso, número de especies clave). Entonces, el estudio fuerza la aparición de tal insensibilidad de manera que no hay motivo para pensar que este comportamiento sea irracional o contradictorio con la teoría económica. Sin embargo, no está claro si los entrevistados mantendrían su indiferencia ante un número mayor de especies, de manera que pueda distinguirse algún umbral. Conforme al escenario de este estudio, difícilmente el umbral podría ser 1 ó 2 especies clave dado lo megadiverso del área protegida en análisis. En todo caso, futuros estudios podrían responder esta pregunta incluyendo niveles adicionales de especies clave.

El análisis de los resultados muestra que los entrevistados entienden que garantizar la sobrevivencia del ecosistema no está en función a la cantidad de especies clave sino según las características e importancia que estas especies ejercen en la sobrevivencia de otras. Entonces, la importancia económica de la conservación de la biodiversidad es determinada por las características ecológicas y funcionales que desempeñan las especies clave en la resiliencia de los ecosistemas del PNYCh.

Estos resultados son difíciles de comparar debido a que, hasta donde sabemos, no hay estudios, similares aplicados a otros bosques tropicales megadiversos. De todas formas, estos resultados van en línea con el argumento de Jacobsen *et al.* (2012), quienes sugieren una mayor DAP por la conservación de una especie “clave” de la

que depende la supervivencia de más especies en lugar de una especie “no clave” de la que dependen pocas o menos especies que las primeras. Cabe mencionar que, en este caso, aun cuando el entrevistado reconoció la importancia de la especie clave, su DAP no reflejó su importancia ante mayores niveles de conservación o protección.

Asimismo, los resultados sugieren que, aun cuando la sociedad pueda no estar muy familiarizada con las interrelaciones funcionales de la biodiversidad tal como sugieren algunos estudios (Ring *et al.*, 2010; Jordano, 2016), es posible que, en ciertas condiciones, los aspectos funcionales de la biodiversidad sean interiorizados satisfactoriamente. Los resultados de este estudio podrían ser prueba de ello y van en línea con lo obtenido en otros estudios (Rajmis; 2009; Czajkowski *et al.*, 2009).

5. Conclusiones

La mayor parte de los estudios que estiman el valor económico de la conservación de la biodiversidad suelen emplear número de especies y hábitat como proxy de biodiversidad, la cual ha sido cuestionada en la literatura. Por ello, se ha sugerido utilizar la funcionalidad de la biodiversidad como una mejor aproximación, donde si los entrevistados comprenden bien la importancia de las interrelaciones ecológicas, ellos deberían preferir la funcionalidad de las especies en la medida que esta garantice el mantenimiento de determinadas condiciones en el ecosistema.

El estudio valoró económicamente la conservación de la biodiversidad del PNYCh mediante el uso de características ecológicas y funcionales que desempeñan las especies clave en los ecosistemas de esta área protegida, es decir, la funcionalidad de tales especies. Se encontró que la disposición a pagar fue la misma por conservar 6, 9 ó 12 especies en la medida que ello implique la protección del 50 % de la funcionalidad de los ecosistemas del PNYCh.

Una implicación de estos resultados es que resaltan la importancia de evaluar aspectos vinculados a garantizar el mantenimiento de las funciones y estructura de los ecosistemas (resiliencia) como indicadores de biodiversidad en la valoración económica, antes que enfocarse en especies emblemáticas o carismáticas como objetos de conservación, las cuales, no necesariamente cumplen una función desencadenante dentro del ecosistema. Este aspecto es particularmente importante en áreas naturales protegidas que disponen de información cualitativa sobre la presencia de especies de flora y fauna silvestre, pero donde muchas veces es costoso realizar monitoreos biológicos (como en el caso del PNYCh). Todo esto podría ayudar a un replanteamiento de ciertas políticas de conservación de la biodiversidad, sobre todo en países megadiversos como el Perú.

Esta es una de las escasas aplicaciones del uso de funcionalidad como proxy de biodiversidad en países megadiversos como Perú, en donde es particularmente importante la identificación de los beneficios de la conservación de la biodiversidad.

Referencias

- Arrow, K., Solow, R., Portney, P.R., Leamer, E.E., Radner, R. & Schuman, H. (1993). *Report of the NOAA panel on contingent valuation*. Fed. Reg. 4601-4614.
- 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. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023>.
- Bartkowski, B. (2017). *Existence value, biodiversity, and the utilitarian dilemma*, 2. Discussion Paper. Leipzig, Alemania: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ). Obtenido de: <https://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:sNKKiY-hjfwJ:https://www.econstor.eu/bitstream/10419/157354/1/884605787.pdf+&cd=2&hl=es&ct=clnk&gl=es&client=firefox-b-d>.
- Bateman, I.J., Willis, K.G. & Arrow, K.J. (2001). *Valuing environmental preferences: theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU, and developing countries*, 5-6 Ed. Oxford: Oxford University Press.
- Blake, J.G. & Loiselle, B.A. (2000). “Diversity of birds along an elevational gradient in the Cordillera Central, Costa Rica”. *The Auk*, 117(3), 663-686. <https://dx.doi.org/10.1093/auk/117.3.663>.
- Boano, G., Mazzotti, S. & Sindaco, R. (2008). “A new peculiar frog species of the genus *Pristimantis* from Yanachaga-Chemillén National Park, Peru”. *Zootaxa*, 1674(1), 51-57. <https://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.1674.1.4>.
- Boyle, K.J., Bishop, R.C., Hellerstein, D., Welsh, M.P., Ahearn, M.C., Laughland, A. Charbonneau, J. & O’Conner, R. (1998). “Tests of Scope in Contingent-Valuation Studies: Are the Numbers for the Birds?” Comunicación presentada al: *World Congress of Environmental and Resource Economists*. Venezia, Italia.
- Burrows, J., Newman, R., Genser, J. & Plewes, J. (2017). “Do contingent valuation estimates of willingness to pay for non-use environmental goods pass the scope test with adequacy? A review of the evidence from empirical studies in the literature”. In McFadden, D., Cox, E.M. & Train, T. (Eds.): *Contingent Valuation of Environmental Goods* (pp: 82-152). Edward Elgar Publishing.
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., Hanemann, M., Kopp, R.J., Presser, S. & Ruud, P.A. (2003). “Contingent valuation and lost passive use: Damages from the Exxon Valdez oil spill”. *Environmental and Resource Economics*, 25, 257-286. <https://dx.doi.org/10.1023/A:1024486702104>.
- CEPF. (2015). *Hotspot de Biodiversidad de los Andes Tropicales. The Critical Ecosystem Partnership Fund*. Obtenido de: <https://www.cepf.net/>.
- Chaparro, J.C., Padiá, J.M. & De La Riva, I. (2008). “Two sympatric new species of *Phrynosus* (Anura: Strabomantidae) from Yanachaga Chemillén

- National Park (central Peruvian Andes)". *Zootaxa*, 1761(1), 49-58. <https://dx.doi.org/10.5281/zenodo.181941>.
- Christianou, M. & Ebenman, B. (2005). "Keystone species and vulnerable species in ecological communities: Strong or weak interactors?" *Journal of Theoretical Biology*, 235(1), 95-103. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jtbi.2004.12.022>.
- Christie, M., Hanley, N., Warren, J., Murphy, K., Wright, R. & Hyde, T. (2006). "Valuing the diversity of biodiversity". *Ecological economics*, 58(2), 304-317. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.07.034>.
- Clark, J. & Friesen, L. (2008). "The causes of order effects in contingent valuation surveys: An experimental investigation". *Journal of Environmental Economics and Management*, 56(2), 195-206. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jeem.2007.12.005>.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Haeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997). "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature*, 387(6630), 253-260. <https://dx.doi.org/10.1038/387253a0>.
- Czajkowski, M., Buszko-Briggs, M. & Hanley, N. (2009). "Valuing changes in forest biodiversity". *Ecological Economics*, 68(12), 2910-2917. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.016>.
- Duellman, W.E. & Hedges, S.B. (2007). "Three new species of *Pristimantis* (Lissamphibia, Anura) from montane forests of the Cordillera Yanachaga in Central Peru. *Phyllomedusa*". *Journal of Herpetology*, 6(2), 119-135. <https://dx.doi.org/10.11606/issn.2316-9079.v6i2p119-135>.
- Eisenhauer, N., Schielzeth, H., Barnes, A.D., Barry, K., Bonn, A., Brose, U., Bruehlheide, H., Buchmann, N., Buscot, F., Ebeling, A., Ferlian, O., Freschet, G.T., Giling, D.P., Hättenschwiler, S., Hillebrand, H., Hines, J., Isbel, F., Killor-France, E., König-Ries, B., Kroon, H., Meyer, S.T., Milcu, A., Müller, J., Nock, Ch.A., Petermann, J.S., Roscher, Ch., Scherber, Ch., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Schnitzer, S.A., Schuldt, A., Tschardt, T., Türke, M., van Dam, N.M., der Plas, F., Vogel, A., Wagg, C., Wardle, D.A., Weigelt, A., Weisser, W.W., Wirth, Ch. & Jochum, M. (2019). "A multitrophic perspective on biodiversity-ecosystem functioning research". *Advances in Ecological Research*, 61, 1-64. <https://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.06.001>.
- Giraud, K.L., Loomis, J.B. & Johnson, R.L. (1999). "Internal and external scope in willingness-to-pay estimates for threatened and endangered wildlife". *Journal of Environmental Management*, 56(3), 221-229. <https://dx.doi.org/10.1006/jema.1999.0277>.
- Haines-Young, R. & Potschin, M. (2010). "The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being". *Ecosystem Ecology: A new synthesis*, 1, 110-139. <https://dx.doi.org/10.1017/CBO9780511750458.007>.
- Hanemann, W.M. (1999). *Neo-Classical Economic Theory and Contingent Valuation*. In Bateman, I.J. & Willis, K.G. (Eds.): *Valuing Environmental Prefer-*

- ences: *Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries* New York: Oxford University.
- Hidalgo-Fernández, A., Fernández, R.E.H., Madueño, J.A.C. & Cañete, R.B. (2014). “Valoración del uso recreativo del Parque Natural Sierra de Hornachuelos (Córdoba, España)”. *Interciencia*, 39(3), 172. Obtenido de: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33930206006>.
- Holling, C.S. (1973). “Resilience and stability of ecological systems”. *Annual review of ecology and systematics*, 4(1), 1-23. <https://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>.
- Hooper, D.U., Chapin III, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J. & Wardle, D.A. (2005). “Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge”. *Ecological Monographs*, 75(1), 3-35. <https://dx.doi.org/10.1890/04-0922>.
- Hoyos, D. & Mariel, P. (2010). “Contingent valuation: Past, present and future”. *Prague economic papers*, 4, 329-343. <https://dx.doi.org/10.18267/j.pep.380>.
- INRENA. (2006). *Plan Maestro del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén 2005-2009*. Obtenido de: <http://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=1095>.
- Jacobsen, J.B., Boiesen, J.H., Thorsen, B.J. & Strange, N. (2008). “What’s in a name? The use of quantitative measures versus ‘Iconised’ species when valuing biodiversity”. *Environmental and Resource Economics*, 39(3), 247-263. <https://dx.doi.org/10.1007/s10640-007-9107-6>.
- Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H., Martinsen, L., Hasler, B. & Thorsen, B.J. (2011). “Embedding effects in choice experiment valuations of environmental preservation projects”. *Ecological Economics*, 70(6), 1170-1177. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.01.013>.
- Jacobsen, J.B., Lundhede, T.H. & Thorsen, B.J. (2012). “Valuation of wildlife populations above survival”. *Biodiversity and Conservation*, 21(2), 543-563. <https://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0200-3>.
- Jordano, P. (2016). “Chasing ecological interactions”. *PLoS Biology*, 14(9), e1002559. <https://dx.doi.org/10.1371/journal.pbio.1002559>.
- Johnston, R.J., Boyle, K.J., Adamowicz, W., Bennett, J., Brouwer, R., Cameron, T.A., Hanemann, W.M., Hanley, N., Ryan, M. & Scarpa, R. (2017). “Contemporary guidance for stated preference studies”. *Journal of the Association of Environmental and Resource Economists*, 4, 319-405. <https://dx.doi.org/10.1086/691697>.
- Kahneman, D. & Knetsch, J.L. (1992). “Valuing public goods: The purchase of moral satisfaction”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1), 57-70. [https://dx.doi.org/10.1016/0095-0696\(92\)90019-S](https://dx.doi.org/10.1016/0095-0696(92)90019-S).
- Lehr, E., Pramuk, J.B., Hedges, S.B. & Cordova, J.H. (2007). “A new species of arboreal *Rhinella* (Anura: Bufonidae) from Yanachaga-Chemillén National

- Park in central Peru". *Zootaxa*, 1662(1), 1-14. Obtenido de: <https://mapress.com/zt/article/view/zootaxa.1662.1.1>.
- Lew, D.K. & Wallmo, K. (2011). "External tests of scope and embedding in stated preference choice experiments: An application to endangered species valuation". *Environmental and Resource Economics*, 48(1), 1-23. <https://dx.doi.org/10.1007/s10640-010-9394-1>.
- Martin-Ortega, J., Azahara Mesa-Jurado, M. & Berbel, J. (2015). "Revisiting the impact of order effects on sensitivity to scope: A contingent valuation of a common-pool resource". *Journal of Agricultural Economics*, 66(3), 705-726. <https://dx.doi.org/10.1111/1477-9552.12105>.
- Martin, E.A., Feit, B., Requier, F., Friberg, H. & Jonsson, M. (2019). "Assessing the resilience of biodiversity-driven functions in agroecosystems under environmental change". *Advances in Ecological Research*, 60, 59-123. <https://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.02.003>.
- Martínez, O. & Rechberger, J. (2007). "Características de la avifauna en un gradiente altitudinal de un bosque nublado andino en La Paz, Bolivia". *Revista Peruana de Biología*, 14(2), 225-236.
- McDaniels, T.L., Gregory, R., Arvai, J. & Chuenpagdee, R. (2003). "Decision structuring to alleviate embedding in environmental valuation". *Ecological Economics*, 46(1), 33-46. [https://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(03\)00103-4](https://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(03)00103-4).
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being. Synthesis*. Obtenido de: <http://www.millenniumassessment.org/en/Synthesis.html>.
- Mitchell, R.C. & Carson, R.T. (1989). *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method. Resources for the Future*. Taylor & Francis Group.
- MINAM. (2012). *Inventario y Evaluación del Patrimonio Natural en los Ecosistemas de Selva Alta del Parque Nacional Yanachaga Chemillén*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. Obtenido de: <https://www.gob.pe/institucion/minam/informes-publicaciones/2507-inventario-y-evaluacion-del-patrimonio-natural-en-los-ecosistemas-de-selva-alta-parque-nacional-yanachaga-chemillen>.
- MINAM. (2015). *Áreas Naturales Protegidas del Perú (2011-2015). Conservación para el desarrollo Sostenible. Informes sectoriales 4*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. Obtenido de: <https://repositoriodigital.minam.gob.pe/handle/123456789/144?show=full>.
- Ministerio de Agricultura. (1987). *Plan Maestro del Parque Nacional Yanachaga-Chemillén*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP). Obtenido de: <http://sis.sernanp.gob.pe/biblioteca/?publicacion=1093>.

- Morse-Jones, S., Bateman, I.J., Kontoleon, A., Ferrini, S., Burgess, N.D. & Turner, R.K. (2012). "Stated preferences for tropical wildlife conservation amongst distant beneficiaries: Charisma, endemism, scope and substitution effects". *Ecological Economics*, 78, 9-18. <https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.002>.
- Ojea, E. & Loureiro, M.L. (2009). "Valuation of wildlife: revising some additional considerations for scope tests". *Contemporary Economic Policy*, 27(2), 236-250. <https://dx.doi.org/10.1111/j.1465-7287.2008.00129.x>.
- Olar, M., Adamowicz, W., Boxall, P., West, G.E., Lessard, F. & Cantin, G. (2007). *Estimation of the economic benefits of marine mammal recovery in the St. Lawrence Estuary. Research Series, 1*. Quebec, Canada: Department of Fisheries and Oceans.
- Orihuela, C., Minaya, C., Mercado, W., Jiménez, L., Estrada, M. & Gómez, H. (2020). "Distance-decay effect on willingness to pay for biodiversity conservation: The case of a megadiverse protected area". *Economía Agraria y Recursos Naturales - Agricultural and Resource Economics*, 20(1), 169-190. <https://dx.doi.org/10.7201/earn.2020.01.08>.
- Payton, I.J., Fenner, M. & Lee, W.G. (2002). *Keystone species: the concept and its relevance for conservation management in New Zealand*. Wellington, New Zealand: Department of Conservation.
- Rajmis, S., Barkmann, J. & Marggraf, R. (2009). "User community preferences for climate change mitigation and adaptation measures around Hainich National Park, Germany". *Climate Research*, 40(1), 61-73. <https://dx.doi.org/10.3354/cr00803>.
- Ring, I., Hansjürgens, B., Elmqvist, T., Wittmer, H. & Sukhdev, P. (2010). "Challenges in framing the economics of ecosystems and biodiversity: The TEEB initiative". *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2(1-2), 15-26. <https://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2010.03.005>.
- Rolfe, J. & Windle, J. (2012). "Distance decay functions for iconic assets: assessing national values to protect the health of the Great Barrier Reef in Australia". *Environmental and Resource Economics*, 53(3), 347-365. <https://dx.doi.org/10.1007/s10640-012-9565-3>.
- Rollins, K. & Lyke, A. (1998). "The case for diminishing marginal existence values". *Journal of Environmental Economics and Management*, 36(3), 324-344. <https://dx.doi.org/10.1006/jeeem.1998.1045>.
- SERNANP. (2015). *Plan Maestro del Parque Nacional Yanachaga Chemillén 2015-2019*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. Obtenido de: <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/plan-maestro-2015-2019-parque-nacional-yanachaga-chemillen>.
- SERNANP. (2020). *Reserva de Biosfera Oxapampa - Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado*. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. Obtenido de: <https://www.sernanp.gob.pe/reserva-de-biosfera-oxapampa>.

- Svedsater, H. (2007). "Ambivalent statements in contingent valuation studies: inclusive response formats and giving respondents time to think". *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 51(1), 91-107. <https://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.118320>.
- Terborgh, J. (1977). "Bird species diversity on an Andean elevational gradient". *Ecology*, 58(5), 1007-1019. <https://dx.doi.org/10.2307/1936921>.
- Trama, F.A., Salcedo Gustavson, S.A., Demarcy, L., Erbure Cardozo, L.E., Jara Palomino, B.A., Muñoz Ccuro, F.E., Rios Alvarado, J.R. & Rizo Patrón Viale, F.L.S. (2020). "Índices de calidad de habitat y macroinvertebrados en siete Cuencas del Parque Nacional Yanachaga Chemillén y su Zona de Amortiguamiento: conservación y manejo del bosque ribereño en el Perú". *Revista Peruana de Biología*, 27(2), 149-168. <https://dx.doi.org/10.15381/rpb.v27i2.16730>.
- Vásquez, F., Cerda, A. & Orrego, S. (2007). *Valoración económica del ambiente*. Buenos Aires: Thomson Learning.
- Vega, M.S., Gallardo, M.E., Hernani, L., Aldave, M.M., Huaman, A., Luza, M.Á., Urweta, M., Mendoza, V. & Porras, D. (2008). "Análisis de la variación de la diversidad de las comunidades de arbustos de sotobosque entre tres localidades al interior del Parque Nacional Yanachaga Chemillén (Pasco-Perú)". *Ecología Aplicada*, 7(1-2), 29-42.
- Veisten, K., Hoen, H.F., Navrud, S. & Strand, J. (2004a). "Scope insensitivity in contingent valuation of complex environmental amenities". *Journal of Environmental Management*, 73(4), 317-331. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.07.008>.
- Veisten, K., Hoen, H.F. & Strand, J. (2004b). "Sequencing and the adding-up property in contingent valuation of endangered species: Are contingent non-use values economic values?" *Environmental and Resource Economics*, 29(4), 419-433. <https://dx.doi.org/10.1007/s10640-004-9458-1>.
- Venegas, P.J., Duran, V., Landauro, C.Z. & Lujan, L. (2011). "A distinctive new species of wood lizard (Hoplocercinae, Enyalioides) from the Yanachaga Chemillén National Park in central Peru". *Zootaxa*, 3109(1), 39-48. <https://dx.doi.org/10.11646/zootaxa.3109.1.2>.
- Walker, B., Carpenter, S., Anderies, J., Abel, N., Cumming, G.S., Janssen, M., Lebel, L., Norberg, J., Peterson, G.D. & Pritchard, R. (2002). "Resilience management in social-ecological systems: A working hypothesis for a participatory approach". *Conservation Ecology*, 6(1), 14. Obtenido de: <https://www.ecologyandsociety.org/vol6/iss1/art14/>.
- Walker, B., Pearson, L., Harris, M., Maler, K.G., Li, C.Z., Biggs, R. & Baynes, T. (2010). "Incorporating resilience in the assessment of inclusive wealth: An example from South East Australia". *Environmental and Resource Economics*, 45(2), 183-202. <https://dx.doi.org/10.1007/s10640-009-9311-7>.

- Wheeler, S. & Damania, R. (2001). "Valuing New Zealand recreational fishing and an assessment of the validity of the contingent valuation estimates". *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45, 599-621. <https://dx.doi.org/10.1111/1467-8489.00159>.
- Whittington, D. (1998). "Administering contingent valuation surveys in developing countries". *World Development*, 26, 21-30. [https://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X\(97\)00125-3](https://dx.doi.org/10.1016/S0305-750X(97)00125-3).
- Whittington, D. (2002). "Improving the performance of contingent valuation studies in developing countries". *Environmental and Resource Economics*, 22, 323-367. <https://dx.doi.org/10.1023/A:1015575517927>.
- Whittington, D. (2004). "Ethical issues with contingent valuation surveys in developing countries: A note on informed consent and other concerns". *Environmental and Resource Economics*, 28, 507-515. <https://dx.doi.org/10.1023/B:EARE.0000036776.89379.4f>.
- Whittington, D. (2010). "What have we learned from 20 years of stated preference research in less-developed countries?" *Annual Review of Resource Economics*, 2, 209-236. <https://dx.doi.org/10.1146/annurev.resource.012809.103908>.