

Evaluando las condiciones de racionalidad y plausibilidad en la valoración de conservar la biodiversidad de un país megabiobiodiverso

El caso del Manu en Perú

José Dávila^{a,b,c}, Felipe Vásquez-Lavín^{d,e,f}, Carlos Enrique Orihuela^{b,g},
Roberto D. Ponce Oliva^{d,e}, Karol Lavado-Solis^h, Oscar Paredes-Vilca^a,
Raymundo Mogollón Ñañez^{ab}, Sabrina Díaz^b

RESUMEN: Según la NOAA, los resultados de una valoración económica son aplicables como política pública si cumplen dos condiciones: racionalidad y plausibilidad. En el presente estudio, se realiza la valoración económica de conservar la biodiversidad del Parque Nacional del Manu en Perú (país megabiobiodiverso), a partir de tres representaciones: especies, hábitat y funcionalidad. Se identificó la presencia de sensibilidad al alcance en la mayor parte de atributos empleados. Al incluir características socioeconómicas se identificó que el género y los niveles salariales afectan las preferencias. Los resultados muestran que las especies de flora amenazada y la funcionalidad cumplen con ambas condiciones.

Assessing the conditions of Rationality and Plausibility in the valuation of biodiversity conservation in a mega-biodiverse country. The case of Manu in Perú

ABSTRACT: According to NOAA, the results of an economic valuation are applicable as public policy if they fulfill two conditions: rationality and plausibility. In this study, we carried out the valuation of biodiversity conservation in Manu National Park in Peru (a megabiobiodiverse country), based on three representations: species, habitat and functionality. We identify sensitivity to scope in most of the attributes used. When we add socioeconomic characteristics, we identify that gender and salary levels affect preferences. Our total analysis shows that number of threatened plant species and functionality better fulfill both conditions.

PALABRAS CLAVE / KEYWORDS: conservación de biodiversidad, experimento de elección, funcionalidad, sensibilidad al alcance, plausibilidad / *biodiversity conservation, choice experiment, functionality, sensitivity to scope, plausibility*

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

DOI: <https://doi.org/10.7201/earn.2023.01.02>

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

^b Círculo de Investigación en Economía de los Recursos naturales y del ambiente (CIERNA). Universidad Nacional Agraria. La Molina. Lima, Perú.

^c ESAN Graduate School of Business. Lima, Perú.

^d School of Business and Economics, Universidad del Desarrollo, Concepción, Chile.

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

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

^g Facultad de Economía y Planificación. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú.

^h Universidad Científica del Sur. Lima, Perú.

Citar como: Dávila, J., Vásquez-Lavín, F., Orihuela, C.E., Ponce, R.D., Lavado-Solis, K., Paredes-Vilca, O., Mogollón, R. & Díaz, S. (2023). "Evaluando las condiciones de racionalidad y plausibilidad en la valoración de conservar la biodiversidad de un país megabiobiodiverso. El caso del Manu en Perú". *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 23(1), 35-54. <https://doi.org/10.7201/earn.2023.01.02>

Dirigir correspondencia a: José Dávila García. E-mail: jdavilag@esan.edu.pe / 20181461@lamolina.edu.pe

Recibido en enero de 2022. Aceptado en octubre de 2022.

1. Introducción

La conservación de la biodiversidad puede ser considerada como un bien público; es decir, un bien para el que no existe rivalidad ni exclusión en su consumo (Samuelson, 1954; Samuelson, 1955; Musgrave, 1959; Villanueva *et al.*, 2018). Estos bienes carecen de mercados que puedan brindar información sobre su escasez relativa (Kasting & Schultz, 1996), lo que dificulta la evaluación de políticas orientadas a su conservación. La biodiversidad es un insumo esencial para la generación de muchos servicios ecosistémicos, por lo que su valor económico suele derivarse de esos servicios, aunque algunos autores proponen evaluar su conservación por sí sola (Jacobsen *et al.*, 2008; Jacobsen *et al.*, 2011; Bakhtiari *et al.*, 2014; Remoundou *et al.*, 2015). Para ellos, la biodiversidad a menudo se considera como una fuente de valor de no uso cuya estimación se basa en técnicas de preferencias declaradas (PD) como la valoración contingente (VC) y el experimento de elección (EE).

Estas técnicas requieren de la implementación de encuestas que crean mercados hipotéticos para los encuestados a fin de capturar sus preferencias ante cambios en la cantidad y/o niveles de calidad del bien evaluado (Kahneman & Knetsch, 1992; Constanza *et al.*, 1997; Hanemann, 2001; Rolfe & Windle, 2012; Martin-Ortega *et al.*, 2015; Granado-Díaz *et al.*, 2020). Las preferencias se traducen luego en términos monetarios (Disposición a Pagar o DAP) que a su vez permiten medir el bienestar y evaluar políticas públicas a favor de la conservación (Rudd, 2009; Lew *et al.*, 2010; Wallmo & Lew, 2016; Granado-Díaz *et al.*, 2018; Spencer-Cotton *et al.*, 2018).

En la literatura existen numerosas aplicaciones de VC y EE que valoran económicamente la conservación de la biodiversidad (Jorgensen *et al.*, 2001; Olar *et al.*, 2007; Bakhtiari *et al.*, 2014; Bhat, *et al.*, 2020; Vedogbeton *et al.*, 2020; Hynes *et al.*, 2021; Talebi *et al.*, 2022). Sin embargo, estas técnicas (VC y EE) han sido cuestionadas por su potencial para generar resultados inconsistentes con la teoría de la elección racional del consumidor (Adams *et al.*, 2008; Nijkamp *et al.*, 2008; Szabó, 2011; Ferrini & Turner, 2018; Beaudet *et al.*, 2022). En este sentido, Arrow *et al.* (1993) en el informe de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica¹ (NOAA) señalaron que los resultados de los estudios deben cumplir con dos condiciones: racionalidad y plausibilidad.

En cuanto a la racionalidad, los resultados son consistentes si un individuo muestra una mayor DAP por una mayor cantidad y/o calidad del bien valorado, lo cual se conoce como *sensibilidad al alcance*. Aunque Loomis *et al.* (1993), Pouta (2005), Ojea & Loureiro (2009) y Morse-Jones *et al.* (2012) afirman que la insensibilidad al alcance en los estudios basados en PD genera un conflicto con la teoría económica del comportamiento; otros autores como Jorgensen *et al.* (2001), Olar *et al.* (2007) y

¹ NOAA es la sigla de la National Oceanic and Atmospheric Administration, una agencia científica del Departamento de Comercio de los Estados Unidos cuyas actividades se centran en monitorear las condiciones de los océanos y la atmósfera.

Ressurreição *et al.* (2011) señalan que esto no siempre es el caso. En este sentido, la insensibilidad al alcance podría explicarse por la reducción de la utilidad marginal como signo de saciedad (Rollins & Lyke, 1998; Wheeler & Damania, 2001; Olar *et al.*, 2007; Jacobsen *et al.*, 2011; Lew & Wallmo, 2011) o podría aparecer en cierto punto a manera de umbral (Ojea & Loureiro, 2009).

Para Arrow *et al.* (1993), los resultados son plausibles si muestran una respuesta adecuada al alcance de los cambios propuestos. Aunque el panel NOAA indica que los resultados deben cumplir con esta condición, no indica una medida ni un valor crítico para la toma de decisiones, Burrows *et al.* (2017) y Whitehead (2016) proponen como medida de plausibilidad a la elasticidad de la DAP calculada como $(\Delta DAP / DAP_0) / (\Delta \text{variación de la cantidad o calidad} / \text{cantidad o calidad inicial})$. Whitehead (2016) propone que el valor de la elasticidad debe ser superior a 0,20 mientras que Burrows *et al.* (2017) señalan que el valor debe ser superior a 0,50 sin llegar a 1,0, por lo que el valor no está definido y podría considerarse como arbitrario.

Aunque la insensibilidad al alcance se manifiesta en estudios de valoración que aplican PD en diferentes áreas académicas, su presencia en los casos de conservación de la biodiversidad parecería estar acentuada por la forma de representación de biodiversidad empleada (Nunes & van den Bergh, 2001; Jacobsen *et al.*, 2008; Bartkowski *et al.* 2015).

Especies de flora/fauna y hábitat constituyen las representaciones más utilizadas en la literatura. La primera, facilita el entendimiento del término biodiversidad por parte de los encuestados, no obstante, las especies equivalen a un solo componente de la biodiversidad. La segunda, puede ser amplia e inespecífica (Ring *et al.*, 2010; Bartkowski *et al.*, 2015), lo cual generaría bienes que pueden ser indistinguibles para los encuestados, y, por ende, una fuente de insensibilidad al alcance. Por ejemplo, las representaciones de biodiversidad a partir de especies no carismáticas o lugares (hábitats) poco reconocidos pueden ocasionar que las variaciones no sean percibidas por los encuestados, generándose insensibilidad al alcance (Boyle *et al.*, 1998; Jacobsen *et al.*, 2008; Ojea & Loureiro, 2009; Morse-Jones *et al.*, 2012). Una inadecuada apreciación de la biodiversidad y su mercado hipotético, por parte de los entrevistados, podría traducirse en una utilidad marginal nula o incluso negativa (lo que reflejaría insensibilidad al alcance) y resultar en decisiones en contra del bienestar (Carson & Mitchell, 1995; Morrison, 2000; Mwebaze *et al.*, 2018).

La *funcionalidad*, en cambio, es una representación poco común como proxy cualitativa y cuantitativa de la biodiversidad, la cual va más allá de un grupo aislado de especies o áreas geográficas, y que equivale a la interrelación de agentes que generan estabilidad y resiliencia en los ecosistemas. Esta representación puede reflejar mejor los cambios e impactos en el bienestar humano (Bartkowski *et al.*, 2015; Bartkowski, 2019) aunque una limitación es que los entrevistados pueden estar poco familiarizados con este término (Ring *et al.*, 2010; Bakhtiari *et al.*, 2014; Bartkowski *et al.*, 2015; Jordano, 2016).

Un aspecto importante para tener en cuenta es que no todos los países tienen el mismo tipo y riqueza de biodiversidad. De hecho, la CBD (2016) señala que existe un grupo de países que poseen al menos el 70 % de la biodiversidad del planeta, y a los que se conoce como “países megabiobiodiversos”. Esto no debe pasar desapercibido, porque no es lo mismo utilizar representaciones de especies y hábitats sobre un área pequeña donde vive una pequeña cantidad de especies, que en un área de miles o millones de hectáreas donde habitan cientos o miles de especies, que es el caso de los países megabiobiodiversos. Es así como no es equivalente, por ejemplo, perder diez especies en un país no megabiobiodiverso que perder diez especies en un país megabiobiodiverso. En este último caso la pérdida podría percibirse menos relevante en comparación al primer caso.

El objetivo del presente estudio es contribuir a la literatura de valoración económica de la biodiversidad incluyendo la representación de funcionalidad, y, a partir de ella, evaluar el cumplimiento de las condiciones de racionalidad y plausibilidad propuestas por la NOAA, lo que llevaría nuestros resultados a un nivel más allá de la valoración, con fines de diseño de política pública ambiental. Para ello, se utiliza el caso del Área Natural Protegida (ANP) Parque Nacional del Manu, la cual es una de las áreas con mayor biodiversidad del Perú y del mundo, y que fue declarado Patrimonio Natural de la Humanidad por la UNESCO en 1987 (SERNANP, 2014).

2. Materiales y metodología

2.1. Área de estudio

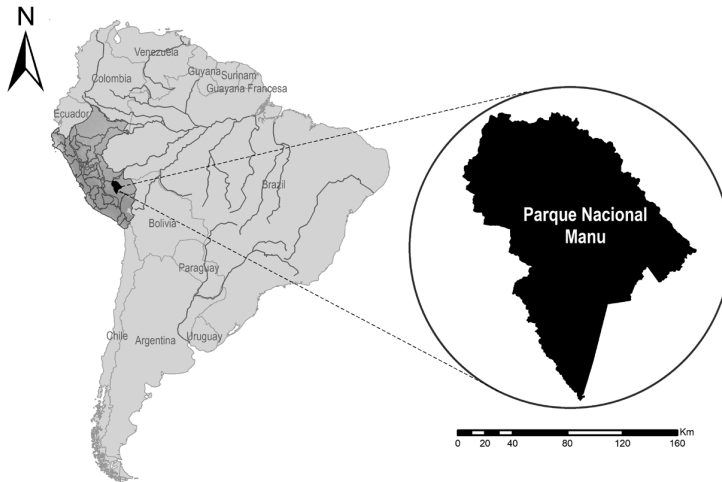
El ANP Parque Nacional del Manu (PNM) presenta una superficie de 1.909.800 ha y se localiza al sureste del Perú, abarcando parte de los departamentos de Cusco y Madre de Dios (MAPA 1).

Entre las características más relevantes de esta ANP es que dispone de la mayor diversidad biológica del Perú: 223 especies de mamíferos y 1.005 de aves (Patterson *et al.*, 2006). Además, alberga el 42 % de las especies de mamíferos peruanos (SERNANP, 2014).

En el PNM habita el 10 % de las especies de aves del mundo. Es la tercera ANP más grande del Perú después del Parque Nacional Alto Purús y la Reserva Nacional Pacaya Samiria. Asimismo, sus bosques tropicales son considerados uno de los menos intervenidos, habitado por poblaciones indígenas en aislamiento y una notable diversidad de etnias amazónicas (SERNANP, 2014).

MAPA 1

Ubicación del ANP del PNM



Fuente: Orihuela *et al.* (2020).

2.2. Experimento de Elección (EE)

El EE es un modelo basado en atributos que es empleado desde la década de 1990 y se basa en los estudios de Holmes & Adamowicz (2003). El modelo toma los supuestos del Modelo de Utilidad Aleatoria de McFadden (1974) y la Teoría del Consumidor de Lancaster (1966). La función del Modelo de Utilidad Aleatoria [1] se describe de la siguiente manera:

$$U_{ij} = V_{ij}(y_i - t_j, x_j, z_i) + \varepsilon_{ij} \quad [1]$$

Donde U_{ij} es la utilidad del individuo i al elegir la alternativa j , que paga t por la alternativa j . Se entiende t como el pago adicional fuera del ingreso y_i ; V_{ij} es la parte determinística de U_{ij} y que depende del ingreso y_i ; x_j representa las características del bien; z_i es la covarianza de los individuos; y ε_{ij} es el término estocástico (Train, 2009). En este modelo se entiende que el individuo elige el bien que le brinde mayor beneficio y con ello, una utilidad creciente.

Distintos modelos probabilísticos pueden aplicarse a este tipo de datos en función de los supuestos sobre la distribución de la diferencia entre los términos de error. Un modelo bastante utilizado es el Logit Multinomial (LMN) que supone una distribución Gumbel o de Valor Extremo Tipo I para los términos de error (McFadden, 1974). En este modelo, la estimación de los coeficientes, β , se realiza mediante el Método de Máxima Verosimilitud [2] como se señala a continuación:

$$Pr(i/C) = \frac{e^{(\beta' S_{iq} + \gamma(y_i - P) + \varepsilon_{iq})}}{\sum_{j=C} e^{(\beta' S_{jq} + \gamma(y_j - P) + \varepsilon_{jq})}} \quad [2]$$

Donde β es el vector de parámetros de la utilidad asociado con el vector S de atributos; γ es el coeficiente asociado al atributo precio P ; siendo y el ingreso del individuo. En este sentido, Louviere *et al.* (2000) señalan que el valor marginal medio para una persona a un cambio del atributo S , está dado por [3]:

$$DAP = -\frac{\beta S}{\gamma} \quad [3]$$

Con este modelo se verifica la propiedad de Independencia de Alternativas Irrelevantes (IAI) que requiere que la presencia o ausencia de una alternativa no influya en el ratio de probabilidades asociadas con el resto de alternativas del conjunto de elección (Hausman & McFadden, 1984).

Para comprobar la sensibilidad al alcance, se compara si las DAP de los niveles de los atributos que representan la biodiversidad son estadísticamente diferentes. Por lo tanto, la hipótesis es [4]:

$$\text{sensibilidad al alcance } H_0 = \frac{DAP(\text{nivel de atributo}_{i1})}{DAP(\text{nivel de atributo}_{i3})} = \frac{DAP(\text{nivel de atributo}_{i2})}{DAP(\text{nivel de atributo}_{i3})} \quad [4]$$

Si se rechaza la hipótesis nula, se sugiere que las preferencias de los encuestados para diferentes niveles de biodiversidad no son las mismas y que las preferencias de los encuestados son sensibles al alcance (racionales). Asimismo, al rechazarse la hipótesis nula, podría calcularse la elasticidad (plausibilidad) para verificar el cumplimiento de las dos condiciones propuestas por la NOAA.

2.3. Diseño del Experimento de Elección

El estudio explora la demanda por conservar la biodiversidad de los ciudadanos de Lima Metropolitana, la capital de Perú y la ciudad más habitada del país.

Para describir los cambios en la biodiversidad del PNM, se definieron las representaciones (atributos) junto a un equipo de biólogos. La lista de atributos fue probada previamente en dos *focus group*: uno con público en general y otro con un equipo multidisciplinario, resultando en la selección final de 5 atributos que poseen entre 3-6 niveles. Los atributos seleccionados representan cambios potenciales en la biodiversidad de esta ANP que son comprensibles para los encuestados.

Los dos primeros atributos *número de especies de plantas amenazadas* y *número de especies de animales amenazados*, se refieren al número de especies amenazadas y no al tamaño de sus poblaciones. Por ejemplo: las especies forestales maderables cedro (*Cedrela odorata*) y caoba (*Swietenia macrophylla*) son dos especies de plantas amenazadas, mientras que el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*) y el otorongo (*Panthera onca*) son dos especies de animales amenazados. Para cada uno de estos dos atributos existen tres niveles posibles: 24 especies amenazadas (*statu quo*) que representa una mayor pérdida de biodiversidad que 16 y 8 especies amenazadas.

El tercer atributo es *funcionalidad*, que equivale a la interrelación de agentes que generan estabilidad y resiliencia en los ecosistemas. En ese sentido, es posible mantener una alta funcionalidad incluso cuando existan más especies amenazadas, debido a que lo más importante son las interacciones entre especies. Para este atributo existen tres niveles posibles: alto (100 %), medio (80 %) y bajo (60 %) (*statu quo*). La funcionalidad media y baja representan una biodiversidad menor que la funcionalidad alta. Para este atributo se presentó cada nivel acompañado de un porcentaje que contribuya a la comprensión de los entrevistados y que facilite la posterior estimación de la plausibilidad.













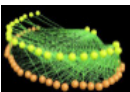
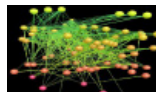
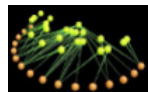






El cuarto atributo es *hábitat* representado por el número de hectáreas deforestadas anualmente en el PNM. Mayor deforestación representa más pérdida de hábitat y de biodiversidad. Para este atributo existen tres niveles posibles de pérdida: 286 ha, 700 ha y 1.400 ha (*statu quo*).

El último atributo es la *contribución* que determinó lo que los encuestados están dispuestos a pagar por la combinación de los cuatro atributos de biodiversidad que se les presentó en el video y la encuesta. Lógicamente, si el individuo quiere reducir la pérdida de biodiversidad en términos de especies de flora y fauna amenazadas, funcionalidad y hábitat deberá estar dispuesto a contribuir con una mayor cantidad de dinero. Las alternativas variaron entre PEN 0 a PEN 32 (USD 1 = PEN 3,80) por mes; monto que será cargado a un recibo de servicio público de pago mensual por el periodo de un año. Este atributo tiene seis niveles posibles: PEN 0 (*statu quo*), 8, 12, 16, 24 y 32.

Los atributos y los posibles impactos negativos sobre la biodiversidad fueron presentados en videos en los que además se mencionaba que la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) y el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP) están evaluando la implementación de un proyecto que incluye: sistema de vigilancia con drones y aumento de personal de seguridad y guardabosques. El video incluyó un *cheap talk script* como mecanismo para reducir el sesgo hipotético (Cummings & Taylor, 1999), que mencionaba lo siguiente: Es MUY IMPORTANTE que consideres el presupuesto de tu hogar y las contribuciones que harías.

El diseño consistió en 16 conjuntos de opciones bloqueadas en 4 versiones del cuestionario para cada entrevistado. En el Gráfico 1 se muestra un ejemplo de tarjeta de elección que sigue un diseño factorial LMA como lo sugiere Louviere *et al.* (2000). La tercera alternativa (*statu quo*), la opción C, se agregó a cada conjunto de opciones (no hubo variación en los niveles de atributos para esta alternativa). Los niveles de atributos para las otras dos alternativas se generaron utilizando el *software* Ngene.

GRÁFICO 1
Ejemplo de tarjeta de elección

	Opción A	Opción B	Opción C (<i>Status quo</i>)
N.º de especies de plantas amenazadas	16  	8 	24   
N.º de especies de animales amenazados	16  	8 	24   
Funcionalidad	 80 % (mediana)	 100 % (alta)	 60 % (baja)
Deforestación (ha)	700 	286 	1.400 
Contribución (S/)	8 	12  	0

Fuente: Elaboración propia.

3. Resultados y discusión

La encuesta se realizó durante los meses de julio y agosto de 2021 y fue de carácter virtual debido al aislamiento social por la pandemia de la covid-19. La encuesta está disponible en el siguiente enlace: <https://www.soomestudios.com/eleccionpnm/>, donde también se explica con material audiovisual la representación de funcionalidad, la riqueza del PNM y el desarrollo de la encuesta.

Los resultados indican que de 1.551 personas que recibieron la encuesta, 1.005 la completaron, lo que representa una tasa de respuesta de 65 %. De estas, 27 personas son consideradas como protestos. Cada persona realizó cuatro elecciones, por lo que finalmente se obtuvieron 4.020 observaciones.

Cabe mencionar que, a partir de esta muestra, no se pretende estimar un resultado agregado de la sociedad limeña, sino más bien realizar un contraste. En este sentido, el objetivo es más de metodología que de representatividad de la población.

3.1. Características socioeconómicas de los encuestados

Los resultados muestran que el 60 % de los encuestados son varones. La edad promedio incluyendo ambos géneros es de 32 años. En cuanto al estado civil, el 69 % presenta condición de soltero. Solo el 18 % de los encuestados reportó un ingreso superior a PEN 6.000.

En cuanto al lugar de nacimiento, el 86 % de los encuestados señaló haber nacido en alguna ciudad de la costa. Más del 83 % posee al menos educación superior; en la mayoría de los casos, mujeres. Teniendo en cuenta el alcance del estudio, se realizaron algunas preguntas relacionadas con la conservación de la biodiversidad. El 98 % señaló que la biodiversidad es un tema importante; el 36 % que había visitado un ANP en los últimos cinco años; y solo el 2 % que pertenecía a un grupo ambientalista.

3.2. Resultados

3.2.1. Modelo Logit Condicional (CLogit)

Los resultados econométricos presentados en el Cuadro 1, muestran los modelos CLogit, excluyendo los protestos, sin incluir variables socioeconómicas (1) e incluyéndolas (2). Los resultados indican que 8 especies de plantas amenazadas (Planta_8), 8 y 16 especies de animales amenazados (Animal_8 y Animal_16), y funcionalidad media y alta (Fx_Media y Fx_Alta) presentan significancia en ambos modelos con $p < 0,01$; mientras que 16 especies de plantas amenazadas (Planta_16) es significativo con un $p < 0,05$. En el caso de la deforestación, solo 700 ha deforestadas (Def_700) es significativo con un $p < 0,05$, pero con un signo que no es el esperado.

Al incluir las variables socioeconómicas en el modelo (2) se observa que ser varón aumenta la probabilidad de elegir el *statu quo* (sq) con un $p < 0,05$; que contar con un mejor salario reduce la probabilidad de elegir el sq con un $p < 0,01$; y que a mayor nivel educativo la probabilidad de elegir el sq es menor con un $p < 0,10$. Este modelo presenta mejores medidas de bondad de ajuste que el primero como se observa a partir de los resultados de los indicadores Pseudo R2, AIC y BIC.

CUADRO 1
Resultados econométricos

Variables	(1)		(2)	
	CLogit		CLogitNS	
Statu quo	-0,596***	(0,0592)	-0,204	(0,167)
Planta_16	0,0879**	(0,0423)	0,0879**	(0,0423)
Planta_8	0,127***	(0,0461)	0,126***	(0,0461)
Animal_16	0,118***	(0,0429)	0,118***	(0,0429)
Animal_8	0,320***	(0,0433)	0,319***	(0,0434)
Fx_Media	0,333***	(0,0425)	0,334***	(0,0425)
Fx_Alta	0,375***	(0,0466)	0,375***	(0,0466)
Def_700	-0,111**	(0,0434)	-0,110**	(0,0434)
Def_286	0,0318	(0,0417)	0,0327	(0,0417)
Cost	-0,0321***	(0,00175)	-0,0321***	(0,00175)
sqgenero			0,155**	(0,0646)
sqedad			0,00168	(0,00283)
sqeduc			-0,0683*	(0,0372)
sqsalario			-0,189***	(0,0320)
Observaciones	4.020		4.020	
Pseudo R2	0,0692		0,0736	
AIC	12.078,99		12.028,94	
BIC	12.156,80		12.137,87	

Errores estándar en paréntesis.

*** p < 0,01, ** p < 0,05, * p < 0,10

Fuente: Elaboración propia.

3.2.2. DAP y pruebas de sensibilidad al alcance

Se estimaron las DAP marginales que representan las pruebas de sensibilidad al alcance respecto a la situación base de cada atributo (Cuadro 2). Las DAP para ambos niveles de funcionalidad (Fx_Media y Fx_Alta) y de animales amenazados (Animal_8 y Animal_16) son significativos con un $p < 0,01$ en ambos modelos. Las DAP de 16 especies de plantas amenazadas (Planta_16) son significativas con un $p < 0,05$ en ambos modelos. En el caso de hábitat solo las DAP de deforestación de 700 ha (Def_700) son significativas con un $p < 0,05$ pero con un signo que no es el esperado.

Al evaluar la diferencia de los niveles medios y superiores de cada atributo, el Cuadro 3 muestra que solo existe sensibilidad al alcance para número de especies de animales amenazados y número de hectáreas deforestadas con un $p < 0,01$; sin embargo, en el segundo caso hay un signo que no es el esperado ya que la DAP es

negativa para un menor número de hectáreas deforestadas. En el caso de número de plantas amenazadas y funcionalidad, los resultados indican que los encuestados no diferencian entre los niveles medios y superiores para ambos atributos lo que representa aparición de insensibilidad al alcance.

CUADRO 2
DAP (Pruebas de sensibilidad al alcance respecto al sq)

		Planta_16	Planta_8	Animal_16	Animal_8	Fx_Media	Fx_Alta	Def_700	Def_286
(1) CLogit s/prot	Dap	2,74**	3,97***	3,68***	9,96***	10,39***	11,67***	-3,46**	0,99
	Límite inferior	0,15	1,17	1,07	7,21	7,56	8,52	-6,14	-1,55
	Límite superior	5,34	6,76	6,29	12,72	13,23	14,83	-0,77	3,53
(2) CLogitNS s/prot	Dap	2,74**	3,94***	3,67***	9,93***	10,40***	11,68***	-3,42**	1,02
	Límite inferior	0,14	1,14	1,06	7,18	7,57	8,53	-6,11	-1,52
	Límite superior	5,33	6,73	6,28	12,69	13,23	14,84	-0,74	3,56

*** p < 0,01, ** p < 0,05, * p < 0,10

Fuente: Elaboración propia.

CUADRO 3
DAP (Pruebas de sensibilidad al alcance para niveles intermedios)

		Planta_16	Planta_8	Animal_16	Animal_8	Fx_Media	Fx_Alta	Def_700	Def_286
(1) CLogit s/prot	Dap	1,22		6,29***		1,28		4,45***	
	Límite inferior	-1,37		3,56		-1,22		1,78	
	Límite superior	3,82		9,01		3,78		7,11	
(2) CLogitNS s/prot	Dap	1,20		6,26***		1,29		4,44***	
	Límite inferior	-1,39		3,54		-1,22		1,78	
	Límite superior	3,79		8,99		3,79		7,11	

*** p < 0,01, ** p < 0,05, * p < 0,10

Fuente: Elaboración propia.

3.2.3. Plausibilidad

A partir de las DAP se estimó la plausibilidad de cada atributo. El Cuadro 4 muestra, en color naranja, los niveles de atributos que presentan racionalidad (sensibilidad al alcance) y plausibilidad por lo que podrían ser considerados como parte de una política pública. Se identificó que las proxys de biodiversidad: número de especies de plantas amenazadas y funcionalidad podrían ser consideradas por los tomadores de decisiones al cumplir con ambas condiciones.

CUADRO 4
Plausibilidad

Modelo	Planta_16	Planta_8	Animal_16	Animal_8	Fx_Media	Fx_Alta	Def_700	Def_286
(1) CLogit s/prot	0,8934		3,4183		0,4926		-2,1762	
(2) CLogitNS s/prot	0,8766		3,4117		0,4952		-2,1943	

Fuente: Elaboración propia.

3.3. Discusión

Los resultados sugieren que los ciudadanos de Lima Metropolitana distinguen entre el *statu quo* y ambos niveles de cambio para las especies de flora y fauna amenazadas al menos con un $p < 0,5$, lo que muestra evidencia de sensibilidad al alcance similar a las identificadas por Olar *et al.* (2007), Czajkowski & Hanley (2009) y Jacobsen *et al.* (2011) quienes encontraron una DAP más alta para una mejora en la situación de las especies amenazadas siempre que se cuente con respaldo científico, lo cual fue señalado por varios encuestados del presente estudio.

Algo particular en la presente investigación es que se estudia un área localizada en un país megabiodiverso por lo que los números de especies de flora y fauna amenazados (24, 16 y 8) podrían percibirse como una cantidad pequeña, similar a lo que sucede en los estudios de aves migratorias de Boyle *et al.* (1994) y Boyle *et al.* (1998) en donde solo dos especies representan al número total de aves del área de estudio.

No se puede descartar la posibilidad de que la insensibilidad al alcance, en los niveles superiores, en el caso de las especies de flora sea solo estadística, es decir, no necesariamente real (Rollins & Lyke, 1998), por lo que se podrían hacer ajustes en la muestra para validar los resultados. Otra posibilidad es que los encuestados solo estén dispuestos a contribuir por la conservación de la biodiversidad hasta cierto punto (umbral) después del cual son indiferentes, tal como indican Ojea & Loureiro (2009), quienes identificaron una DAP significativa solo hasta que la especie alcanza una población mínima viable, después de la cual aparece la insensibilidad al alcance.

Si bien el PNM es un área ampliamente conocida por la mayor parte de peruanos, los niveles del atributo número de hectáreas deforestadas con el que se representó al hábitat no mostraron la significancia estadística ni los signos esperados como sí los encontraron Jacobsen *et al.* (2008) y Spencer-Cotton *et al.* (2018) en áreas silvestres reconocidas por sus encuestados. Esto podría deberse a que la metodología de EE combina atributos de tal manera que puede confundir en algunos casos a los encuestados, generando una insuficiencia técnica de la prueba (Arrow *et al.* 1993; Czajkowski & Hanley 2009). Varios encuestados comentaron que la encuesta del presente estudio les pareció extensa y la elección de alternativas confusa. Pouta (2005), a partir de un atributo similar, señala que la insensibilidad al alcance puede deberse a la percepción de posibles efectos negativos como el aumento del desempleo y restricciones operativas en el área investigada; sin embargo, esta situación está descartada debido a que los encuestados no dependen de los recursos ni de las actividades económicas del PNM.

En cuanto a la funcionalidad, los encuestados parecen distinguir bien los cambios con respecto al *statu quo* lo que evidencia sensibilidad al alcance, similar a la de Bakhtiari *et al.* (2014) y Bakhtiari *et al.* (2018) quienes emplean esta representación de manera cualitativa junto a especies para evitar la subestimación de la valoración. Cabe mencionar que la mayor DAP del presente estudio se obtuvo a partir de este atributo; sin embargo, parece que los encuestados no distinguen entre los dos niveles superiores, lo que genera insensibilidad al alcance que podría originarse por la similitud entre las representaciones visuales o que los encuestados están dispuestos a contribuir solo hasta cierto límite, después del cual ya no distinguen las diferencias.

Los aspectos socioeconómicos afectan las preferencias de los encuestados. Los resultados muestran que los varones y aquellos con mejores salarios muestran más y menos probabilidades de elegir el *statu quo*, respectivamente. Es decir, las mujeres de Lima Metropolitana muestran mayor preocupación con respecto a la conservación de la biodiversidad respecto a los varones. Por otro lado, las personas con mayores ingresos son más propensas a destinar recursos económicos para este fin, pese a la situación de pandemia e incertidumbre política y económica. Algunos encuestados indicaron que su disposición a contribuir sería mayor si el panorama nacional se presentara con menos incertidumbre.

Al evaluar la plausibilidad se encontró elasticidad negativa para el atributo hectáreas deforestadas, en el que proteger un mayor número de hectáreas reduce el bienestar de los encuestados, convirtiéndose en lo que Becker & Murphy (1993) denominan “mal” económico. En el caso de número de especies de animales amenazados, la elasticidad es positiva y superior a 1,0 lo que, según Burrows *et al.* (2017), no es razonable para ningún tipo de bien y menos para un bien público como es la conservación de la biodiversidad. Número de especies de plantas amenazadas y funcionalidad son los atributos que muestran plausibilidad con resultados por encima de 0,20 y 0,50 de Whitehead (2016) y Burrows *et al.* (2017), respectivamente; por lo que serían los más adecuados para ser utilizados como parte de una política pública

para la conservación de la biodiversidad en un área de un país megabiobiodiverso, al cumplir con ambas condiciones propuestas por la NOAA.

4. Conclusiones

La valoración económica de la conservación de la biodiversidad se realiza desde hace más de dos décadas empleando métodos de preferencias declaradas. Según la NOAA, los resultados serían aplicables como política pública si cumplen dos condiciones: racionalidad y plausibilidad. La ausencia de racionalidad se conoce como insensibilidad al alcance que es uno de los tipos de efecto de incrustación (Hanemann, 2001) que podría originarse por una inadecuada representación de la conservación de la biodiversidad (Jacobsen *et al.*, 2008; Bartkowski *et al.*, 2015).

En el presente estudio se utilizaron tres representaciones como proxy de la biodiversidad: especies, hábitat y funcionalidad; esta última es más inclusiva y representativa que las dos primeras. La investigación es una de las pocas que incluye a la funcionalidad y se aplica en el PNM reconocido por ser una zona megabiobiodiversa a nivel mundial. Los resultados -a partir de 1.005 encuestas- muestran sensibilidad al alcance para especies de fauna amenazadas, especies de flora amenazadas y funcionalidad. Para el caso de hectáreas deforestadas que representan hábitat, el signo no fue el esperado. Al evaluar la plausibilidad se identificó qué especies de flora amenazadas y funcionalidad son las representaciones que mejor se adecúan a las condiciones propuestas por la NOAA, al menos para el PNM, y por lo tanto podrían ser tomadas en cuenta en el diseño o como respaldo técnico de una política pública destinada a la conservación de esta ANP.

Los resultados podrían contrastarse con estudios aplicados en otras áreas megabiobiodiversas del Perú y otros países. La crisis sanitaria y la inestabilidad política provocada por gobierno peruano, en el momento del presente estudio, han tenido efectos severos en la economía del país, lo que pudo haber alterado las preferencias de los encuestados; y lo que también podría validarse en estudios futuros que apliquen encuestas presenciales y/o virtuales.

Referencias

- Adams, C., Seroa Da Motta, R., Ortiz, R.A., Reid, J., Ebersbach Aznar, C. & de Almeida Sinisgalli, P. A. (2008). "The use of contingent valuation for evaluating protected areas in the developing world: Economic valuation of Morro do Diabo State Park, Atlantic Rainforest, São Paulo State (Brazil)". *Ecological Economics*, 66(2-3), 359-370. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.008>
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R. & Schuman, H. (1993). *Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, January 11, 1993*. Obtenido de: https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4473366/mod_folder/intro/Arow_WTP.pdf

- Bakhtiari, F., Jacobsen, J.B., Thorsen, B.J., Lundhede, T.H., Strange, N. & Boman, M. (2018). "Disentangling Distance and Country Effects on the Value of Conservation across National Borders". *Ecological Economics*, 147, 11-20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.019>
- Bakhtiari, F., Lundhede, T.H., Gibbons, J., Strange, N. & Jacobsen, J.B. (2014). "Testing embedding or reversed embedding effects in valuation of forest biodiversity". Comunicación presentada al *5th World Congress of Environmental and Resource Economists*, Estambul.
- 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://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.023>
- Bartkowski, B. (2019). *Economic Valuation of Biodiversity: An Interdisciplinary Conceptual Perspective*. London and New York: Routledge.
- Beudet, C., Tardieu, L. & David, M. (2022). "Are citizens willing to accept changes in public lighting for biodiversity conservation?" *Ecological Economics*, 200, 107527. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2022.107527>
- Becker, G.S. & Murphy, K.M. (1993). "A Simple Theory of Advertising as a Good or Bad". *The Quarterly Journal of Economics*, 108(4), 941-964. <https://doi.org/10.2307/2118455>
- Bhat, M.Y., Bhatt, M.S. & Sofi, A.A. (2020). "Valuing biodiversity attributes: A choice experiment design". *Environmental Monitoring and Assessment*, 192, 499. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08420-0>
- Borzykowski, N., Baranzini, A. & Maradan, D. (2018). "Scope Effects in Contingent Valuation: Does the Assumed Statistical Distribution of WTP Matter?" *Ecological Economics*, 144, 319–329. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.09.005>
- Boyle, K.J., Bishop, R.C., Welsh, M.P. & Ahearn, M.C. (1998). *Test of Scope in Contingent-Valuation Studies: Are the Numbers for the Birds*. Obtenido de: https://www.academia.edu/22396027/Test_of_Scope_in_Contingent_Valuation_Studies_Are_the_Numbers_for_the_Birds
- Boyle, K.J., Desvousges, W.H., Johnson, F., Dunford, R.W. & Hudson, S.P. (1994). "An Investigation of Part-Whole Biases in Contingent-Valuation Studies". *Journal of Environmental Economics and Management*, 27(1), 64-83. <https://doi.org/10.1006/jjeem.1994.1026>
- 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". En: McFadden, D. & Train, K. (ed.), *Contingent Valuation of Environmental Goods* (pp. 82-152). Cheltenham, Reino Unido: Edward Elgar Publishing.

- Carson, R.T. & Mitchell, R.C. (1995). “Sequencing and Nesting in Contingent Valuation Surveys”. *Journal of Environmental Economics and Management*, 28(2), 155–173. <https://doi.org/10.1006/jeem.1995.1011>
- CBD (2016). *Like-minded mega-diverse countries carta to achieve Aichi Biodiversity Target 11*. Obtenido de: [Convention on Biological Diversity: https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-13/information/cop-13-inf-45-en.pdf](https://www.cbd.int/doc/meetings/cop/cop-13/information/cop-13-inf-45-en.pdf)
- Constanza, R., D’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, 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 Search Journal*, 387, 253-260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cummings, R. & Taylor, L. (1999). “Unbiased value estimates for environmental goods: A cheap talk design for the contingent valuation method”. *American Economic Review*, 89(3), 649–665. <https://doi.org/10.1257/aer.89.3.649>
- Czajkowski, M. & Hanley, N. (2009). “Using Labels to Investigate Scope Effects in Stated Preference Methods”. *Environmental and Resource Economics*, 44, 521–535. <https://doi.org/10.1007/s10640-009-9299-z>
- Granado-Díaz, R., Villanueva, A.J., Gómez-Limón, J.A. & Rodríguez-Entrena, M. (2018). “Análisis de la heterogeneidad de la demanda de bienes públicos procedentes del olivar de montaña en Andalucía”. *ITEA. Información Técnica Económica Agraria*, 114(2): 158-182. <https://doi.org/10.12706/itea.2018.011>
- Granado-Díaz, R., Gómez-Limón, J.A., Villanueva, A.J. & Rodríguez-Entrena, M. (2020). “Spatial analysis of demand for sparsely-located ecosystem services using alternative index approaches”. *European Review of Agricultural Economics*, 47(2), 752-784. <https://doi.org/10.1093/erae/jbz036>
- Ferrini, S. & Turner, K. (2018). “McFadden, Daniel and Train, Kenneth: Contingent valuation of environmental goods-a comprehensive critique”. *Journal of Economics*, 125, 205-207. <https://doi.org/10.1007/s00712-018-0606-4>
- Hanemann, W.M. (2001). “The Economic Theory of WTP and WTA”. En Bateman, I. J & Willis, K. G. (Eds.) *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries* (pp. 42-96). New York, USA: Oxford Academic.
- Hausman, J. & McFadden, D. (1984). “Specification Tests for the Multinomial Logit”. *Econometrica*, 52(5), 1219-1240. <https://doi.org/10.2307/1910997>
- Holmes, T.P. & Adamowicz, W.L. (2003). “Attribute-based methods”. En Champ, P.A., Boyle, K.J. & Brown, T.C. (eds.): *A Primer on Nonmarket Valuation* (pp.171-219) New York, USA: Springer Science+Business Media
- Hynes, S., Chen, W., Vondolia, K., Armstrong, C. & O’Connor, E. (2021). “Valuing the ecosystem service benefits from kelp forest restoration: A choice experiment from Norway”. *Ecological Economics*, 179, 106833. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2020.106833>

- Jacobsen, J.B., Boiesen, 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, 247-263. <https://doi.org/10.1007/s10640-007-9107-6>
- Jacobsen, J.B., Hedemark, T., 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://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.01.013>
- Jordano, P. (2016). "Chasing Ecological Interactions". *PLOS Biology*. 14(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1002559>
- Jorgensen, B.S., Wilson, M.A. & Heberlein, T.A. (2001). "Fairness in the contingent valuation of environmental public goods: Attitude toward paying for environmental improvements at two levels of scope". *Ecological Economics*, 36(1), 133-148. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00210-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00210-X)
- Kahneman, D. & Knetsch, J. (1992). "Valuing Public Goods: The Purchase of Moral Satisfaction". *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(1), 57-70. [https://doi.org/10.1016/0095-0696\(92\)90019-S](https://doi.org/10.1016/0095-0696(92)90019-S)
- Kasting, J.F. & Schultz, P.A. (1996). "Benefit-Cost Analysis in Environmental, Health, and Safety Regulation a Statement of Principles". *Science*, 272 (5268), 1571-1572. <https://doi.org/10.1126/science.272.5268.1571.c>
- Lancaster, K.J. (1966). "A new approach to consumer theory". *Journal of Political Economy*, 74(2), 132-157. <https://doi.org/10.1086/259131>
- Lew, D.K., Layton, D.F. & Rowe, R.D. (2010). "Valuing Enhancements to Endangered Species Protection under Alternative Baseline Futures: The Case of the Steller Sea Lion University of California". *Marine Resource Economics*, 25(2), 133-154. <https://doi.org/10.5950/0738-1360-25.2.133>
- 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, 1-23. <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9394-1>
- Loomis, J., Lockwood, M. & DeLacy, T. (1993). "Some Empirical Evidence on Embedding Effects in Contingent Valuation of Forest Protection". *Journal of Environmental Economics and Management*, 25(1), 45-55. <https://doi.org/10.1006/jeeem.1993.1025>
- Louviere, J., Hensher, D.A., & Swait, J. (2000). *Stated Choice Methods Analysis and Applications*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.
- Martin-Ortega, J., 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://doi.org/https://doi.org/10.1111/1477-9552.12105>

- McFadden, D. (1974). “Conditional logit analysis of qualitative choice behaviour”. En Zarembka, P. (ed.): *Economic Theory and Mathematical Economics* (pp. 105-142). New York, EEUU: Academic Press.
- Morrison, G. (2000). *Embedding and substitution in willingness to pay*. Obtenido de: University of Nottingham: <https://www.nottingham.ac.uk/economics/documents/discussion-papers/00-10.pdf>
- 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://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.002>
- Musgrave, R.A. (1959). *The theory of public finance*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Mwebaze, P., Marris, G. C., Brown, M., MacLeod, A., Jones, G. & Budge, G. E. (2018). “Measuring public perception and preferences for ecosystem services: A case study of bee pollination in the UK”. *Land Use Policy*, 71, 355-362. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.045>
- Nijkamp, P., Vindigni, G. & Nunes, P. (2008). “Economic valuation of biodiversity: A comparative study”. *Ecological Economics*, 67(2), 217-231. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.003>
- Nunes, P.A.L.D. & van den Bergh, J.C.J.M. (2001). “Economic valuation of biodiversity: Sense or nonsense?” *Ecological Economics*, 39(2), 203-222. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(01\)00233-6](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00233-6)
- Ojea, E. & Loureiro, M.L. (2009). “Valuation of Wildlife: Revising some additional considerations for scope tests”. *Contemporary Economic Policy*, 27(2), 236-250. <https://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*. Obtenido de: Canada. Department of Fisheries and Oceans. Quebec Region. Policy and Economics Branch: https://publications.gc.ca/collections/collection_2010/mpo-dfo/Fs124-2-2008-eng.pdf
- Orihuela, C.E., Minaya, C.A., Mercado, W., Jiménez, L.A., Estrada, M. & Gómez, H.J. (2020). “Efecto distancia en la disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad: el caso de un área protegida megadiversa”. *Economía Agraria y Recursos Naturales - Agricultural and Resource Economics*, 20(1), 167-188. <https://doi.org/10.7201/earn.2020.01.08>
- Patterson, B., Stotz, D. & Solari, S. (2006). “Mammals and Birds of the Manu Biosphere Reserve, Peru”. *Fieldiana Zoology*, 110, 1. [https://doi.org/10.3158/0015-0754\(2006\)110\[1:MABOTM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3158/0015-0754(2006)110[1:MABOTM]2.0.CO;2)
- Pouta, E. (2005). “Sensitivity to scope of environmental regulation in contingent valuation of forest cutting practices in Finland”. *Forest Policy and Economics*, 7(4), 539-550. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2003.09.002>

- Remoundou, K., Diaz-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. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.003>
- Ressurreição, A., Gibbons, J., Dentinho, T., Kaiser, M., Santos, R. & Edwards-Jones, G. (2011). "Economic valuation of species loss in the open sea". *Ecological Economics*, 70(4), 729-39. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.11.009>
- 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://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, 347-365. <https://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://doi.org/10.1006/jeeem.1998.1045>
- Rudd, M.A. (2009). "National values for regional aquatic species at risk in Canada". *Inter-Research Science Publisher*, 6(3), 239-249. <https://doi.org/10.3354/esr00160>
- Samuelson, P.A. (1954). "The pure theory of public expenditure". *The Review of Economics and Statistics*, 36(4), 387-389. <https://doi.org/10.2307/1925895>
- Samuelson, P.A. (1955). "Diagrammatic exposition of a theory of public expenditure". *The Review of Economics and Statistics*, 37(4), 350-356. <https://doi.org/10.2307/1925849>
- SERNANP, (2014). *Plan Maestro del Parque Nacional del Manu. Diagnóstico 2013-2018*. Obtenido de: Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas: <https://global.wcs.org/DesktopModules/Bring2mind/DMX/API/Entries/Download?EntryId=27461&PortalId=94&DownloadMethod=attachment>
- Spencer-Cotton, A., Kragt, M.E. & Burton, M. (2018). "Spatial and Scope Effects: Valuations of Coastal Management Practices". *Journal of Agricultural Economics*, 69(3), 833-851. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12301>
- Szabó, Z. (2011). "Reducing protest responses by deliberative monetary valuation: Improving the validity of biodiversity valuation". *Ecological Economics*, 72, 37-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.025>
- Talebi, Y., Najafi, H., Esmaili, R., Asadi, M., Mosavi, S. & Vakilpoor, M. (2022). "Estimation of the monetary value of biodiversity in the Central Alborz Protected Area". *Environmental Science and Pollution Research*, 29(13), 19553-19562. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-17147-5>
- Train, K. (2009). *Discrete Choice Methods with Simulation*. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press.

- Vedogbeton, H. & Johnston, R. (2020). “Commodity Consistent Meta-Analysis of Wetland Values: An Illustration for Coastal Marsh Habitat”. *Environmental and Resource Economics*, 75, 835-865. <https://doi.org/10.1007/s10640-020-00409-0>
- Villanueva, A.J., Granado-Díaz, R. & Gómez-Limón, J.A. (2018). *La producción de bienes públicos por parte de los sistemas agrarios*. Córdoba, España: UCOpres, Editorial Universidad de Córdoba.
- Wallmo, K. & Lew, D.K. (2016). “A comparison of regional and national values for recovering threatened and endangered marine species in the United States”. *Journal of Environmental Management*, 179, 38-46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.053>
- 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(4), 599-621. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.00159>
- Whitehead, J.C. (2016). “Plausible responsiveness to scope in contingent valuation”. *Ecological Economics*, 128, 17-22. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.03.011>