



2025 | 16-20
GIJÓN | JUNIO

9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

9CFE-1896

Actas del Noveno Congreso Forestal Español
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





¿Influye la elección del mecanismo de pago? Evaluación de los servicios ecosistémicos proporcionados por las Soluciones Basadas en la Naturaleza: Evidencia a partir de un experimento de elección discreta en España.

SAMEH MISSAOUI (1),(2), ZEIN KALLAS (1),(2), ANTONIO DEL CAMPO (3), JAVIER PÉREZ-ROMERO (3)

(1) Centro de Recerca en Economia i Desenvolupament Agroalimentari (CREDA), Parc Mediterrani de la Tecnologia, Barcelona, Spain

(2) Universitat Politècnica de Catalunya (UPC), Parc Mediterrani de la Tecnologia, Barcelona, Spain

(3) Universitat Politècnica de Valencia (UPV), Camí de Vera, s/n, Algirós. 46022, València, Valencia, Spain

Resumen

El bosque mediterráneo, un reservorio esencial de carbono y proveedor de servicios ecosistémicos críticos, enfrenta importantes desafíos debido al cambio climático, en particular el aumento en la frecuencia e intensidad de los incendios forestales, el abandono de tierras y la disminución de la biodiversidad. Las soluciones basadas en la naturaleza (NbS, por sus siglas en inglés) se están implementando como estrategias alternativas para la gestión forestal. Realizamos un experimento de elección discreta con 603 ciudadanos en Valencia, España, para evaluar los servicios ecosistémicos proporcionados por las NbS, así como el impacto del método de pago en la disposición a pagar de los individuos por la restauración de los ecosistemas forestales. Los atributos para el diseño de los conjuntos de elección se seleccionaron a partir de un laboratorio vivo establecido en Valencia mediante un enfoque participativo de abajo hacia arriba. Se introdujeron dos métodos de pago en forma de contribuciones únicas para un programa de tres años: donación e impuesto. Los resultados de esta investigación indican que los pagos voluntarios fomentan un mayor apoyo y participación pública, y que las personas muestran una mayor disposición a contribuir mediante este método. Además, los ciudadanos están dispuestos a pagar más cuando el pago es voluntario que cuando es obligatorio: 58,96 € para un escenario de mejora moderada y 113,07 € para un escenario de mejora significativa. Por lo tanto, el pago voluntario puede considerarse un método de financiación adecuado para garantizar la sostenibilidad a largo plazo de la gestión forestal, siempre que esté cuidadosamente diseñado y enfatice la importancia de la política ambiental.

Palabras clave:

Método de pago, comportamiento de elección, restauración forestal, Experimento de Elección Discreta (DCE).

1. Introducción

Los bosques mediterráneos proporcionan una amplia gama de valiosos servicios ecosistémicos, incluyendo la producción de madera, la captura de carbono, la regulación del agua, la biodiversidad y servicios culturales como la recreación y el turismo (Morán-Ordóñez et al., 2021; Nocentini et al., 2022). Sin embargo, enfrentan riesgos significativos debido al cambio climático y sus efectos asociados, como los incendios forestales (Varela et al., 2014; Valbuena-Carabaña et al., 2010).

Estudios recientes han demostrado que el cambio climático está provocando una drástica reducción en los servicios ecosistémicos regulados (ES) de los bosques mediterráneos (Suratman et al., 2020), incluyendo la disminución del



almacenamiento de carbono y la regulación del agua. Además, se prevé un aumento de las temperaturas, una disminución de las precipitaciones y una mayor aridez, lo que conducirá a veranos más largos y secos, incrementando el riesgo de incendios forestales graves y frecuentes (Plan Forestal Español, 2050; Ministerio, 2022). Las consecuencias de los incendios forestales van más allá del daño ecológico; también afectan negativamente a la vida humana y las infraestructuras, lo que conlleva una disminución sustancial en la provisión de servicios ecosistémicos para la sociedad. Esta situación es alarmante, ya que se espera que los incendios sean más frecuentes y severos, con un aumento medio del 62 % en las áreas quemadas para el año 2100 (Schwörer et al., 2024; Agenda de Investigación sobre Bosques Mediterráneos, 2030). La frecuencia de los incendios forestales, que representan una grave amenaza para los ecosistemas mediterráneos, ya se ha más que duplicado desde la década de 1970. Este preocupante aumento se atribuye en gran medida al abandono de tierras (Rey Benayas, 2005; Pausas & Fernández-Muñoz, 2012; Otero et al., 2015; Palombo et al., s.f.; Varela et al., 2018), ya que la acumulación de material vegetal muerto y otros residuos inflamables genera una acumulación de combustible que incrementa la probabilidad y la gravedad de los incendios forestales (Anaya-Romero et al., 2016; Suratman et al., 2020; Varela et al., 2014).

Por otro lado, tanto los incendios como el cambio climático han afectado la biodiversidad y los valores sociales de los bosques, incluyendo sus instalaciones recreativas. Czajkowski et al. (2009), Zhang et al. (2021) y Gajendiran et al. (2024) han analizado los múltiples impactos de los incendios en los bosques, como los cambios en la vegetación, las amenazas a la biodiversidad y la liberación de gases de efecto invernadero que contribuyen al cambio climático. Starbuck et al. (2006), basándose en el trabajo de Vaux et al. (1984), fue el primero en abordar los cambios en los valores recreativos de los bosques debido al cambio climático y los incendios forestales.

A pesar de su inmenso valor, los bosques mediterráneos enfrentan amenazas severas, especialmente los incendios forestales. El impacto económico de estos incendios es alarmante, con miles de millones de euros perdidos anualmente en la lucha contra el fuego, daños materiales y reducción del turismo. Por ejemplo, el gasto total del gobierno francés en servicios de protección contra incendios ascendió a 31,2 mil millones de euros en 2017 (Eurostat, 2019), mientras que en España, entre 2001 y 2015, los incendios costaron al erario público más de 1,2 mil millones de euros. Estas cifras subrayan la urgente necesidad de una acción inmediata y colaborativa (Suratman et al., 2020; Kumar et al., 2022). Estos costos podrían evitarse si se implementaran estrategias de gestión adaptativa y mejores prácticas, ya que los mercados tradicionales a menudo no reflejan con precisión el verdadero valor de los bienes y servicios públicos.

1.1. Estado de la valoración económica del bosque mediterráneo y la participación pública

Los bosques proporcionan una amplia gama de bienes y servicios, que incluyen tanto valores de uso como de no uso, los cuales definen su Valor Económico Total (TEV, por sus siglas en inglés) (Taye et al., 2021; Takahashi et al., 2022). Este TEV ha sido ampliamente estudiado en la región mediterránea, con Merlo y Croitoru (2005) presentando un marco integral que destaca el predominio de los beneficios no comerciales, como la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Croitoru (2007) demostró además que la producción de madera representa solo una fracción menor del valor de los bosques mediterráneos, lo que refuerza la importancia



crítica de los componentes de no uso. Medraño et al. (2017) evaluaron la valoración económica de la implementación de medidas forestales para reducir el impacto de los incendios en los ecosistemas marinos y terrestres del norte de España. Por su parte, Valente et al. (2024) investigaron la disposición de los ciudadanos del sur de Portugal a contribuir con tiempo y/o dinero a programas de prevención de incendios. Sus hallazgos revelaron un alto nivel de participación pública, lo que demuestra un fuerte apoyo comunitario a este tipo de iniciativas.

Los bienes públicos, como los bosques, son únicos en el sentido de que son tanto no excluibles como no rivales (Pagiola et al., 2004), lo que ha llevado a afirmar legítimamente que todos los beneficiarios deberían contribuir al pago de los servicios que reciben de un bien determinado (Pagiola, 2008; Pagiola et al., 2007). En otras palabras, los bosques se consideran principalmente un bien público, ya que benefician a la sociedad a través de sus bienes y servicios. En consecuencia, es fundamental internalizar completamente estos beneficios para evitar fallos de mercado. Siempre que la sociedad reconozca la importancia de los bosques, se asume que estará dispuesta a asumir los costos necesarios para preservarlos y protegerlos, apoyando así decisiones de gestión óptimas..

1.2. Revisión de la literatura existente sobre los métodos de pago en estudios de preferencia

La literatura existente está repleta de ejemplos que ilustran cómo aprovechar las ventajas económicas de la restauración de ecosistemas y de los bienes y servicios ambientales públicos. Para determinar el valor monetario de estos beneficios no cuantificados, los investigadores suelen emplear metodologías de preferencia declarada, como los experimentos de elección (CE, por sus siglas en inglés) (Louviere et al., 2000). Surge entonces una pregunta clave sobre cómo la sociedad puede garantizar el suministro a largo plazo de estos bienes y servicios: ¿Cómo debería recaudarse la financiación para la gestión ambiental (es decir, de manera voluntaria u obligatoria)? Responder a estas cuestiones requiere establecer supuestos cuidadosos y comparar las preferencias bajo diferentes mecanismos de contribución monetaria, ya que estos influyen en las decisiones de política pública.

El impacto de los métodos de pago en las estimaciones de valoración económica ha sido ampliamente estudiado en la literatura sobre métodos de preferencia declarada, en particular en los CE (Carson y Groves, 2007; Pagiola et al., 2004; Roesch-McNally y Rabotyagov, 2016). Un problema recurrente en la literatura es la precisión en la revelación de las preferencias de los encuestados, lo que puede afectar significativamente la aplicabilidad de una encuesta en situaciones del mundo real. Numerosos estudios han llevado a cabo un análisis exhaustivo de diversos métodos de pago, replicando situaciones reales para garantizar resultados veraces y confiables (Carson y Groves, 2007; Champ et al., 1997; Hassan et al., 2018; Wisser, 2007; Cunha-e-Sá et al., 2023; Akcura, 2015; Roesch-McNally et al., 2016). Los mecanismos de pago suelen clasificarse en voluntarios u obligatorios (coercitivos) (Akcura, 2015), y cada uno conlleva consecuencias distintas.

Si bien los pagos voluntarios, como las donaciones y los fondos benéficos, son más fáciles de aceptar que los pagos coercitivos, ya que los individuos perciben su contribución como una elección personal y no como una obligación impuesta, pueden inducir fácilmente a los encuestados a comportarse estratégicamente y a sobrestimar su verdadera disposición a pagar (WTP, por sus siglas en inglés). Esto se debe a que pueden afirmar que están dispuestos a pagar más de lo que realmente pagarían una vez que los bienes o servicios estén disponibles, lo que



afecta la fiabilidad de los datos y puede generar el llamado "efecto de calidez emocional" o *warm glow of giving* (Carson, 1997; Nunes y Schokkaert, 2003). El concepto de *free-riding* (comportamiento oportunista) se ha utilizado para describir la discrepancia entre las actitudes declaradas y las acciones reales cuando se emplea un mecanismo voluntario (Carson, 1997; Wiser, 2007). En estos casos, se espera que la WTP sea mayor cuando el pago es voluntario; sin embargo, puede ocurrir lo contrario, reduciendo la WTP en comparación con un pago obligatorio. Esto sucede porque las personas pueden percibir que el sistema es injusto si otros no pagan pero igualmente reciben los beneficios. Carson et al. (1999) sugirieron que el pago voluntario puede fomentar comportamientos estratégicos cuando un bien o servicio es potencialmente importante para un individuo, quien entonces apoyará el esfuerzo de recaudación de fondos. No obstante, la mayoría de la literatura muestra que la WTP es menor bajo pagos voluntarios en comparación con pagos obligatorios (e.g., Wiser, 2007; Stithou y Scarpa, 2012; Akcura, 2015; Roesch-McNally et al., 2015; Jin et al., 2008). Carson y Groves (2007) y Johnston et al. (2017) concluyeron que el método de pago en un estudio de valoración de bienes no mercantiles debe ser coercitivo para garantizar la compatibilidad con los incentivos y evitar el *free-riding*.

El pago coercitivo (por ejemplo, impuestos) puede ser más creíble que el pago voluntario, ya que garantiza que todos contribuyan (Akcura, 2015). Sin embargo, puede disminuir la motivación intrínseca para contribuir, lo que a su vez podría resultar en estimaciones de WTP más altas que en el caso de donaciones benéficas (Svenningsen et al., 2018). Además, puede influir en la toma de decisiones al generar reacciones negativas si las personas desconfían de que su dinero será utilizado exclusivamente para el propósito especificado. Por otro lado, algunos estudios no han encontrado diferencias significativas entre los mecanismos de pago, indicando que la WTP no se ve afectada por el método de pago utilizado (Bergstrom y Dillman, 1985; Kragt, 2013). The existing literature is replete with examples illustrating how to capitalize on the economic advantages of ecosystem restoration and environmental public goods and services. To determine the monetary worth of such unquantified advantages, researchers often employ stated preference methodologies, such as choice experiments (CEs) (Louviere et al., 2000). A key question arises regarding how society can ensure a long-term supply of such goods and services: How should funding for environmental management be collected (i.e., voluntarily or mandatorily)? Answering these questions necessitates making careful assumptions and comparing preferences under different monetary contribution mechanisms, as these influence public policy decisions.

2. Objetivos

En este estudio, nuestro objetivo es explorar la viabilidad de distribuir los costos de implementación de la gestión adaptativa y las Soluciones Basadas en la Naturaleza (NbS) entre la población general de Valencia. Además, buscamos investigar hasta qué punto los ciudadanos valencianos están dispuestos a apoyar estas iniciativas, ya sea de manera voluntaria o a través de contribuciones obligatorias, como una posible medida de política pública. Para ello, diseñamos escenarios hipotéticos en los que se pregunta a los individuos sobre su contribución monetaria a la gestión y restauración forestal.

Este estudio también contribuye a la literatura existente al examinar el impacto del mecanismo de pago en la disposición a pagar (WTP) para respaldar estrategias



eficientes de gestión de ecosistemas forestales mediante la restauración de los bosques de la Calderona (Valencia). Se aplicaron soluciones basadas en la naturaleza (NbS) para mejorar la gestión forestal en Valencia, España. Se utilizaron dos mecanismos hipotéticos de pago: un impuesto y una donación, con el fin de evaluar la disposición de los encuestados a realizar un pago único para un programa de tres años. En caso de pago obligatorio, la cantidad recaudada sería administrada por las autoridades españolas, principalmente el ayuntamiento, encargado de la lucha contra los incendios; en el caso de pago voluntario, los fondos serían gestionados por asociaciones benéficas proambientales en Valencia. Suponiendo que los individuos que enfrentan un pago obligatorio no pagarían impuestos y, por lo tanto, no lo percibirían como un pago con consecuencias, formulamos la hipótesis de que las estimaciones de WTP serían más altas en los pagos voluntarios.

Para investigar esta cuestión, se realizó un experimento de elección discreta (DCE) en Valencia con el fin de conocer, en primer lugar, las preferencias de los valencianos sobre la restauración de los ecosistemas forestales y, en segundo lugar, analizar si el mecanismo de pago influye en su disposición a contribuir.

En la siguiente sección, se describen el estudio de caso y la recopilación de atributos. La Sección 3 presenta la metodología y la especificación econométrica. La Sección 4 expone los resultados y su discusión, y la Sección 5 concluye el estudio.

3. Caso de estudio

Este estudio de caso tuvo lugar en Valencia, España, donde los bosques cubren el 57% del área total de la región, una proporción significativa en comparación con el promedio nacional del 35.9% (Comisión Europea, 2022). En particular, los bosques de la Calderona se consideran unos de los más importantes del este de la región de Valencia y poseen características distintivas que contribuyen a su biodiversidad única y diversa (Fig. 1). Estos bosques de pino carrasco han sido influenciados por la proximidad del mar Mediterráneo y han experimentado regeneración tras el incendio de 1992 (Del Campo et al., 2018).

En julio de 2022, un incendio arrasó aproximadamente 800 hectáreas en Valencia, provocando la pérdida de 662 hectáreas de bosque natural, lo que equivale a 313 kilotoneladas de CO₂. Esta situación ha supuesto una amenaza significativa, poniendo en peligro vidas humanas y causando un daño generalizado a la biodiversidad global, lo que resalta la necesidad urgente de actuar de inmediato. La región enfrenta múltiples desafíos, como la disponibilidad de agua y el riesgo de incendios forestales, lo que evidencia la necesidad de implementar prácticas de gestión forestal adaptativa para mitigar los impactos del cambio climático y garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas forestales. Muchos de los bosques en zonas áridas están ubicados en la interfaz urbano-forestal, lo que puede afectar significativamente el ciclo hidrológico (balance hídrico de la cuenca) e incrementar el riesgo de incendios, lo que hace imprescindible tomar medidas eficientes.

En este estudio de caso, las NbS se definirán mediante el desarrollo de un plan multifuncional diseñado de manera colaborativa con los actores involucrados, utilizando la herramienta CAFE (Carbon, Aqua, Fire, Eco-resilience). Este sistema de apoyo a la toma de decisiones para la gestión forestal con múltiples objetivos permite cuantificar y optimizar diversos servicios ecosistémicos (SE), resaltando los beneficios adicionales generados.

Se trata de una optimización multicriterio combinada con algoritmos evolutivos genéticos. Este enfoque determina las acciones de gestión necesarias, como actividades silvícolas (por ejemplo, aclareos o plantaciones), mientras optimiza múltiples SE. Estos incluyen la producción de biomasa, la captura de carbono, la reducción del riesgo de incendios, el suministro de agua, la resiliencia climática y la biodiversidad (Pérez Romero et al., 2022).

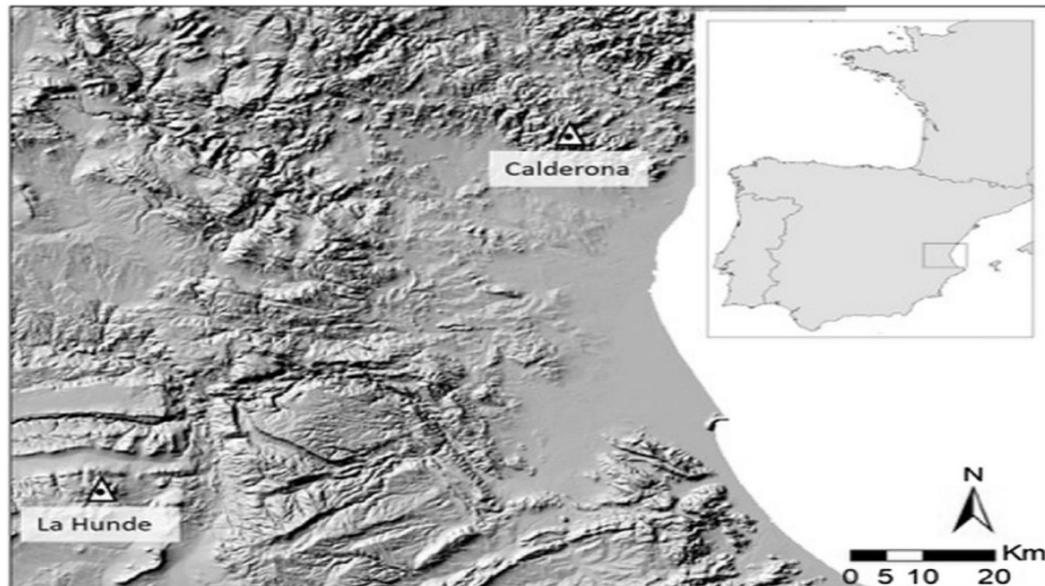


Fig.1 Ubicación del caso de estudio (Del Campo et al., 2018).

4. Métodos y Materiales

4.1. Atributos, Diseño del Cuestionario y Recopilación de Datos

Se diseñó un cuestionario DCE para evaluar las preferencias de los valencianos sobre los atributos asociados con la restauración y conservación de los ecosistemas forestales con el objetivo de alcanzar este fin.

En la literatura, las preferencias de los ciudadanos sobre las prácticas de gestión ambiental se han destacado tradicionalmente mediante la aplicación de diversos métodos de preferencia declarada, como las técnicas de modelado de elecciones (Johnston et al., 2017). En el estudio actual, los atributos del DCE se seleccionaron cuidadosamente con base en una revisión de la literatura (Nijnik y Bizikova, 2008; Christie y Gibbons, 2011; Zhang y Pagiola, 2011; Brosh y Vedel, 2012; Villanueva et al., 2017) y después de concertación y consulta con los investigadores que trabajan en el ecosistema forestal de Valencia en la Universidad Politécnica de Valencia (UPV). Se estableció un laboratorio viviente en Valencia utilizando un enfoque participativo de abajo hacia arriba. En este laboratorio, participaron directamente 20 partes interesadas, incluidos representantes de comunidades locales, agencias gubernamentales y entidades del sector privado, en la creación de soluciones adaptadas a sus necesidades y en la generación de ideas para dar forma a la innovación, lo que condujo a resultados más relevantes y ampliamente aceptados. Dentro de este entorno participativo, los interesados participaron en discusiones y deliberaciones profundas sobre los Servicios Ecosistémicos (ES). Tras estas discusiones, votaron para priorizar y refinar los atributos en función de su relevancia e importancia para el ecosistema y la comunidad en general. El enfoque de co-diseño garantizó que el conjunto final de atributos reflejara una



consideración justa de las diversas perspectivas. Además, el proceso colaborativo, que combinó los conocimientos de los interesados y los especialistas, proporcionó valiosas perspectivas sobre la situación actual y lo que se considera el status quo en el contexto del estudio, reflejando las condiciones y prioridades del mundo real. Los atributos se clasificaron en tres niveles: base (status quo o situación actual), medio (que indica una mejora moderada) y alto (que indica una mejora significativa). Para concluir, los atributos del DCE fueron: "disponibilidad de agua", "biodiversidad", "riesgo de incendios forestales" y "secuestro de carbono".

El número de conjuntos de elecciones fue $51433 = 960$ tarjetas. Luego, utilizamos un diseño D-eficiente utilizando el software N-gene (ChoiceMetrics, 2012) para optimizar y reducir este número con un error $D = 0.24$. Finalmente, se generaron 18 tarjetas de elección y se dividieron en dos bloques distribuidos de manera uniforme y aleatoria entre los tratamientos. A aquellos a quienes se les asignó el pago voluntario se les pidió que evaluaran nueve conjuntos de elecciones, mientras que a los encuestados asignados al pago coercitivo se les pidió que evaluaran nueve conjuntos de elecciones. A los encuestados de ambos tratamientos se les presentaron conjuntos de elecciones que compartían el mismo vector de precios. La diferencia clave radica en la entidad responsable de gestionar los fondos recaudados. En el tratamiento de pago voluntario, la pregunta se enmarcó de la siguiente manera: "¿Está dispuesto a pagar por esta mejora en el plan de restauración, sabiendo que el gobierno, específicamente el municipio, gestionará los fondos?" En contraste, a los encuestados se les preguntó en el tratamiento de pago coercitivo: "¿Está dispuesto a pagar por esta mejora en el plan de restauración, sabiendo que una asociación proambiental gestionará los fondos?"

Las tarjetas de elección en ambos grupos de tratamiento presentaban una opción idéntica que reflejaba la situación actual. Además, dos alternativas representaban posibles mejoras. Estas alternativas de mejora podían implicar mejoras en todos los niveles de atributos o mejoras solo en algunos atributos mientras que los demás permanecían igual. Los encuestados se distribuyeron aleatoriamente entre los tratamientos controlando el género, la edad y la ubicación de residencia. Se ha proporcionado un diagrama simplificado en la Fig. 2.

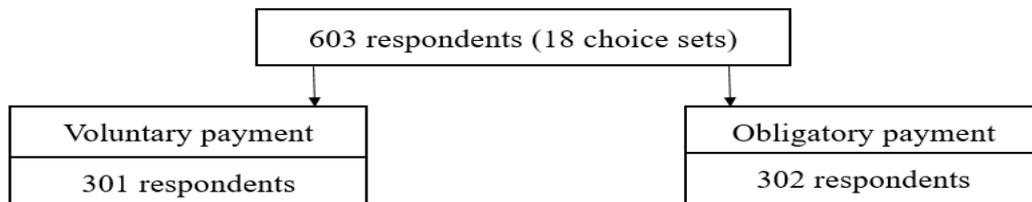


Fig. 2 Descripción de la muestra.

Se realizó una prueba piloto utilizando una muestra de 50 individuos para validar la encuesta. Usando los valores previos derivados del pretest, se estimó un modelo bayesiano eficiente para generar los conjuntos de elección finales. Los atributos y sus niveles se presentaron visualmente a los encuestados, utilizando etiquetas y ayudas visuales. Este enfoque ayudó a agilizar la representación de los niveles de atributos, mejorando la comprensión de los encuestados sobre los escenarios de opciones. El objetivo era proporcionar una representación clara y, lo más importante, racional de los cambios en los Servicios Ecosistémicos (ES) y las condiciones del bosque (DeLong et al., 2021; Guilfoos et al., 2023).



El atributo de disponibilidad de agua se refiere a la cantidad de agua disponible en las áreas forestales, que generalmente se mide por el nivel de recarga de los acuíferos (expresado en milímetros por año). Si la tasa de recarga de los acuíferos aumenta, resultará en una mayor cantidad de agua disponible para más personas. El atributo de biodiversidad se refiere a la diversidad estructural de un sistema, que incluye la riqueza y variabilidad de las masas forestales, tales como especies, hábitats, flora, fauna y descomposición. El Índice de Potencial de Biodiversidad (IBP; expresado como un porcentaje) se utiliza comúnmente para medir la biodiversidad del área local. Un aumento en este índice indica una mejora en la biodiversidad, lo cual es crucial para la salud y la resiliencia del ecosistema. Un ecosistema diverso puede resistir mejor los cambios ambientales y proporcionar una mayor variedad de servicios ecosistémicos.

El atributo de riesgo de incendio forestal estuvo influenciado por varios factores. Un factor clave de riesgo fue la carga de combustible, que está determinada por la vegetación seca. Una disminución en la carga de combustible puede reducir el riesgo de incendios forestales, y los niveles de riesgo se indican por la cantidad de carga de combustible disponible por hectárea en términos de miligramos por hectárea (mg/ha).

El atributo de secuestro de carbono se refiere a la captura y almacenamiento de dióxido de carbono atmosférico; el objetivo es reducir la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera y mitigar el cambio climático global. El Índice de Productividad Anual del Suelo se utiliza comúnmente para cuantificar el secuestro de carbono y generalmente se expresa en miligramos por hectárea. Un aumento en este índice indica una mejora en el secuestro de carbono.

Con respecto al atributo de costo de mejora, el mismo vector de precios se asoció tanto con pagos voluntarios como coercitivos: €20, €40, €60, €80 y €100. El costo se definió en función de otros estudios realizados en España (Elsa Varela et al., 2014, 2018), luego validado mediante grupos focales y pretest con ciudadanos. La Tabla 1 resume los atributos y sus niveles.

Tabla 1. Atributos y sus niveles.

Atributos	Niveles	Descripción de las Variables en la Estimación del Modelo (variables continuas)
Calidad del agua	El nivel alto de mejora (verde)	mejora notable del nivel de recarga del acuífero. Niveles alcanzados: 30 mm/año en el caso de Calderona
	Nivel medio de mejora (Amber)	ligera mejora en el nivel de recarga del acuífero. Niveles alcanzados: 28 mm/año en el caso de Calderona
	El nivel actual (nivel bajo) (Rojo)	Nivel actual del acuífero (27 mm/año en el caso de Calderona)
Biodiversidad	El nivel alto de mejora	mejora notable de la biodiversidad (aumento notable del número de especies). Nivel a alcanzar es 20% comparado con el estado actual.
	Nivel medio de mejora	Ligera mejora de la biodiversidad (ligero aumento del número de especies). Nivel a alcanzar es 5% comparado con el estado actual.
	El nivel actual (nivel bajo)	Representa el número actual de especies. El nivel actual de biodiversidad es bajo ya que algunas especies han desaparecido.



Incendios forestales	Alto nivel de mejora (Verde)	Describe un nivel bajo de riesgo de incendios forestales. Se produce una ligera reducción en la cantidad de carga de combustible. Niveles a alcanzar: 31,8 mg/ha
	Nivel medio de mejora (Amber)	Describe un nivel medio de riesgo de incendios forestales. Se produce una ligera reducción en la cantidad de carga de combustible. Niveles a alcanzar: 45,2 mg/ha
	Nivel actual (nivel bajo)(Rojo)	Describe un nivel alto riesgo de incendios en los bosques. Expresado en 72 mg/ha en el caso de Calderona
Secuestro de carbono	Alto	Moderado aumento anual de la fijación de carbono por las masas forestales gestionadas en 3.1Mg/ha comparado con el estado actual.
	Medio	Ligero aumento anual de la fijación de carbono por las masas forestales gestionadas en 2.1Mg/ha comparado con el estado actual.
	Bajo	Representa el incremento de carbono que el sistema anualmente fija. Siendo un valor de 1.5Mg/ha.
Costo de mejora (Pago voluntario o obligatorio)		€0 (no hay pago), €20, €40, €60, €80, €100

La encuesta se llevó a cabo utilizando la plataforma Qualtrics, empleando un método de muestreo por cuotas estratificado según género, edad y región. En febrero de 2024, los cuestionarios se distribuyeron de manera aleatoria y equitativa entre 665 participantes en Valencia. Tras eliminar aquellas respuestas incompletas o que no cumplían con los requisitos, la muestra final quedó conformada por 603 participantes.

Para reducir el sesgo hipotético, se utilizó una instrucción de "cheap talk" antes de cada conjunto de elecciones: "Lea cada opción con atención antes de seleccionar su preferida y tenga en cuenta que, si las opciones presentadas no le resultan atractivas y/o los precios son superiores a lo que estaría dispuesto a pagar, debería elegir la situación actual. Cada mejora implicará un costo adicional para la sociedad. Este costo deberá ser cubierto como parte de la implementación de una solución basada en la naturaleza. Las alternativas que le pedimos elegir pueden suponer un costo anual. Recuerde que las autoridades públicas gestionarán la donación, que será de pago voluntario". Además, se incluyeron recordatorios antes de cada conjunto de elecciones.

El cuestionario se estructuró en cuatro secciones principales. Comenzó con una introducción al marco del estudio, explicando el contexto de la encuesta y su carácter no comercial para garantizar que los encuestados se sintieran seguros y no explotados. La primera parte incluía una sección de consentimiento con una pregunta de filtro (donde los participantes debían aceptar o rechazar su participación en el cuestionario). A continuación, se presentó una descripción de los atributos y del diseño experimental. Finalmente, la última parte del cuestionario incluyó preguntas actitudinales y recopiló información sobre las características socioeconómicas de los participantes. Un ejemplo de los conjuntos de elección se muestra en la Fig. 3.



	Opción 1	Opción 2	Situación actual
Disponibilidad de agua	 Nivel alto de mejora 30mm/year	 Nivel actual 27 mm/year	 Nivel actual 27 mm/year
Riesgo de incendios forestales	 Nivel alto de mejora (bajo riesgo de incendios) 31.8 Mg/ha	 Nivel medio de mejora (nivel medio del riesgo de incendios) 45.2 Mg/ha	 Nivel actual (alto riesgo de incendios) 72 Mg/ha
Biodiversidad	 Nivel actual 0%	 Nivel medio de mejora 5%	 Nivel actual 0%
Secuestro de Carbono	 Nivel medio de mejora 3.1 Mg/ha	 Nivel alto de mejora 2.1 Mg/ha	 Nivel actual 1.5 Mg/ha
Coste de la mejora propuesta, a pagar voluntariamente (euros)	80	20	0
Prefiero			

Fig. 3 Ejemplo de tarjeta de elección.

4.2. Método y Modelo de Preferencias

Los DCEs (Experimentos de Elección Discreta) son un método de investigación de preferencias declaradas basado en la teoría del valor de Lancaster (1966) y la teoría de la utilidad aleatoria (RUT) de Thurstone (1927). El proceso consiste en generar conjuntos de opciones (tarjetas) que presentan alternativas hipotéticas caracterizadas por diferentes niveles de atributos. Se solicita a los participantes que seleccionen su opción preferida en cada conjunto de elecciones, lo que implica una evaluación implícita de las compensaciones entre los distintos niveles de atributos.

La utilidad total de una alternativa se determina evaluando la importancia relativa de cada atributo y calculando su utilidad. En términos sencillos, las preferencias de los encuestados se reflejan en sus elecciones, que luego se resumen en una función de utilidad. Los individuos eligen entre las alternativas según una función de utilidad compuesta por dos elementos principales: un componente sistemático (observable/determinístico) y un término de error aleatorio (no observable).

$$U_{nj} = V_{nj} + \varepsilon_{njt} \quad (1)$$

Donde U_{ij} es la utilidad de la alternativa j para el individuo i , V_{ij} es el componente sistemático de la utilidad, y ε_{ij} es un término estocástico.

Asumiendo linealidad, la función de utilidad para una alternativa j puede expresarse como:

$$U_{njt} = \beta X_{njt} + \varepsilon_{njt} \quad (2)$$

Donde β denota el vector $K \times 1$ de parámetros de utilidad desconocidos y X



representa los niveles de atributos.

Para predecir las preferencias de los participantes por una alternativa, debemos definir la "probabilidad de elección", es decir, la probabilidad de que el individuo n elija la alternativa i en lugar de otra alternativa j (para cualquier i y j dentro de los conjuntos de elección, C_n).

McFadden (1974) desarrolló el modelo base de los DCE, comúnmente conocido como el modelo logit multinomial (MNL). Según este modelo, la probabilidad de que un encuestado n elija una alternativa i está dada por:

$$\text{Prob} \{ j \text{ is chosen} \} = \frac{e^{\mu V_{jn}}}{\sum_{k=1}^J e^{\mu V_{kn}}} \quad \forall k \in T \quad (3)$$

Donde λ es un parámetro de escala inversamente relacionado con la varianza del término de error. En el modelo MNL, este parámetro de escala se fija en uno por razones de estimación (Louviere et al., 2000; Swait & Louviere, 1994).

En esta especificación del modelo, el término de error debe cumplir con la condición de ser independiente e idénticamente distribuido (IID) según una distribución de Gumbel. Esta distribución en el término de error permite verificar una propiedad restrictiva dentro del MNL: la independencia de alternativas irrelevantes (IIA). Como consecuencia, el MNL impone una estructura rígida en las elasticidades cruzadas de los precios, lo que impide analizar la sustituibilidad entre alternativas (Hensher et al., 2005).

Para evaluar si el modelo CL era adecuado, se aplicó una prueba de Hausman (1984). Los resultados de la prueba, presentados en la Tabla 2, indican que la propiedad IIA fue rechazada. Sin embargo, estimar un modelo logit universal siguiendo la ecuación (3) habría implicado una violación de la suposición de IIA mencionada anteriormente.

Tabla 2. Resultados de la Prueba de Hausman sobre la Independencia de Alternativas Irrelevantes

Prueba de Hausman de Independencia de Alternativas Irrelevantes			
Alternativas descartadas		Grado de libertad	Probabilidad
Alternativa 1	9.20	6	0.16
Alternativa 2	7.11	6	0.31
Alternativa 3 (SQ)	-5.26	6	No se pudo realizar la prueba de Hausman para la IIA.

Por lo tanto, consideramos los modelos logit mixtos (RPL), que relajan la suposición de IIA. Este modelo amplía el modelo MNL al permitir heterogeneidad no observada mediante coeficientes aleatorios sobre los atributos (Ben-Akiva et al., 1997; Hensher, s.f.; Hensher et al., 2015; Louviere et al., 2000).

Según este modelo, el vector de coeficientes para un encuestado j es $\beta_j = \mu + \sigma_j \beta$



$=\mu+\sigma_j$, donde μ es la media estimada, σ_j es la desviación estándar de la distribución marginal de β_j , y ϵ_j es un término aleatorio que se asume normalmente distribuido con media cero y desviación estándar unitaria para todos los atributos, excepto el atributo monetario. Así, el término σ_j es el vector de desviaciones específicas del individuo n con respecto al valor medio de los β s. La disposición a pagar (WTP) se determina de la siguiente manera:

$$WTP = -1 \left(\frac{\beta_n}{\beta_c} \right) \quad (4)$$

La distribución normal multivariada, MVN (0, Σ), es una elección común en muchas aplicaciones. Supusimos que todos los atributos, excepto el costo, se distribuyen normalmente en la población. Los resultados del modelo logit de parámetros aleatorios (RPL) se generaron con 2000 extracciones para asegurar una estimación estable de máxima verosimilitud de los coeficientes no relacionados con el precio (Dennis et al., 2021; Glenk et al., 2019). La decisión de considerar los coeficientes de precio como fijos (es decir, no aleatorios) se tomó para garantizar que la WTP total estimada fuera normalmente distribuida.

Dado que el objetivo principal de este trabajo es determinar qué vehículo de pago es más significativo para los valencianos en la contribución a la gestión del programa,

Según los pasos descritos por Swait y Louviere (1993), donde la hipótesis H1 es verificar si dos grupos tienen la misma estructura de preferencias.

$$H_1: \mu_1 \beta_1 = \mu_2 \beta_2$$

donde

$$\mu_1 \text{ and } \mu_2$$

son los parámetros de escala para los 2 tratamientos.

Si $-2(LR-(L1+L2))$, se puede rechazar la hipótesis H1, lo que implica que la diferencia en los vehículos de pago influyó en la estructura de preferencias modelada. Luego, se debe realizar una prueba de Poe para evaluar si las distribuciones estimadas de WTP son estadísticamente diferentes entre los dos grupos de pago, aplicando la convolución (Poe et al., 1994, 2005).

Donde la hipótesis nula (H0) asume que no hay diferencia entre los dos valores.

5. Resultados

5.1. Resultados descriptivos

La muestra final consistió en 602 encuestados que fueron divididos aleatoriamente en dos grupos según la modalidad de pago no hipotético: el Grupo 1 incluyó a 301 encuestados que recibieron un CE y un pago voluntario, mientras que el Grupo 2 estuvo compuesto por 302 encuestados asignados a un pago obligatorio. No se



encontraron diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos en términos de las variables de control (por ejemplo, género, nivel educativo, edad e ingresos), las cuales podrían haber influido en los resultados del análisis de WTP. La Tabla 3 resume una comparación de las dos muestras en relación con las variables de control.

Tabla 3. Características Demográficas del Grupo 1 (pago voluntario) y del Grupo 2 (pago obligatorio).

Variable	Tipo	Descripción	Test	P- valor	Hipótesis
Ingreso	Catagórica	6 categories	Chi-cuadrado test	0.443	No pudimos rechazar la H0 (existía una relación entre los ingresos y los grupos).
Género	Bivariado	0 = Mujer, 1 = Hombre	Chi-cuadrado test	0.904	No pudimos rechazar la H0 (existía una relación entre el género y los grupos).
Nivel de educación	Catagórica	7 categories	Chi-cuadrado test	0.611	No pudimos rechazar la H0 (existía una relación entre nivel de educación y los grupos).
Edad	Catagórica	1 = [18-34], 2 = [35-54], 3 = > 55	Chi-squared test	0.592	No pudimos rechazar la H0 (existía una relación entre la edad y los grupos).

5.2. Resultados y Discusión de modelos logit mixtos (RPL)

La Tabla 4 muestra que ambos modelos RPL presentaron un pseudo R-cuadrado de McFadden superior a 0.20. Bu et al. (2006) y McFadden (1973) sugirieron que los modelos de regresión logística generalmente tienen un buen ajuste con valores que oscilan entre [0.2 - 0.4].

La Tabla 4 ofrece información sobre la utilidad de los distintos atributos en el CE. El modelo RPL con un mecanismo de pago voluntario arrojó estimaciones significativas y positivas para la disponibilidad de agua, el riesgo de incendios forestales y la captura de carbono, mientras que la biodiversidad no mostró significancia estadística. La constante específica de la alternativa del estado actual (ASC-SQ) fue insignificante, lo que sugiere que los ciudadanos no están preocupados por la situación actual de la gestión forestal y consideran que no les proporciona ni utilidad ni disutilidad. En el grupo de pago obligatorio, todos los niveles de los atributos mostraron coeficientes positivos significativos. El signo negativo asociado con el atributo de costo destaca la sensibilidad de los ciudadanos valencianos a la contribución monetaria para la gestión forestal. El ASC_SQ también fue negativo, lo que indica una preferencia entre los encuestados por transitar desde el estado actual y buscar activamente una mejora.

Tabla 4. Resultados modelos logit mixtos (RPL).

β_s	Spain
RPL	

	Pago voluntario	Pago obligatorio
Aleatorio βs		
Disponibilidad de agua β_1	0.148 *** [0.05–0.241]	0.397*** [0.162–0.577]
Resistencia a incendios forestales β_2	0.022*** [0.030–0.015]	0.024*** [0.03–0.014]
Biodiversidad β_3	0.004 [-0.013–0.013]	0.181*** [0.003–0.030]
Secuestro de carbono β_4	0.207*** [0.058–0.355]	0.368*** [0.161–0.573]
No-aleatorio αs		
Costo de la mejora	-0.015*** [-0.017–0.012]	-0.034*** [-0.040–0.028]
ASC_SQ	-0.6122 [0.473–0.665]	-0.761*** [-1.030–0.548]
Desviación estándar de los parámetros aleatorios βs		
Disponibilidad de agua	0.56 *** [0.471–0.661]	0.927*** [0.751–1.042]
Resistencia a incendios forestales	0.053*** [0.045–0.060]	0.064*** [0.056–0.076]
Biodiversidad	0.079° [0.063–0.096]	0.047*** [0.031–0.069]
Secuestro de carbono	0.7674*** [0.058–0.948]	0.885*** [0.655–1.045]
Log-Likelihood (θ)	-2,404.37	-2,263.84
Pseudo R2	0.20	0.23

(***, **, * ==) Significancia at 1%, 5%, and 10%

Es importante considerar que los coeficientes de cada muestra dividida no pueden ser comparados debido a las diferencias en los parámetros de escala (Poe et al., 1995). Sin embargo, la estimación de la disposición a pagar (WTP) puede proporcionar información sobre el impacto del vehículo de pago en los patrones de preferencia. Los valores de WTP son un enfoque valioso para abordar este problema. Al normalizar los datos y tener en cuenta las preferencias individuales y la heterogeneidad de la población, la estimación de WTP ofrece una métrica estandarizada que facilita comparaciones significativas entre conjuntos de datos de cada muestra.

La Tabla 5 demuestra la disposición a pagar de los valencianos por la restauración forestal. Los participantes estuvieron dispuestos a pagar hasta €30.12/año para asegurar una alta disponibilidad de agua, hasta €61.10/año para mejorar la resistencia a incendios forestales, y hasta €21.85/año para apoyar el secuestro de carbono. Sin embargo, su disposición a pagar por la biodiversidad no fue significativa. Estos resultados coinciden en su mayoría con la literatura, con una notable excepción respecto a la biodiversidad. Esta desviación podría explicarse de dos maneras. Según López et al. (2007), los motivos no económicos, como la familiaridad y la biofilia, pueden influir significativamente en la disposición de un individuo a pagar por la conservación de la biodiversidad. La probabilidad de que las personas se involucren en proyectos de conservación puede disminuir si no tienen una conexión personal o admiración por el mundo natural. Con una mayor conciencia sobre los beneficios de la biodiversidad, los individuos pueden



percibirla como lo suficientemente valiosa como para justificar el apoyo financiero. Thiene (2012) y McFarlane (2005) encontraron que muchos encuestados no estaban dispuestos a pagar por la conservación de la biodiversidad forestal y que factores cognitivos y socioculturales influían en la percepción del riesgo para la biodiversidad forestal.

Tabla 5. La disposición a pagar (WTP) de los ciudadanos españoles por soluciones basadas en la naturaleza (NbS).

Atributos	España		
	WTP (€)		
	Pago voluntario	Pago obligatorio	α -Poe test
WTP_Disponibilidad de agua	10.04*** (per unit)	11.41 *** (por unidad)	0.552
	10.04 *** (WTP for increasing 1 mm/year)	11.41 *** (WTP por el aumento de 1 mm/year)	
	30.12 *** (WTP for increasing 3 mm/year)	34.23 *** (WTP por el aumento de 3 mm/year)	
WTP_Resistencia a incendios forestales	1.52*** (per unit)	0.695*** (por unidad)	0.99
	40.73 *** (WTP for reducing 26,8 mg/ha of fuel load)	18.62 *** (WTP por la reducción de 26,8 mg/ha de carga de fuel load)	
	61.10 *** (WTP for increasing 40,2 mg/ha of fuel load)	27.94 *** (WTP por la reducción de 40,2 mg/ha de fuel load)	
WTP_Biodiversidad	0.025 (per unit)	0.491*** (por unidad)	0.706
	NS	2.45*** (WTP el aumento de 5%)	
	NS	9.8*** (WTP por el aumento de 20%)	
WTP_Secuestro de carbono	13.66** (per unit)	10.58** (por unidad)	0.073
	8.19 ** (WTP for increasing 0.6 mg/ha)	6.35 ** (WTP por el aumento de 0.6 mg/ha)	
	21.85 ** (WTP for increasing 1.6 mg/ha)	16.95 ** (WTP por el aumento de 1.6 mg/ha)	

(***, **, * =) Significancia at 1%, 5%, 10% level

Los ciudadanos del tratamiento obligatorio estuvieron dispuestos a pagar por todos los atributos, lo que también se ajusta a las expectativas. En este tratamiento, el pago es obligatorio, lo que indica que las personas deben contribuir financieramente. Su disposición a pagar por todos los atributos podría indicar un deseo de maximizar los beneficios de su pago. Este comportamiento refleja un enfoque estratégico, con los individuos buscando optimizar los resultados de sus contribuciones obligatorias al apoyar todos los atributos presentados en el CE. La naturaleza obligatoria del pago incentiva a las personas a priorizar una mejora integral, lo que lleva a una disposición a pagar por todos los atributos incluidos en el proceso de toma de decisiones (Meginnis et al., 2021). Esto significa que los pagos obligatorios impactan significativamente las estrategias de toma de decisiones y las preferencias de mejora general. Estuvieron dispuestos a pagar hasta €34.23 por la disponibilidad de agua, €27.94 por la resistencia a incendios forestales, €9 por la biodiversidad y €16.95 por aumentar la tasa de secuestro de carbono.

Para investigar si el vehículo de pago influyó en la valoración de la restauración del ecosistema forestal por parte de los encuestados, seguimos los pasos descritos por Swait y Louviere (1993), donde H1 es verificar si los dos grupos tienen la



misma estructura de preferencias.

Primero estimamos un modelo combinado ($LR = 4700.69$) entre los dos tratamientos de elección. Se utilizó una prueba típica LR ($-2(LR - (L1+L2))$) para probar la hipótesis nula, donde el valor de la prueba fue 38.07 con un valor crítico de 18.31, lo que permitió rechazar la hipótesis nula (igual estructura de preferencias entre los dos tratamientos), lo que sugiere que la diferencia en los vehículos de pago influyó en la estructura de preferencias modelada.

Luego se estimó una prueba de Poe. La Tabla 5 revela los resultados de la prueba de Poe con un nivel de significancia del 10% ($\alpha = 0.1$) solo para el secuestro de carbono. La hipótesis nula es rechazada para el resto de los atributos, lo que confirma una diferencia significativa en la disposición a pagar entre los ciudadanos asignados al pago voluntario y los asignados al pago obligatorio para los cuatro atributos, excepto para el secuestro de carbono. Los participantes estuvieron dispuestos a pagar €38.76 por el escenario de mejora moderada y €88.92 por el escenario de mejora importante para el pago obligatorio, y €58.96 por el escenario de mejora moderada y €113.07 por el escenario de mejora importante para el pago voluntario.

Estos resultados coinciden con nuestra hipótesis de que los ciudadanos de Valencia están dispuestos a pagar más bajo el pago voluntario. En economía, los costos generalmente se ven como una influencia negativa en el comportamiento del consumidor, donde los costos más altos conducen a una reducción del consumo.

Los valencianos pueden contribuir a la restauración a través de NbS porque se ven directamente afectados por la degradación del ecosistema; por ejemplo, algunos han sufrido debido a incendios y escasez de agua. Sin embargo, no hay garantía de que los ciudadanos donen la cantidad que afirman si se implementa el mecanismo de pago. Además, las personas que están más dispuestas a hacer pagos voluntarios valoran la conexión que tienen con sus contribuciones financieras. Esta autonomía puede aumentar el compromiso y la satisfacción, ya que los individuos sienten que sus contribuciones son una elección personal y no una obligación impuesta.

Sin embargo, las donaciones frecuentemente producen un efecto del "warm glow" emocional, lo que genera recompensas emocionales positivas para el donante. Esta respuesta emocional positiva puede hacer que el costo de la donación parezca menos gravoso, desafiando la suposición económica convencional de que los costos desalientan el gasto, y puede llevar a comportamientos aparentemente irracionales, con los individuos estando más dispuestos a asumir mayores costos porque derivan satisfacción de dar. Esto también puede afectar los resultados de los métodos de pago coercitivos, especialmente si los encuestados no confían en que el dinero recaudado se usará para financiar la restauración forestal.

6. Conclusiones

Utilizando dos métodos hipotéticos de pago, este estudio proporciona una perspectiva relevante sobre la valoración y disposición a pagar de los ciudadanos por los ecosistemas forestales. Hasta donde sabemos, no se ha realizado ninguna investigación sobre el impacto de los métodos de pago en los individuos en relación con la gestión forestal en España. Los hallazgos revelaron que, excepto por la biodiversidad en el grupo de pago voluntario, los individuos de ambos grupos mostraron interés en los atributos presentados. Esto indica preferencias fuertes y estadísticamente significativas. Al comparar las estimaciones de WTP dentro del mismo tratamiento, el atributo más valorado fue la resistencia a incendios, seguido de la disponibilidad de agua.

Los resultados mostraron una diferencia en la WTP entre los dos vehículos de pago, lo que indica que los ciudadanos pueden estar dispuestos a pagar más bajo



una opción de pago voluntario que bajo la obligatoria. Lo importante es que los hallazgos sugieren que los pagos voluntarios fomentan un sentido de buena voluntad y participación comunitaria, lo que puede llevar a una participación más entusiasta y apoyo para causas o servicios específicos, pintando un panorama optimista para el futuro. Es alentador e inspirador ver un sentido de creencia social en las donaciones y las organizaciones benéficas para la restauración forestal en Valencia, demostrando un fuerte apego a este bien y sus servicios. Sin embargo, las decisiones estratégicas públicas dependen de un financiamiento constante y adecuado para funcionar de manera efectiva. Si los ES se financian a través de pagos voluntarios, existe el riesgo de que queden subfinanciados, lo que llevará a una disminución en la calidad del servicio, afectando particularmente a las comunidades de bajos ingresos. Las contribuciones voluntarias deben ser más estables y suficientes para satisfacer las necesidades de toda la población. De lo contrario, debe aplicarse un sistema impositivo para implementar las mejores prácticas de gestión forestal.

Es importante tener precaución al interpretar estos resultados, ya que este estudio tiene limitaciones. Se utilizó un "cheap talk" y recordatorios antes de cada decisión para reducir el sesgo hipotético; sin embargo, esto no garantiza su ausencia. Se requiere más investigación para investigar factores adicionales que influyen en la toma de decisiones. Por ejemplo, incorporar incentivos monetarios reales podría proporcionar una reflexión más precisa de los comportamientos de pago. Además, los estudios longitudinales podrían evaluar cómo evolucionan las preferencias y los comportamientos. Examinar normas y morales sociales más diversas entre los grupos sería útil para entender las variaciones en la WTP entre diferentes poblaciones con ambos mecanismos de pago.

7. Agradecimiento

Agradecemos al proyecto SALAM MED (Enfoques sostenibles para la gestión de la tierra y el agua en zonas áridas mediterráneas) su apoyo financiero.

8. Referencias

- Akcura, E. (2015). Mandatory versus voluntary payment for green electricity. *Ecological Economics*, 116, 84-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.02.027>
- Anaya-Romero, M., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, B., & Marañón, T. (2016). Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain. *Ecosystem Services*, 20, 82-90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.002>
- Ben-Akiva, M., McFadden, D., Abe, M., Böckenholt, U., Bolduc, D., Gopinath, D., ... & Steinberg, D. (1997). Modeling methods for discrete choice analysis. *Marketing Letters*, 8, 273-286. <https://doi.org/10.1023/A:1007956429024>
- Bergstrom, J. C., Dillman, B. L., & Stoll, J. R. (1985). Public environmental amenity benefits of private land: the case of prime agricultural land. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 17(1), 139-149. <https://doi.org/10.1017/S0081305200017155>
- Carson, R.T., T. Groves and M. Machina (1999), 'Incentive and Informational Properties of Preferences Questions', Plenary Address, European Association of Environmental and Resource Economists, Oslo, Norway. <https://doi.org/10.1007/s10640-007-9124-5>
- Carson, R.T., W.M. Hanemann, R.J. Kopp, J.A. Krosnick, R.C. Mitchell, S. Presser, P.A. Ruud, and V.K. Smith (1997), 'Temporal Reliability of Estimates from Contingent Valuation', *Land Economics* 73, 151-161. <https://doi.org/10.2307/3147279>
- Cunha-e-Sa, M. A., Dietrich, T., Faria, A., Nunes, L. C., Ortigão, M., Rosa, R., & Vieira



da Silva, C. (2023). Crowdfunding vs. Taxes: Does the payment vehicle influence WTP for Ecosystem Services protection? *Nova SBE Working Paper Series*, (657). <https://dx.doi.org/10.2139/ssrn.4364971>

Czajkowski, M., Buszko-Briggs, M., & Hanley, N. (2009). Valuing changes in forest biodiversity. *Ecological Economics*, 68(12), 2910–2917. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.06.016>

Del Campo, A. D., González-Sanchis, M., Lidón, A., Ceacero, C. J., & García-Prats, A. (2018). Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. *Journal of Hydrology*, 565, 74–86. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.08.013>

DeLong, K. L., Syrengelas, K. G., Grebitus, C., & Nayga Jr, R. M. (2021). Visual versus text attribute representation in choice experiments. *Journal of Behavioral and Experimental Economics*, 94, 101729. <https://doi.org/10.1016/j.socec.2021.101729>

Dennis, E. J., Tonsor, G. T., & Lusk, J. L. (2021). Choosing quantities impacts individuals' choice, rationality, and willingness to pay estimates. *Agricultural Economics*, 52(6), 945–962. <https://doi.org/10.1111/agec.12678>

Gajendiran, K., Kandasamy, S., & Narayanan, M. (2024). Influences of wildfire on the forest ecosystem and climate change: A comprehensive study. *Environmental Research*, 240, 117537. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117537>

Glenk, K., Meyerhoff, J., Akaichi, F., & Martin-Ortega, J. (2019). Revisiting cost vector effects in discrete choice experiments. *Resource and Energy Economics*, 57, 135–155. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2019.05.001>

Guilfoos, T., Trandafir, S., Thomas, P., Uchida, E., & Vogler, E. (2023). Visual representations in a choice experiment: valuing preferences for a local dam. *Ecology & Society*, 28(1). <https://doi.org/10.5751/ES-13898-280145>

Hensher, D. A., & Greene, W. H. (2003). The mixed logit model: the state of practice. *Transportation*, 30, 133-176. <https://doi.org/10.1023/A:1022558715350>

Hensher, D. A., Rose, J. M., & Greene, W. H. (2015). *Applied Choice Analysis* (2nd ed.). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781316136232>

Holl, K. D., & Howarth, R. B. (2000). Paying for Restoration. *Restoration Ecology*, 8(3), 260–267. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2000.80037.x>

Kragt, M. E. (2013). Stated and inferred attribute attendance models: A comparison with environmental choice experiments. *Journal of Agricultural Economics*, 64(3), 719-736. <https://doi.org/10.1111/1477-9552.12032>

Kumar, R., Kumar, A., & Saikia, P. (2022). *Deforestation and Forests Degradation Impacts on the Environment*. Springer EBooks. https://doi.org/10.1007/978-3-030-95542-7_2

Lancaster, K. J. (1966). A new approach to consumer theory. *Journal of political economy*, 74(2), 132-157. <https://doi.org/10.1086/259131>

Louviere, J. J., Hensher, D. A., & Swait, J. D. (2000). *Stated choice methods: Analysis and applications*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753831.008>

Martín-López, B., Montes, C., & Benayas, J. (2007). The non-economic motives behind the willingness to pay for biodiversity conservation. *Biological*



- conservation*, 139(1-2), 67-82. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.005>
- McFadden, D. (1974). The measurement of urban travel demand. *Journal of public economics*, 3(4), 303-328. [https://doi.org/10.1016/0047-2727\(74\)90003-6](https://doi.org/10.1016/0047-2727(74)90003-6)
- Meginnis, K., Burton, M., Chan, R., & Rigby, D. (2021). Strategic bias in discrete choice experiments. *Journal of Environmental Economics and Management*, 109, 102163. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2018.08.010>
- Morán-Ordóñez, A., Ramsauer, J., Coll, L., Brotons, L., & Ameztegui, A. (2021). Ecosystem services provision by Mediterranean forests will be compromised above 2°C warming. *Global Change Biology*, 27(18), 4210–4222. <https://doi.org/10.1111/gcb.15745>
- Nocentini, S., Travaglini, D., & Muys, B. (2022). Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps. *Current Forestry Reports*, 8(2), 229–256. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00167-w>
- Nunes, P. A., & Schokkaert, E. (2003). Identifying the warm glow effect in contingent valuation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 45(2), 231-245. [https://doi.org/10.1016/S0095-0696\(02\)00051-7](https://doi.org/10.1016/S0095-0696(02)00051-7)
- Otero, I., Marull, J., Tello, E., Diana, G. L., Pons, M., Coll, F., & Boada, M. (2015). Land abandonment, landscape, and biodiversity: Questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society*, 20(2), art7. <https://doi.org/10.5751/ES-07378-200207>
- Poe, G. L., Giraud, K. L., & Loomis, J. B. (2005). Computational methods for measuring the difference of empirical distributions. *American Journal of Agricultural Economics*, 87(2), 353-365. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8276.2005.00727.x>
- Poe, G. L., Severance-Lossin, E. K., & Welsh, M. P. (1994). Measuring the difference (X—Y) of simulated distributions: A convolutions approach. *American Journal of Agricultural Economics*, 76(4), 904-915. <https://doi.org/10.2307/1243750>
- Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65(4), 712–724. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033>
- Pagiola, S., Ramírez, E., Gobbi, J., De Haan, C., Ibrahim, M., Murgueitio, E., & Ruíz, J. P. (2007). Paying for the environmental services of silvopastoral practices in Nicaragua. *Ecological Economics*, 64(2), 374–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.04.014>
- Pagiola, S., Von Ritter, K., & Bishop, J. (2004). *Assessing the economic value of ecosystem conservation*. Washington, DC: World Bank book, Environment Department. <https://citeseerx.ist.psu.edu/document?repid=rep1&type=pdf&doi=1870346a89e7fc4b1bc89b8b4d132b55755fc2d5>
- Palombo, C., Chirici, G., Marchetti, M., & Tognetti, R. (n.d.). *Is land abandonment affecting forest dynamics at high elevation in Mediterranean mountains more than climate change?* <https://doi.org/10.1080/11263504.2013.772081>
- Pausas, J. G., & Fernández-Muñoz, S. (2012). Fire regime changes in the Western Mediterranean Basin: From fuel-limited to drought-driven fire regime. *Climatic Change*, 110(1–2), 215–226. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0060-6>
- Pérez Romero, J., González Sanchis, M., Del Campo García, A., Bart, R., Ortiz Miranda, D., Hurtado, C., Francés García, F., García-Prats, A., Escrig, A., Moce, P., Molina Herrera, A., Blanco Cano, L., 2022. Cuantificación y optimización de la



gestión forestal sostenible y multiobjetivo: LIFE RESILIENT FORESTS. En: Sociedad Española de Ciencias forestales (Ed.) 8 Congreso Forestal Español (CFE), Lleida 27Jun-1Jul, 2022. PDF 8CFE-950.pdf

Rey Benayas, J. M. (2005). Restoring Forests After Land Abandonment. In *Forest Restoration in Landscapes* (pp. 356–360). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/0-387-29112-1_51

Roesch-McNally, G. E., & Rabotyagov, S. S. (2016). Paying for Forest Ecosystem Services: Voluntary Versus Mandatory Payments. *Environmental Management*, 57(3), 585–600. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0641-7>

Schwörer, C., Morales-Molino, C., Gobet, E., Henne, P. D., Pasta, S., Pedrotta, T., ... & Tinner, W. (2024). Simulating past and future fire impacts on Mediterranean ecosystems. *Journal of Ecology*, 112(5), 954-970. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14293>

Starbuck, C. M., Berrens, R. P., & McKee, M. (2006). Simulating changes in forest recreation demand and associated economic impacts due to fire and fuels management activities. *Forest Policy and Economics*, 8(1), 52–66. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.05.004>

Stithou, M., & Scarpa, R. (2012). Collective versus voluntary payment in contingent valuation for the conservation of marine biodiversity: an exploratory study from Zakynthos, Greece. *Ocean & coastal management*, 56, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.10.005>

Suratman, M. N., Abd Latif, Z., De Oliveira, G., Brunzell, N., Shimabukuro, Y., & Dos Santos, C. A. C. (Eds.). (2020). *Forest Degradation Around the World*. BoD–Books on Demand. <http://doi.org/10.5772/intechopen.77433>

Svenningsen, L. S., & Jacobsen, J. B. (2018). Testing the effect of changes in elicitation format, payment vehicle and bid range on the hypothetical bias for moral goods. *Journal of choice modelling*, 29, 17-32. <https://doi.org/10.1016/j.jocm.2018.08.001>

Swait, J., Louviere, J. J., & Williams, M. (1994). A sequential approach to exploiting the combined strengths of SP and RP data: application to freight shipper choice. *Transportation*, 21, 135-152. <https://doi.org/10.1007/BF01098789>

Thurstone, L. 1927. A law of comparative judgement. *Psychological Review* 34 : 273–286. <https://doi.org/10.1037/h0070288>

Train, K. (2003). *Discrete choice methods with simulation*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511805271>

Valbuena-Carabaña, M., de Heredia, U.L., Fuentes-Utrilla, P., González-Doncel, I., Gil, L., 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162, 492-506. <https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2009.11.003>

Varela, E., Górriz-Mifsud, E., Ruiz-Mirazo, J., & López-i-Gelats, F. (2018). Payment for targeted grazing: integrating local shepherds into wildfire prevention. *Forests*, 9(8), 464. <https://doi.org/10.3390/f9080464>

Varela, E., Jacobsen, J. B., & Soliño, M. (2014). Understanding the heterogeneity of social preferences for fire prevention management. *Ecological Economics*, 106, 91–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.07.014>

Vaux, H. J. (1984). *Methods for assessing the impact of fire on forest recreation* (Vol.



79). US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. <https://doi.org/10.2737/psw-gtr-79>

Wiser, R. H. (2007). Using contingent valuation to explore willingness to pay for renewable energy: a comparison of collective and voluntary payment vehicles. *Ecological economics*, 62(3-4), 419-432.

Zhang, Y., Wang, H., & Duan, W. (2021). Household Willingness to Pay for Forest Ecological Restoration in Giant Panda Habitats: A Discrete Choice Experiment. *Forests*, 12(12), 1735. <https://doi.org/10.3390/f12121735>