



# Papeles de Energía

Nº9

Abril 2020

**Hacia una cartera europea de generación de electricidad neutra en emisiones: análisis de escenarios mediante MPT**

Paulino Martínez Fernández, Fernando de Llano Paz y Anxo Calvo Silvosa

**Determinants of travel mode choice in Europe: Results from a survey on routine mobility**

Alessandro Silvestri, Sébastien Foudi and Ibon Galarraga

**Efectos en el medio rural de la energía solar y bioenergética en los escenarios de descarbonización de España para 2050**

Dirk-Jan Van de Ven e Ignacio Cazcarro

# Papeles de Energía

## EDITOR

Pedro Linares

## CONSEJO EDITORIAL

Claudio Aranzadi, Pablo Arocena, Laura Díaz Anadón,  
Gonzalo Escribano, M.<sup>a</sup> Paz Espinosa, Natalia Fabra,  
Dolores Furió, Tomás Gómez San Román,  
Xavier Labandeira, Juan Luis López Cardenete,  
Mariano Marzo, Carlos Ocaña, Ignacio Pérez Arriaga,  
Desiderio Romero, Gonzalo Sáenz de Miera, Antonio Soria.

**Papeles de Energía** no se solidariza necesariamente con las opiniones, juicios y previsiones expresadas por los autores de los artículos incluidos en la publicación, ni avala los datos que estos, bajo su responsabilidad, aportan.

Edita: **Funcas**

Caballero de Gracia, 28. 28013 Madrid

Diseño y maquetación: **Funcas**

Impresión: **Cecabank**

ISSN: 2530-0148

ISSN: 2445-2726

Depósito Legal: M-7537-2016

© Funcas

Todos los derechos reservados. Queda prohibida la reproducción total o parcial de esta publicación, así como la edición de su contenido por medio de cualquier proceso reprográfico o fónico, electrónico o mecánico, especialmente imprenta, fotocopia, microfilm, *offset* o mimeógrafo, sin la previa autorización escrita del editor.

## PATRONATO

Isidro Fainé Casas (Presidente)

José María Méndez Álvarez-Cedrón (Vicepresidente)

Fernando Conlledo Lantero (Secretario)

Carlos Egea Krauel

Miguel Ángel Escotet Álvarez

Amado Franco Lahoz

Manuel Menéndez Menéndez

Pedro Antonio Merino García

Antonio Pulido Gutiérrez

Victorio Valle Sánchez

Gregorio Villalabeitia Galarraga



# Índice

- 3 Introduction: Selected papers from the XV Annual Conference of the Spanish Association for Energy Economics**
- 7 Introducción editorial: Artículos seleccionados del XV Congreso Anual de la Asociación Española para la Economía Energética**
- 13 Hacia una cartera europea de generación de electricidad neutra en emisiones: análisis de escenarios mediante MPT**  
Paulino Martínez Fernández, Fernando de Llano Paz y Anxo Calvo Silvosa
- 47 Determinants of travel mode choice in Europe: Results from a survey on routine mobility**  
Alessandro Silvestri, Sébastien Foudi and Ibon Galarraga
- 85 Efectos en el medio rural de la energía solar y bioenergética en los escenarios de descarbonización de España para 2050**  
Dirk-Jan Van de Ven e Ignacio Cazarro



# INTRODUCTION

## Selected papers from the XV Annual Conference of the Spanish Association for Energy Economics

One of the original goals of this journal is to make available to the energy sector, and to society in general, the advances that take place in the research of the major aspects of the energy transition. This is what we have been doing up to now, presenting in the different issues the contribution of world-renowned experts.

But I think that, as part of that goal, we should also disseminate the quality research that is being done in Spanish centers, often by junior researchers. To that end, *Papeles de Energía* has agreed with the Spanish Association for Energy Economics to award a prize to the three papers presented at their annual conference that best contribute to the dissemination of knowledge about the energy transition.

The Spanish Association for Energy Economics (AEEE), founded in 2004, is the Spanish affiliate of the International Association for Energy Economics. It is formed by professionals from academic, business and public administration institutions who think that economic science has much to say about the approach and solution of energy problems.

Its goal, to a large extent coincident with that of this journal, is to promote economic debates, help energy economics professional get together, and disseminate knowledge in this field. To achieve that, the AEEE carries out different activities: an annual academic conference, a map of researchers, a newsletter, as well as different workshops about topics relevant to the energy sector.

Selected papers from the XV Annual Conference of the Spanish Association for Energy Economics

The papers presented in this issue were selected at the XV Conference of the AEEE, which took place in Toledo in January 2020. We would like to thank the enthusiasm with which the AEEE approached this collaboration, as well as all the authors that presented their papers to the prize.

In the first paper, **Paulino Martínez, Fernando de Llano** and **Anxo Calvo**, from Universidad de La Coruña, show us how to incorporate modern portfolio theory, which was initially developed to select financial assets portfolios, to energy planning, so that not only the cost of the different options, but also their risks (measured as cost volatility) are taken into account in an efficient way.

The authors identify the efficient energy generation portfolios for Europe in 2030, 2040 and 2050, both in terms of cost and of risk, finding some interesting results. The first is that the progress towards a more decarbonized portfolio also brings about a reduction in costs, and in risk (a reduction that is larger when fossil fuels, with volatile prices, disappear from the portfolio). The European generation portfolio which minimizes risk reduces the contribution of coal and natural gas, and replaces them with wind and solar photovoltaics. Nuclear and hydro energy keep their shares along the horizon considered, something that is clearly at odds with the current perspective about these technologies. Nuclear and onshore wind are the two technologies with the largest contribution to this portfolio. Also, CCS has a role from 2030 on. When the goal is to minimize costs, the role of nuclear and onshore wind increases, whereas large hydro disappears.

It is also interesting to note that when decarbonization progresses, the diversification of the portfolio decreases, something that could intuitively be considered as non desirable... but which is not, to the extent that the diversification problem is transformed from one about technologies to one about sites, which are the ones that must be diversified geographically to minimize the risk of renewable energy production.

Although, as the authors point out, the analysis could be further sophisticated, I believe that their research shows well the convenience of using multiple criteria to face such a complex problem, and with so many uncertainties, as long-term energy planning.

One of the most important elements when designing decarbonization policies for transport is understanding how agents choose among the different available transport modes. **Alessandro Silvestri, Sébastien Foudi** and **Ibon Galarraga**, from BC3, look in their paper at the modal choices for regular trips in five European countries, and at the factors that influence them (including policy). They run a survey to households in Hungary, Italy, Norway, Poland and Spain, in which they ask about the typical trips for households and for the transport modes they use for them; about their preferences for the different attributes of these transport modes; and about their attitudes towards policies and related issues.

One of their most important conclusions is that heterogeneity plays a large role: the agents surveyed are very different in their preferences and demand for mobility, and this should be incorporated into public policies, so that they do not become ineffective and inefficient. Hence, the authors show us significant differences in the private use of vehicles depending on age, gender, studies, or the type of city in which they live. Some relationships are common among countries, whereas others vary significantly. For example, it is noticeable the large share of active transport in Spain compared to the rest to buy groceries, leisure, or to move with kids, something that might be explained based on the different urban configuration, or even on the school allocation procedures. It is also interesting to see how the income level (or the educational level, very related) determines the use of private vehicles to take kids to school, but not so much to go to work (although this effect is larger in lower-income countries).

Regarding the factors that determine modal choice, the most important are reliability, safety, and availability. The time of the trip is valued more than the cost. Environmental impacts, on the contrary, are considered to be less relevant. It is very interesting how these factors and modal choices are connected: the use of private vehicles is mostly associated to comfort and privacy, whereas public transport is associated with higher sensitivity to costs, and is generally perceived as less comfortable, less safe and less reliable. Toll-based policies are the less popular, whereas urban design or emission standards are the most valued.

Finally, **Dirk-Jan Van de Ven** and **Ignacio Cazcarro**, from BC3 and ARAID respectively, offer a highly relevant assessment of the impact that the renewable

energy deployment associated with decarbonization strategies for 2050 may have on land use, and of its consequences. As they point out, renewable energies, which present many advantages compared to fossil fuels, have a major drawback in their lower energy density, and indirectly, their larger land requirements. In a context of competition for the use of land (to produce food, or to sequester carbon emissions), it is very important to estimate the extent to which renewable energy deployment may affect these issues.

The authors have developed a module within the GCAM model, a well known integrated assessment model that links energy, land, socioeconomic and climate systems. Based on the efficiency in the use of land of solar and biomass energy, Van de Ven and Cazarro estimate, for each water basin in Spain, how the use of land for energy competes against other uses.

Their conclusion is that the growing use of solar and biomass energy in Spain could result in a significant pressure on the use of land in the future. Solar energy would use 0.9% of land under the different assumptions considered. Biomass could use between 3.3 and 3.7%, depending on the availability of water and fertilizers. In general, they also observe a general trend towards reforestation in Spain. The limitations to the use of water and fertilizers produce, in the case of biomass, a reduction in the amount of land used for this purpose, whereas, in the case of solar energy, they result in a change in the type of land used. These changes in the use of land would result in significant changes in carbon sequestration, land rents, and the use of water and fertilizers. Therefore, this issue should clearly be incorporated into the analyses and strategies for the decarbonization and energy transition of the Spanish economy.



# INTRODUCCIÓN EDITORIAL

## Artículos seleccionados del XV Congreso Anual de la Asociación Española para la Economía Energética

Uno de los objetivos originales de esta revista es poner a disposición del sector energético, y de la sociedad en general, los avances que se producen en la investigación de los principales aspectos de la transición energética. Así hemos venido haciendo hasta ahora, presentando en los distintos números la contribución de investigadores reconocidos a nivel internacional.

Pero, en nuestra opinión, también entra dentro de este objetivo el comunicar la investigación de calidad que se está realizando en centros de nuestro país, a menudo por investigadores más jóvenes. Para ello, *Papeles de Energía* ha acordado con la Asociación Española para la Economía Energética la convocatoria de un premio, asociado a su congreso anual, por el cual se identifican los tres trabajos presentados en dicho congreso que mejor contribuyen a difundir entre la sociedad temas de investigación de calidad en materia de transición energética.

La Asociación Española para la Economía Energética (AEEE), fundada en 2004, es la filial española de la Asociación Internacional de la Economía de la Energía (International Association for Energy Economics). Está constituida por un grupo de profesionales del mundo académico, empresarial y de la administración que piensan que la ciencia económica tiene bastante que decir en el enfoque y solución de los problemas energéticos.

Su objetivo, coincidente en gran medida con el de esta revista, es generar debates económicos, poner en común a profesionales de la economía de la energía,

y divulgar conocimientos en este campo. Y para ello se realizan diferentes actividades: un congreso académico anual, un mapa de investigadores, un boletín de revistas y de socios, así como jornadas técnicas sobre cuestiones de especial relevancia para el modelo energético.

Los trabajos presentados en este número fueron seleccionados en el XV Congreso de la AEEE, celebrado en enero de 2020 en Toledo. Desde *Papeles de Energía* nos gustaría agradecer a la AEEE su entusiasmo en esta colaboración, y a todos los autores que se presentaron a la convocatoria su interés por la misma.

En primer lugar, **Paulino Martínez, Fernando de Llano y Anxo Calvo**, de la Universidad de La Coruña, nos ilustran sobre cómo incorporar la teoría moderna de carteras, desarrollada inicialmente para la selección de carteras de activos financieros, a la planificación energética, de forma que se tenga en cuenta no solo el coste de las distintas opciones, sino también sus riesgos (medidos como la volatilidad de sus costes), de una forma eficiente.

Así, los autores determinan las carteras eficientes de tecnologías de generación para Europa en 2030, 2040 y 2050, tanto en términos de coste como de riesgo, encontrando algunos resultados de interés. El primero de ellos es que el progreso hacia una cartera de tecnologías energéticas más descarbonizada también lleva consigo una reducción de costes, y también de los riesgos (mayor cuando van desapareciendo los combustibles fósiles, con precios muy volátiles). La cartera de generación europea que minimiza riesgos va reduciendo la contribución del carbón y del gas natural, para ir dando paso a la eólica y la solar fotovoltaica. La energía nuclear y la hidráulica mantienen su cuota a lo largo del horizonte considerado, algo que evidentemente contrasta con las perspectivas para estas dos tecnologías. La nuclear y la eólica *onshore* dominan la composición de la cartera. También se observa cómo a partir de 2030 aparece la captura y secuestro de carbono. Cuando el objetivo es la minimización del coste aumenta más aún el papel de la nuclear y la eólica *onshore*, mientras que la gran hidráulica desaparecería.

Es interesante observar también que, a medida que avanza la descarbonización la diversificación de las carteras se va reduciendo, algo que podría intuitivamente considerarse indeseable... pero que no lo es, en tanto que el problema de diver-

sificación se transforma de uno en que interesa contar con distintas tecnologías, a otro en que lo relevante es diversificar emplazamientos para minimizar el riesgo de producción de las renovables.

Aunque, como indican los autores, el análisis podría sofisticarse más aún, creo que su trabajo demuestra bien la conveniencia de utilizar criterios múltiples para enfrentarnos a un problema tan complejo, y con tantas incertidumbres, como es la planificación energética a largo plazo.

Uno de los elementos más importantes a la hora de diseñar políticas para descarbonizar el transporte es entender cómo los agentes escogen entre los diferentes modos disponibles. **Alessandro Silvestri, Sébastien Foudi e Ibon Galarraga**, de BC3, analizan en su trabajo las decisiones acerca del modo de desplazamiento habitual en cinco países europeos, y los factores que influyen en ellas, incluidas las políticas. Para ello realizaron un cuestionario a familias en Hungría, Italia, Noruega, Polonia y España, en el que indagaron acerca de los desplazamientos más habituales de las familias y los modos de transporte utilizados para ello; acerca de sus posibles preferencias por distintos atributos de estos modos de transporte; y acerca de sus actitudes sobre distintas políticas y cuestiones relacionadas.

Una de sus conclusiones más importantes es la influencia de la heterogeneidad: los agentes son muy distintos en sus preferencias y demandas de movilidad, y eso debe incorporarse en las políticas públicas, que si no pueden resultar inefectivas e ineficientes. Así, los autores nos presentan diferencias significativas en el uso privado del vehículo en función de la edad, del género, del nivel educativo, o del tipo de ciudad. Algunas relaciones son comunes entre países, mientras que otras varían significativamente. Así, es notable el gran uso del transporte activo en España, en comparación con el resto de países, para hacer la compra, actividades de ocio, o desplazamientos con niños (algo que se podría explicar por la distinta configuración urbanística, o incluso por las políticas de asignación de centros educativos). También es interesante observar cómo el nivel de renta (o el nivel educativo, muy relacionado) determina el uso del vehículo privado para llevar a los niños, pero no tanto para ir a trabajar (aunque este último efecto sí se observa en los países de menor renta).

En cuanto a los factores que determinan la elección, los más importantes son la fiabilidad, la seguridad, y la disponibilidad. El tiempo de viaje se valora más que el coste. El impacto ambiental, en cambio, figura entre los menos importantes. Es muy interesante el análisis de la relación entre estos factores y la decisión sobre el modo de transporte: así, el uso del vehículo privado viene asociado fundamentalmente con el confort y la privacidad, mientras que el uso del transporte público se asocia con la sensibilidad a los costes, y en general es percibido como menos confortable, seguro y fiable. En cuanto a las políticas, las basadas en peajes son las menos populares, mientras que el diseño urbanístico o los estándares de emisión son las más valoradas.

Finalmente, **Dirk-Jan Van de Ven** e **Ignacio Cazcarro**, del BC3 y de ARAID, respectivamente, nos ofrecen una evaluación sumamente interesante del impacto que puede tener el despliegue renovable asociado a la estrategia de descarbonización para 2050 sobre el uso de la tierra, y las consecuencias del mismo. Y es que, como bien señalan los autores, las energías renovables, que presentan numerosas ventajas con respecto a las energías fósiles, tienen como principal inconveniente su menor densidad energética e, indirectamente, su mayor uso del terreno. En un contexto de creciente competencia por los usos de la tierra (para producción de alimentos, o para captura de emisiones de CO<sub>2</sub>), es importante evaluar en qué medida el despliegue renovable puede afectar a estos aspectos.

Para ello los autores han desarrollado un módulo dentro del modelo GCAM, un modelo de evaluación integrada bien conocido que permite vincular los sistemas de energía, tierra, socioeconómicos y climáticos. A partir de la eficiencia en el uso del suelo de la energía solar y la biomasa, Van de Ven y Cazcarro estiman, para cada cuenca hidrológica, cómo compite el uso de la tierra para energía con otros posibles usos.

Su conclusión es que el uso creciente de la energía solar y de la biomasa en España podrían ejercer una presión relevante en el uso de la tierra a futuro. Así, la energía solar ocuparía el 0,9% del territorio bajo los distintos supuestos considerados. Los cultivos energéticos podrían ocupar entre un 3,3 y un 3,7% del territorio, según la disponibilidad de agua de riego y fertilizantes. En general, observan también una tendencia de reforestación en España. Las limitaciones al uso de agua

y fertilizantes producen, en el caso de la biomasa, una reducción en la superficie dedicada a la misma, mientras que en el caso de la energía solar, suponen un cambio en el tipo de tierras que se utilizan para ella. Estos cambios en el uso de la tierra supondrán a su vez cambios significativos en el secuestro de carbono, las rentas de la tierra, y el uso de fertilizantes y agua. Por tanto, esta cuestión claramente debería ser incorporada a los análisis y estrategias para la transición energética y descarbonización de la economía española.



# Hacia una cartera europea de generación de electricidad neutra en emisiones: análisis de escenarios mediante MPT

*Paulino Martínez Fernández, Fernando de Llano Paz y Anxo Calvo Silvosa\**

## Resumen

La UE tiene entre sus objetivos el ofrecer a sus ciudadanos un acceso seguro y asequible a una energía sostenible. El trabajo propuesto estudia, desde la perspectiva de la teoría moderna de carteras (MPT), cuál debe ser el diseño de las carteras eficientes de las tecnologías de generación de electricidad para los horizontes 2030, 2040 y 2050 para la UE. Se han considerado, para ello, los escenarios de la Comisión Europea que contemplan una reducción de emisiones del 80% y del 100% para 2050. Los resultados confirman la reducción de la diversificación de la cartera con el abandono de las tecnologías emisoras, el relevante papel que ha de jugar la energía nuclear y la contribución de la energía eólica *onshore* y solar fotovoltaica del sur de la UE como referentes renovables en la cartera eficiente. Asimismo, se confirma la reducción de coste y riesgo de la cartera a medida que se aproxima al horizonte 2050.

Palabras clave: Planificación energética, escenarios, Teoría moderna de carteras, eficiencia.

## 1. INTRODUCCIÓN

Uno de los mayores retos a los que se enfrenta la Unión Europea (en adelante, UE) es la resolución de su problema de seguridad energética: generar energía de un modo seguro –a partir de un acceso continuado y fiable a unos recursos energéticos de calidad–, asumiendo un coste razonable –que no afecte negativamente a su competitividad económica–, y todo ello dentro de un contexto de respeto ambiental y social (salud pública, empleo, etcétera).

\* Facultad de Economía y Empresa. Universidade da Coruña (UDC).

La UE actualmente es el tercer emisor mundial de gases de efecto invernadero, consume en torno al 20% de energía que se produce en el mundo y su dependencia energética supera el 50%: según datos de Eurostat (2019) más del 45% del carbón, el 87% del petróleo y el 67% del gas natural que consume la UE es importado. Entre los proveedores destaca Rusia, país del que la UE importa cerca del 30% de cada uno de los combustibles fósiles que necesita.

Esta dependencia conduce a la fuga de rentas nacionales europeas hacia el exterior derivada de la importación de combustibles fósiles y la consiguiente pérdida de riqueza del territorio. De hecho cada año la factura energética importadora europea supera los 400.000 millones de euros ( $\pm 3\%$  PIB europeo y en torno a 1.000 millones de euros diarios).

Es en ese contexto en el que cobra sentido el papel desempeñado por las energías renovables en la planificación energética europea a lo largo de los últimos 30 años. El cambio tecnológico del sector energético europeo comenzó en la década de los noventa del siglo pasado. La introducción y desarrollo de las tecnologías renovables permitió reducir las emisiones de CO<sub>2</sub> cerca del 20% y la intensidad energética, definida como la relación entre el consumo de energía de un país y su PIB, en un 36% entre 1990 y 2016. En 2017 la participación renovable en la energía consumida fue del 17,5% (objetivo del 20% en 2020). Además, cerca del 30,7% de la electricidad bruta consumida procede de fuentes renovables en 2017 (Eurostat). Hay que señalar que la UE posee actualmente un 44% del parque global de renovables (excluida la hidráulica).

Los efectos positivos derivados de la presencia de energías renovables en la cartera son numerosos (Chuang y Ma, 2013; Fang, 2011; Johansson, 2013; Neuhoff, 2005; Panwar, Kaushik y Kothari, 2011). Así, estas tecnologías además de contribuir a la reducción de las emisiones totales de gases contaminantes y de efecto invernadero, ayudan a diversificar el tipo y el origen de los *inputs* necesarios para producir la energía. Con ello se reduce la dependencia exterior y se incrementa la seguridad de suministro. De esta forma se reduce la fuga de rentas y se liberan así fondos que pueden ser invertidos en el propio territorio: se crea riqueza, puestos de trabajo y se asienta población, además de permitir un acceso descentralizado a la electricidad.



La UE tiene entre sus objetivos el ofrecer a sus ciudadanos un acceso seguro y asequible a una energía sostenible (Comisión Europea, 2019a, 2019b). La propia Comisión Europea (2015) ha reafirmado la situación crítica en términos de seguridad energética, considerando la dependencia energética y el bajo nivel de infraestructuras de interconexión entre los Estados miembros. El horizonte 2050 que propone la UE para la generación de electricidad asume el 100% de presencia de tecnologías no emisoras, y por lo tanto la descarbonización de la cartera de generación (Comisión Europea, 2011).

El trabajo que se presenta trata de estudiar, desde la perspectiva de la teoría moderna de carteras (*Modern Portfolio Theory* o *MPT*), cuál debe ser el diseño de las carteras eficientes de las tecnologías de generación de electricidad para los horizontes 2030, 2040 y 2050 de la UE, considerando, además, los escenarios de prospectiva propuestos por la Agencia Internacional de la Energía (AIE, 2018) para dichos horizontes.

Para ello en el siguiente apartado se expone la metodología empleada a través de una breve revisión de la aplicación de teoría moderna de carteras (*MPT*, por sus siglas en inglés) al ámbito de la planificación energética, y del modelo de optimización cuadrático de carteras empleado, basado en el binomio riesgo-coste de las tecnologías. A continuación, en el apartado tercero, se define el proceso seguido para la obtención de los datos de coste y riesgo para los distintos horizontes y escenarios analizados. En el cuarto apartado se presentan los resultados obtenidos relativos a la composición de las carteras eficientes para los horizontes y escenarios propuestos, y en el último punto se proponen las conclusiones y las futuras líneas de investigación.

## 2. METODOLOGÍA

Usaremos para nuestro modelo la teoría moderna de carteras (*MPT*), inicialmente propuesta por Markowitz (1952) para la selección de carteras de activos financieros. Su aplicación a la generación de electricidad y al diseño de políticas energéticas (Arnesano, Carlucci y Laforgia, 2012; Awerbuch y Berger, 2003; DeLlano-Paz *et al.*, 2017) se basa en la caracterización de las tecnologías de gene-

ración a través de su coste y del riesgo del mismo, que en este trabajo se mide a través de la desviación típica de los cambios en las series de coste.

## 2.1. Revisión de la aplicación de la teoría de carteras a la planificación energética

La teoría moderna de carteras de Markowitz (1952), *MPT* en adelante, es considerada una de las aportaciones más importantes y más empleadas para la gestión de carteras y asignación de activos financieros (Delarue *et al.*, 2011).

La *MPT* pretende solucionar problemas de inversión en activos financieros. El inversor, según sus necesidades y disponibilidad económica, se marca el objetivo de componer una cartera a su medida, a través de la inclusión de una serie de activos seleccionados de entre el total disponible.

La definición de los activos parte del análisis del comportamiento pasado de cada activo en el mercado y de las estimaciones del comportamiento futuro. Se parte así de los datos de rendimiento o coste de los activos a lo largo de los períodos analizados. Su media caracterizará al activo en cuanto al rendimiento esperado si este se incluye en la cartera. A su vez, el rendimiento esperado de la cartera vendrá definido por la suma ponderada de la participación de cada activo por el coste o rendimiento esperado del mismo, tal como se expresa en la ecuación [1], en la que  $E(c_p)$  es el coste total esperado de la cartera de generación  $P$ ,  $x \in \mathbb{R}^n$  es el vector que contiene las participaciones de las  $n$  tecnologías consideradas y  $E(c) \in \mathbb{R}^n$  es el vector cuyos elementos son los costes de generación esperados (en unidades monetarias por MWh) de las tecnologías.

$$E(c_p) = x' E(c) \quad [1]$$

Los costes de generación de las tecnologías son calculados usualmente como costes normalizados o *levelized costs of energy (LCOE)*. La expresión del *LCOE* se presenta en la ecuación [2], en donde podemos ver las diferentes componentes del coste de la generación de electricidad: costes de capital,  $C_p$ , de operación y mantenimiento,  $OM_p$ , de combustible,  $F_p$ , de emisiones,  $E_p$ , y de desmantelamiento,  $D_p$ . Todos los costes están referidos a un momento determinado de la vida útil de

la planta de generación,  $t$ ; y son descontados al momento inicial a una tasa  $d$ . En el denominador figura también la cantidad  $G_t$  de energía generada en cada uno de los años.  $P$  es el *LCOE* propiamente dicho (AIE yAEN, 2015).

$$P = \frac{\sum_{t=0}^n (C_t + OM_t + F_t + E_t + D_t)(1+d)^{-t}}{\sum_{t=0}^n G_t(1+d)^{-t}} \quad [2]$$

Adicionalmente, el planteamiento *MPT* se caracteriza por la incertidumbre sobre el comportamiento futuro en el mercado de cada activo y por la correlación entre activos. La correlación entre cada par de activos considerados puede incrementar o disminuir el riesgo, en función de los distintos grados de correlación que existan entre los elementos. Ambos, la desviación típica de cada activo junto con la correlación entre cada par de activos, definen el riesgo de la cartera, que está ponderado por el peso de cada activo en la misma, como se puede observar en la ecuación [3]+, en la que  $E(\sigma_p)$  representa el riesgo esperado del coste de la cartera de generación  $P$  y  $S \in \mathbb{R}^{n \times n}$  es la matriz de varianzas-covarianzas (esperadas) de los costes de las tecnologías.

$$E(\sigma_p) = (x'Sx)^{\frac{1}{2}} \quad [3]$$

Este riesgo puede reducirse a través de una mayor diversificación de los activos que intervienen en la misma.

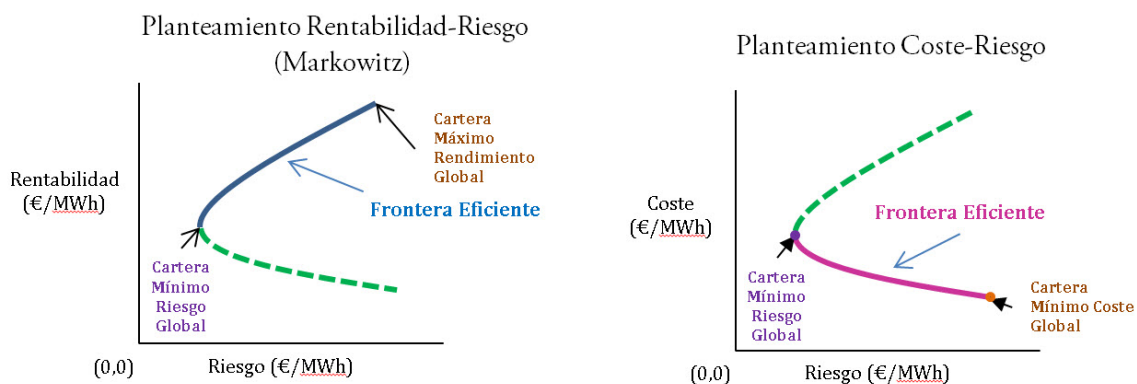
El planteamiento de optimización cuadrática con restricciones puede formularse desde dos perspectivas alternativas: bien a partir de un objetivo de maximización de la rentabilidad (o minimización del coste) de la cartera, sujeta a un nivel de riesgo dado, o bien a partir de un objetivo de minimización del riesgo de la cartera, sujeta a un nivel de rendimiento (o coste) establecido previamente.

Cada cartera solución del modelo puede ser representada en un eje de coordenadas rendimiento-riesgo (gráfico 1). De esta forma, el modelo dibuja una frontera de carteras solución. Sin embargo la denominada frontera eficiente está formada por aquellas carteras situadas en la parte superior de la frontera. Esta frontera está delimitada entre la cartera de mínimo riesgo y la de máximo rendimiento. Se

desecha, por tanto, la parte inferior de la frontera indicativa de valores no eficientes. Así, no es posible encontrar otra combinación con un riesgo menor a menos que se acepte un menor rendimiento o un mayor coste, ni es posible una cartera con un rendimiento mayor si no se asume a su vez un mayor riesgo. Es por ello que si una cartera está ubicada en la región que se encuentra por debajo de la curva de la frontera eficiente, se caracterizará por una combinación ineficiente rendimiento-riesgo.

Gráfico 1

### Fronteras eficientes en los planteamientos de la *MPT*: perspectiva coste-riesgo vs. rendimiento riesgo



Fuente: Elaboración propia.

El análisis de carteras parte del estudio individual de cada activo financiero y finaliza con la elección de aquella cartera que mejor se adapta al perfil del inversor, de entre el total de carteras propuestas por el modelo.

La aplicación de la teoría de carteras a la planificación energética ha tenido un amplio desarrollo a lo largo de los últimos años. El modelo de optimización cuadrática *MPT* toma así diversas formas según el tipo de función objetivo seleccionado y su correspondiente frontera eficiente, de los tipos de restricciones, y de las variables consideradas.

Se distinguen en la literatura dos tipos diferenciados de planteamientos, aquellos que definen el problema desde la perspectiva de variables económicas y aquellos que proponen emplear variables técnicas de producción de electricidad.

Entre las propuestas basadas en variables económicas se encuentran las que caracterizan las tecnologías de producción desde el binomio rendimiento-riesgo (Arnesano, Carlucci y Laforgia, 2012; Awerbuch y Berger, 2003; Pinheiro Neto *et al.*, 2017; Roques, Hiroux y Saguan, 2010; Shahriari y Blumsack, 2018; Yi, Zhang y Guo, 2018) o desde el de coste-riesgo (Vithayasrichareon y MacGill, 2012; White *et al.*, 2007). Para definir el rendimiento de las tecnologías los autores optan bien por el inverso del coste de producción definido a partir de los *Levelized Costs of Electricity (LCOE)* o por el cálculo del VAN o de la TIR para el cálculo de la ganancia. Para ello definen los flujos netos de caja a partir de los cobros por electricidad generada (incluyendo precio y cobro de mecanismos de apoyo a las tecnologías) y los pagos (costes).

La opción de emplear variables técnicas de producción (MWh) conduce a plantear el problema desde la óptica del binomio producción-riesgo de producción (Rombauts, Delarue y D'haeseleer, 2011; Roques, Hiroux y Saguan, 2010). En este caso el modelo se centra en optimizar la media de producción obtenida por distintas localizaciones (parques) o bien reducir el riesgo/variabilidad de la producción generada a través de la diversificación geográfica y localización de los activos. La cartera analizada incluye tecnologías de producción y los modelos incluyen restricciones relativas a la cantidad de producción generada y a la producción asimilable por el sistema. El riesgo es definido como la variabilidad de la producción entre horas (Rombauts, Delarue y D'haeseleer, 2011). Este autor además trata de medir explícitamente el efecto de las restricciones derivadas de las capacidades inter-estatales de transmisión (*CBTCC: Cross-border transmission-capacity constraints*) elemento clave para el modelo propuesto.

## 2.2. Definición del modelo propuesto

El modelo busca la minimización del riesgo de generación a través de la resolución de un problema de programación cuadrática como el que se presenta en la ecuación [4], donde  $x \in \mathbb{R}^n$  es el vector de incógnitas que contiene las participaciones de cada tecnología en la generación,  $S \in \mathbb{R}^{n \times n}$  es la matriz de varianzas-covarianzas y  $E(\sigma_p)$  es el riesgo esperado de la cartera de generación representada en el vector  $x$ .

$$\min E(\sigma_p) = (x'Sx)^{\frac{1}{2}} \quad [4]$$

La solución a este problema está restringida ya que es necesario que todos los elementos del vector  $x$  sean positivos y, además, que su suma sea uno, ya que se trata de la participación de cada tecnología en la cartera de generación.

Adicionalmente, y teniendo en cuenta la especificidad del problema, incluimos las restricciones tecnológicas que se presentan en el cuadro 1, reflejo en gran medida de las políticas energéticas pero también de la adecuada diversificación de fuentes de generación eléctrica y de los escenarios planteados por diversas instituciones, tanto públicas como privadas (Ciscar *et al.*, 2013; Edenhofer *et al.*, 2011; AIE, 2011, 2012, 2018; Russ *et al.*, 2009).

Cuadro 1

### Límites máximos de generación por tecnología y año

(Porcentaje)

Tecnología	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado y lignito supercrítico	23,76	15,84	7,92	0
CCGN	25,72	17,15	8,57	0
CCS	0	10,02	10,02	10,02
Nuclear	26	29,85	32,13	35,46
Eólica <i>offshore</i>	1,26	2,46	3,04	4,04
Eólica <i>onshore</i>	12,74	24,84	30,76	40,80
Solar fotovoltaica	3,79	8,20	9,70	13,14
Solar térmica	0,20	0,40	1	1,33
Geotermal	0,20	0,40	0,50	0,67
Hidráulica	10,08	10,81	11,24	11,87
Pequeña hidráulica	1,37	1,47	1,53	1,62

Fuente: Elaboración propia.

Así, el modelo completo quedaría tal y como se muestra en la ecuación [5], cuya solución nos proporciona la frontera eficiente, entendida como el conjunto de todas las carteras eficientes de generación. Desde el punto de vista de la *MPT*, una cartera de generación es eficiente cuando presenta el menor riesgo para un coste dado o, alternativamente, cuando presenta el menor coste para un riesgo

dado. En lo que sigue, denominaremos *GMV* (*Global Minimum Variance*) a la cartera eficiente que presente el menor riesgo en cada uno de los modelos y *GMC* (*Global Minimum Cost*) a aquella que presente el menor coste.

$$\begin{aligned} \min \sigma_p &= (x'Sx)^{\frac{1}{2}} \\ \text{sujeto a :} \\ \left\{ \begin{array}{l} |x| = 1 \\ x \geq 0 \\ c_p = x'c = k^* \end{array} \right. & \quad [5] \\ \text{Restricciones tecnológicas (mínimos y máximos)} \end{aligned}$$

En la ecuación [5], incluimos la restricción de coste, que debe ser tomada en cuenta para el cálculo de cualquier cartera eficiente distinta de la *GMV*, donde  $c_p$  es el coste de generación de la cartera solución (ya que se trata de una restricción de igualdad), calculado como el producto de cada participación por el coste de cada tecnología ( $x'c$ , donde  $c \in \mathbb{R}^n$  es el vector de costes de las tecnologías) y  $k^*$  es el coste objetivo.

### 3. PROCESO DE OBTENCIÓN DE DATOS DE COSTE Y RIESGO DE LAS TECNOLOGÍAS

Los datos de costes han sido obtenidos de (Comisión Europea, 2016). Esta fuente ofrece los costes de generación (*levelized cost of electricity* o *LCOE*), sin incluir el coste de emisión de  $\text{CO}_2$ , para los años 2020, 2030, 2040 y 2050, de seis tecnologías no renovables (carbón pulverizado, lignito supercrítico, ciclo combinado de gas natural, carbón pulverizado con captura y almacenamiento de carbono –*Carbon Capture and Storage* o *CCS*, en inglés–, ciclo combinado de gas natural con *CCS* y nuclear) y ocho renovables (eólica *onshore*, eólica *offshore*, solar fotovoltaica –diferenciando Europa central y norte de Europa del sur de Europa–, solar térmica, geotérmica, hidráulica y pequeña hidráulica). El cuadro 2 (Comisión Europea, 2016) presenta dichos costes de generación en €/MWh.

Como hemos dicho, el coste de emisión de carbono, en su caso, de las no renovables no ha sido incluido en el anterior conjunto de datos. Hemos comentado,

Cuadro 2

**Costes de generación por tecnología y año**

(€/MWh)

Tecnología	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado	62	69	75	80
Lignito supercrítico	56	55	54	54
Ciclo combinado de gas natural	84	91	95	97
Carbón pulverizado con CCS	98	106	109	114
Ciclo combinado de gas natural con CCS	107	109	112	113
Nuclear	92	86	82	82
Eólica <i>offshore</i>	123	105	95	90
Eólica <i>onshore</i>	89	80	75	72
Solar fotovoltaica – sur de Europa	77	65	59	55
Solar fotovoltaica – norte de Europa y Europa Central	108	95	89	84
Solar térmica	255	192	165	157
Geotermal	99	92	86	81
Hidráulica	135	135	135	135
Pequeña hidráulica	108	106	104	101

Fuente: Elaboración propia.

y veremos a continuación con mayor detalle, que nuestro modelo es un modelo de riesgo-coste para el que consideramos que dicha omisión debe ser solventada. Para ello, obtenemos los datos históricos de coste del CO<sub>2</sub> que se presentan en el cuadro 3, de la página web del Sistema Europeo de Negociación del CO<sub>2</sub> o SENDECO<sub>2</sub> (2019).

Cuadro 3

**Coste de emisión de CO<sub>2</sub> a diciembre de cada año**

(€/t)

2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019*
14,90	13,32	14,15	7,34	6,61	4,78	6,97	8,29	5,20	7,54	22,57	24,76

Nota: (\*) El dato de 2019 corresponde al mes de noviembre.

Fuente: Elaboración propia.



A la hora de establecer los precios de emisión (cuadro 4) se han considerado los datos de los siguientes tres escenarios: el escenario de políticas actuales para la UE propuesto por el *World Energy Outlook (WEO)* (AIE, 2018), que nos ofrece los precios previstos de emisión de CO<sub>2</sub> para 2025 y 2040; y dos escenarios definidos a partir de las proyecciones elaboradas por la Comisión Europea para 2050 (Comisión Europea, 2018) que nos ofrece los precios previstos de emisión de CO<sub>2</sub> para 2030 y 2050.

Cuadro 4

**Precios previstos de emisión de CO<sub>2</sub>**

(\$/t; €/t)

Escenario UE	2025	2030	2040	2050
Políticas actuales AIE	22 (\$/t)	n.d.	38 (\$/t)	n.d.
Reducción 80% CE		28 (€/t)		250 (€/t)
Reducción 100% CE		28 (€/t)		350 (€/t)

Fuente: Elaboración propia.

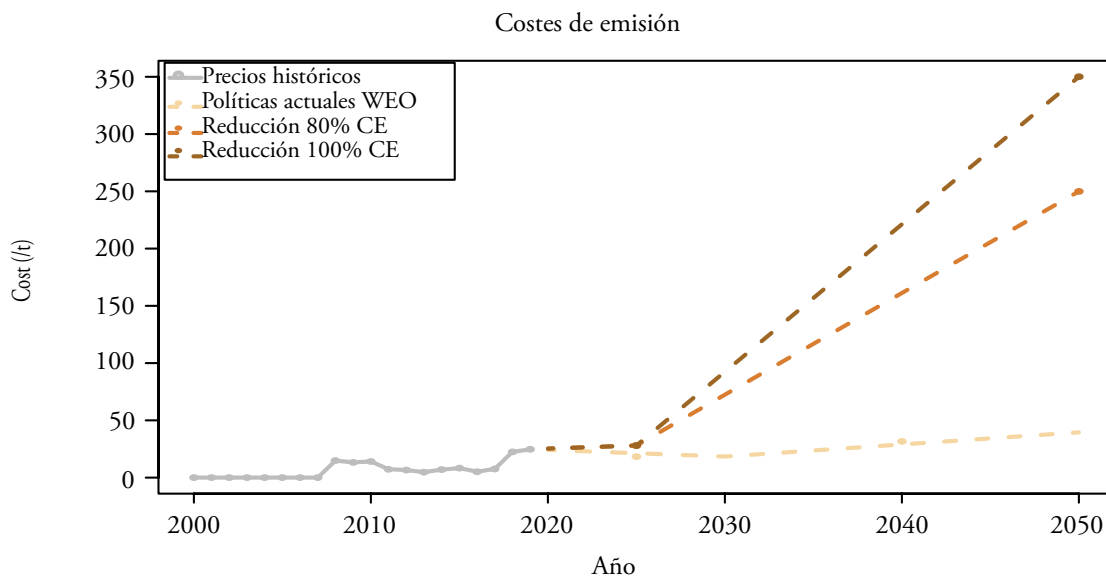
De esta forma, las proyecciones de la Comisión Europea (CE) para 2050 se han clasificado en dos grandes grupos, con los que definir los dos escenarios CE propuestos en el trabajo: por una parte aquellas proyecciones que pretenden para 2050 una reducción del 80% de las emisiones con respecto a 1990 (EE, CIRC, ELEC, H2, P2X, COMBO) se han agrupado dando lugar al escenario “Reducción 80% CE”, y por otra, aquellas proyecciones que pretenden para el mismo horizonte 2050 una reducción del 100% de las emisiones con respecto a 1990 (1.5TECH, 1.5LIFE), se han agrupado dando lugar al escenario “Reducción 100% CE”. Los costes de emisión procedentes de esos escenarios son los que se presentan en la (Comisión Europea, 2018).

Lo primero que haremos será completar por interpolación lineal la serie de precios de emisión de CO<sub>2</sub> para cada uno de los tres escenarios considerados y para cada uno de los años entre 2020 y 2040 (escenario *WEO*) o 2050 (escenarios CE). Consideramos nulo el precio de emisión de CO<sub>2</sub> para los años 2000 a 2007. Para el escenario *WEO* “Políticas actuales” y para los años 2041 a 2050, usamos un modelo ARIMA(0, 1, 0) con coeficiente de deriva 0,793. Para los escenarios CE “Reducción 80%” y “Reducción 100%”, usamos también un modelo

ARIMA(0, 1, 0) con coeficientes de deriva 5 y 7, respectivamente. Estos cálculos se presentan en el gráfico 2. Para adicionarlos a los costes de generación de que disponemos, hemos tenido en cuenta los factores de emisión que se muestran en el cuadro 5 (AIE, 2010).

Gráfico 2

### Costes de emisión de CO<sub>2</sub>



Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 5

### Factores de emisión (kg CO<sub>2</sub>/MWh) de las tecnologías emisoras

(kg CO<sub>2</sub>/MWh)

Tecnología	Factor de emisión (kg/MWh)
Carbón pulverizado	790.000
Lignito supercrítico	790.000
Ciclo combinado de gas natural	370.000
Carbón pulverizado con CCS	118.500
Ciclo combinado de gas natural con CCS	79.125

Fuente: Elaboración propia.

Para la determinación del riesgo, hemos optado por calcular la matriz de varianzas-covarianzas muestrales de los datos de coste. En definitiva, trabajaremos con los costes totales (incluyendo los costes de emisión) por tecnología emisora, año y escenario. Estos se presentan por escenario:

- En el cuadro 6, los datos de coste para el escenario de políticas actuales.
- En el cuadro 7, los datos de coste para el escenario de Reducción 80% CE.
- En el cuadro 8, los datos de coste para el escenario de Reducción 100% CE.

#### Cuadro 6

### Costes totales de generación por tecnología emisora y año para el escenario de políticas actuales

(€/MWh)

Tecnología	2000	2010	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado	48,00	70,18	81,10	83,51	100,06	111,32
Lignito supercrítico	51,00	66,18	75,10	69,51	79,06	85,32
Ciclo combinado de gas natural	66,00	99,46	92,95	97,79	106,74	111,67
Carbón pulverizado con CCS	91,00	107,68	100,87	108,18	112,76	118,70
Ciclo combinado de gas natural con CCS	84,00	119,12	108,34	110,02	113,76	115,20

Fuente: Elaboración propia.

#### Cuadro 7

### Costes totales de generación por tecnología emisora y año para el escenario de Reducción 80% CE

(€/MWh)

Tecnología	2000	2010	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado	48,00	70,18	81,99	126,20	202,35	277,50
Lignito supercrítico	51,00	66,18	75,99	112,20	181,35	251,50
Ciclo combinado de gas natural	66,00	99,46	93,96	117,79	154,64	189,50
Carbón pulverizado con CCS	91,00	107,68	101,00	114,58	128,10	143,63
Ciclo combinado de gas natural con CCS	84,00	119,12	108,40	113,02	120,95	126,88

Fuente: Elaboración propia.

Los datos relativos a los riesgos considerados, constantes para todos los escenarios, se presentan en el cuadro 10. Estos riesgos corresponden a la matriz de varianzas-covarianzas de los datos de variación de los costes de generación de las tecnologías para los años 2010, 2020, 2030, 2040 y 2050 con respecto a la década anterior (Comisión Europea, 2016).

Cuadro 8

**Costes totales de generación por tecnología emisora y año para el escenario de Reducción 100% CE**

(€/MWh)

Tecnología	2000	2010	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado	48,00	70,18	81,99	142,00	249,75	356,50
Lignito supercrítico	51,00	66,18	75,99	128,00	228,75	330,50
Ciclo combinado de gas natural	66,00	99,46	93,36	125,19	176,84	226,50
Carbón pulverizado con CCS	91,00	107,68	101,00	116,95	135,21	155,48
Ciclo combinado de gas natural con CCS	84,00	119,12	108,40	114,13	124,28	132,43

Fuente: Elaboración propia.

Cuadro 9

**Riesgos del coste de generación**

(€/MWh)

CP	LS	CCGN	CP CCS	CCGN CCS	N	EOL OFFS	EOL	PV SE	PV	ST	GT	H	PH
0,50	0,22	1,27	0,55	1,33	0,56	0,01	0,39	-1,36	-1,35	0,07	0,19	0,00	0,07
0,22	0,16	0,54	0,17	0,62	0,33	-0,03	0,18	-0,97	-0,99	0,00	0,09	0,00	0,03
1,27	0,54	3,27	1,45	3,43	1,47	0,16	1,07	-3,18	-3,14	0,44	0,49	0,00	0,16
0,55	0,17	1,45	0,76	1,46	0,58	0,18	0,49	-0,85	-0,81	0,35	0,21	0,00	0,05
1,33	0,62	3,43	1,46	3,67	1,64	0,18	1,17	-3,60	-3,59	0,51	0,54	0,00	0,17
0,56	0,33	1,47	0,58	1,64	0,83	0,10	0,56	-1,82	-1,86	0,30	0,25	0,00	0,07
0,01	-0,03	0,16	0,18	0,18	0,10	0,27	0,19	0,58	0,59	0,50	0,05	0,00	-0,02
0,39	0,18	1,07	0,49	1,17	0,56	0,19	0,45	-0,84	-0,84	0,42	0,18	0,00	0,04
-1,36	-0,97	-3,18	-0,85	-3,60	-1,82	0,58	-0,84	6,56	6,67	0,77	-0,50	0,00	-0,24
-1,35	-0,99	-3,14	-0,81	-3,59	-1,86	0,59	-0,84	6,67	6,79	0,76	-0,50	0,00	-0,24
0,07	0,00	0,44	0,35	0,51	0,30	0,50	0,42	0,77	0,76	0,96	0,12	0,00	-0,03
0,19	0,09	0,49	0,21	0,54	0,25	0,05	0,18	-0,50	-0,50	0,12	0,08	0,00	0,02
0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
0,07	0,03	0,16	0,05	0,17	0,07	-0,02	0,04	-0,24	-0,24	-0,03	0,02	0,00	0,01

Fuente: Elaboración propia.

## 4. RESULTADOS

Organizaremos esta sección en cuatro partes. En la primera expondremos los resultados más generales a nivel de fronteras eficientes. En la segunda nos centraremos en analizar cuáles son las tecnologías de generación elegidas por el modelo para la *GMV* y la *GMC* en cada escenario y año. En la tercera, veremos cuál es la diversificación de cada cartera a través del índice de Herfindahl-Hirschman o índice HH (Awerbuch, Bazilian y Roques, 2008; Chuang y Ma, 2013; Gnansounou, 2008; Grubb, Butler y Twomey, 2006; Hickey, Lon Carlson y Loomis, 2010; Kruyt *et al.*, 2009). Por último, en la cuarta parte, analizaremos cuáles son las emisiones de CO<sub>2</sub> de cada cartera y cómo se comportan en cada uno de los escenarios y años considerados.

### 4.1. Análisis del comportamiento de las fronteras eficientes

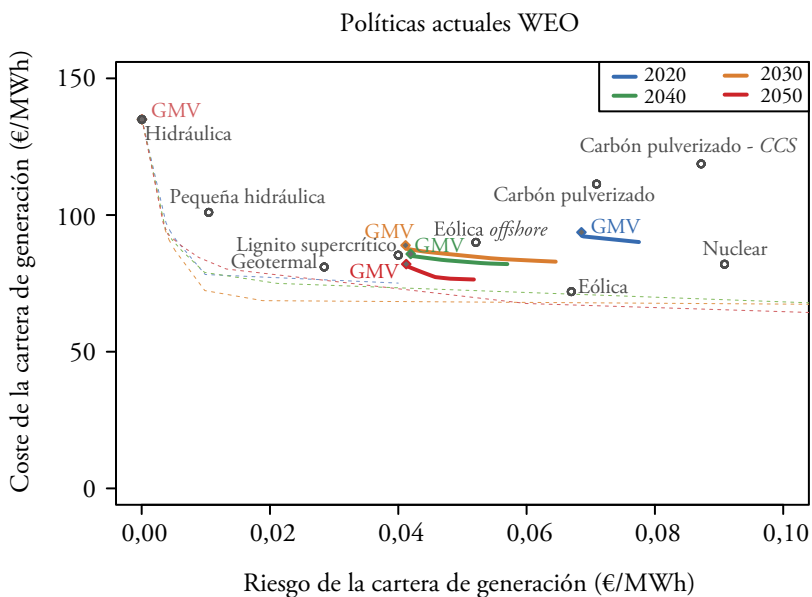
En el gráfico 3 representamos las fronteras eficientes obtenidas para cada año analizado en el escenario de “Políticas actuales”. Las líneas continuas son las fronteras eficientes obtenidas de la resolución del problema restringido atendiendo a la prospectiva tecnológica para los distintos horizontes. Alternativamente, las líneas discontinuas representan las fronteras eficientes de los modelos sin restricciones tecnológicas, y por lo tanto las que presentan soluciones no realistas desde el punto de vista de la planificación energética. Al no estar restringidos, estos modelos presentan un mayor número de soluciones factibles (combinaciones diferentes de tecnologías de generación) y, consecuentemente, unas fronteras eficientes más largas, que incluimos únicamente como referencia.

Vemos en el mencionado gráfico 3 cómo varía el escenario de “Políticas actuales” en los años considerados, reduciendo su coste (fronteras desplazándose hacia abajo desde 2030 hasta 2050) y su riesgo (con respecto a 2020), lo cual indica la adecuación, desde un punto de vista de riesgo-coste de generación, de la evolución de los costes de emisión y de los límites considerados.

Según lo comentado se puede concluir que la frontera para 2050 es aquella con mejores niveles de eficiencia. El coste se mueve en sus valores más reducidos,

Gráfico 3

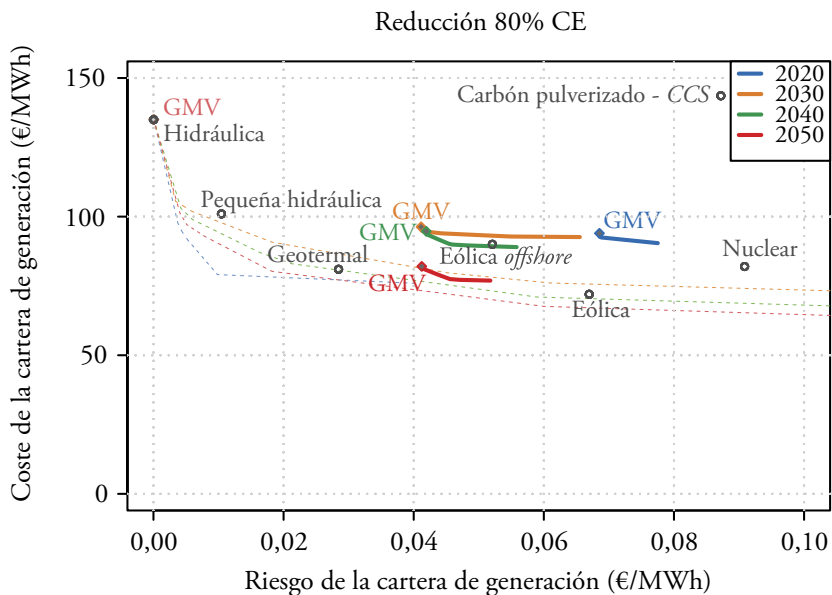
Escenario de “Políticas actuales”



Fuente: Elaboración propia.

Gráfico 4

Escenario de “Reducción 80% CE”



Fuente: Elaboración propia.

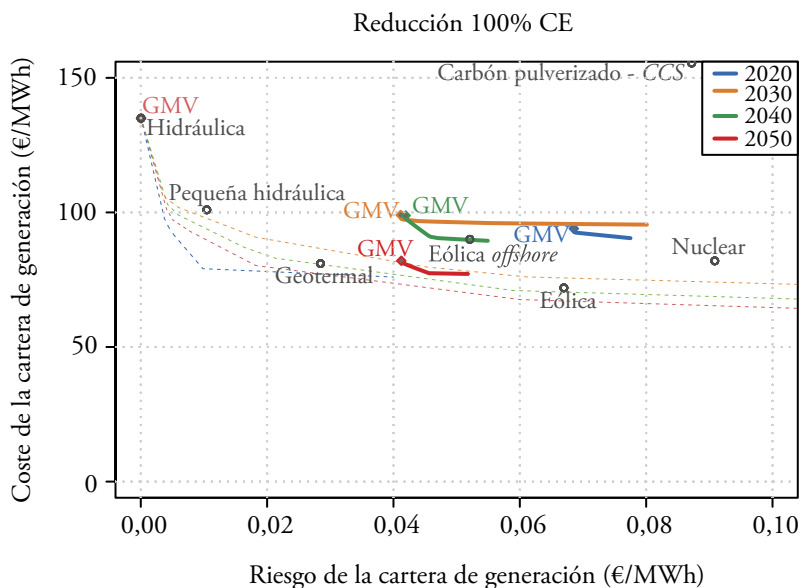
mientras que los riesgos son similares a partir de 2030 (si bien desde este año se nota una disminución del riesgo medio de las carteras eficientes de generación a medida que nos acercamos a 2050).

En el gráfico 4 representamos la evolución a lo largo de los años considerados de la frontera eficiente del modelo de “Reducción 80% CE”. En general, podemos extraer las mismas conclusiones que las apuntadas para el escenario de “Políticas actuales”: reducción del coste de generación con respecto a 2020, reducción del coste medio de generación a partir de 2030 y reducción del riesgo de dicho coste con respecto a 2020.

El gráfico 5 muestra las fronteras eficientes del escenario de “Reducción 100% CE”, que se comportan de manera similar a las de los otros dos escenarios: reducción más acusada del coste medio de generación a partir de 2030 y reducción del riesgo de generación con respecto a 2020. Podemos apuntar también que la reducción de la longitud de las fronteras eficientes de 2040 y 2050 con respecto a 2030 es indicativa de una minoración del riesgo medio de generación.

Gráfico 5

### Escenario de “Reducción 100% CE”



Fuente: Elaboración propia.

La reducción en términos porcentuales del riesgo promedio para la *GMV* en los distintos escenarios analizados sucede fundamentalmente en el período 2030 en comparación con el 2020 (cuadro 10). Así en el horizonte 2030 la reducción del riesgo por término medio alcanza el 40% comparando los datos con el año 2020. Por parte del coste, la reducción promedio se produce fundamentalmente en el período 2040-2050, con reducciones porcentuales promedio para cada período y escenario entre el 4% y el 17% (este último dato corresponde al del escenario «Reducción 100% CE» comparando el coste de 2050 con el de 2040).

Cuadro 10

### Evolución del riesgo promedio y coste promedio de la cartera *GMV* para los distintos escenarios y horizontes

(Porcentaje)

Escenario cartera <i>GMV</i>	Período	Riesgo promedio	Coste promedio	Período	Riesgo promedio	Coste promedio
Políticas actuales		-40	-5		-40	-5
Reducción 80% CE	2020-2030	-40	2	2020-2030	-40	2
Reducción 100% CE		-40	5		-40	5
Políticas actuales		-39	-8		2	-4
Reducción 80% CE	2020-2040	-39	1	2030-2040	2	-2
Reducción 100% CE		-39	5		2	0
Políticas actuales		-40	-12		-2	-4
Reducción 80% CE	2020-2050	-40	-13	2040-2050	-2	-13
Reducción 100% CE		-40	-13		-2	-17

Fuente: Elaboración propia.

La reducción en términos porcentuales del riesgo para la *GMC* en los distintos escenarios analizados sucede fundamentalmente en el período 2040 en comparación con el 2030 (cuadro 11). Así en el horizonte 2030 la reducción del riesgo de esta cartera alcanza el 19,33% por término medio, comparando los datos con el año 2030. Por parte del coste, en el primer tramo 2030-2020 se produce un incremento del mismo entre el 2% y el 6% para ambos escenarios de reducción de emisiones CE. Posteriormente en los dos tramos siguientes la reducción media se sitúa en torno al 4-14% para cada uno de esos escenarios. Es interesante destacar que la evolución de la cartera *GMC* presenta el mismo impacto para los tres escenarios comparando datos entre 2050 y 2020: la reducción del riesgo alcanza un 33%, y la del coste un 15%.



Cuadro 11

### Evolución del riesgo promedio y coste promedio de la cartera GMC para los distintos escenarios y horizontes

(Porcentaje)

Escenario cartera GMC	Período	Riesgo promedio	Coste promedio	Período	Riesgo promedio	Coste promedio
Políticas actuales		-17	-8		-17	-8
Reducción 80% CE	2020-2030	-15	2	2020-2030	-15	2
Reducción 100% CE		3	6		3	6
Políticas actuales		-26	-9		-12	-1
Reducción 80% CE	2020-2040	-28	-2	2030-2040	-15	-4
Reducción 100% CE		-29	-1		-31	-6
Políticas actuales		-33	-15		-9	-7
Reducción 80% CE	2020-2050	-33	-15	2040-2050	-7	-14
Reducción 100% CE		-33	-15		-6	-14

Fuente: Elaboración propia.

#### 4.2. Análisis de la composición de las carteras GMV y GMC

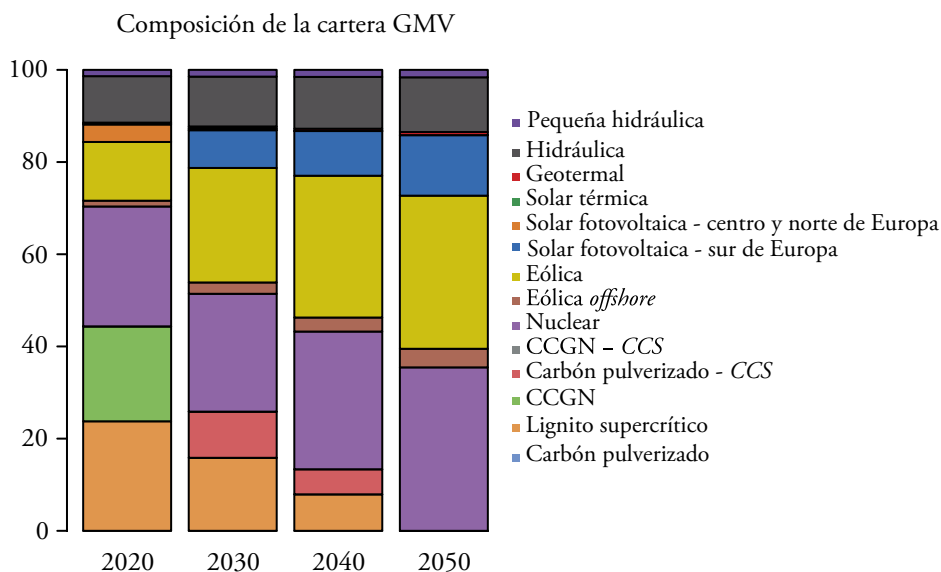
Para cada año considerado, la composición de las carteras GMV es la misma en todos los escenarios, lo cual era de esperar ya que estamos usando los mismos riesgos. Dicha composición se representa en el gráfico 6 y en el cuadro 12. Vemos como, a lo largo del período considerado, las tecnologías de generación emisoras, carbón y gas natural, van dejando paso a las tecnologías renovables, eólica y solar fotovoltaica principalmente. La energía nuclear y la hidráulica mantienen su papel de tecnologías de carga base en todos los años.

De esta forma, en caso de buscar el mínimo riesgo de inversión en tecnologías, la energía nuclear y la eólica *onshore* pasan a ser las principales energías de la cartera eficiente en 2050, con participaciones que superan cada una el 30%. Mientras que la energía nuclear ve incrementada su aportación del 26% al 35%, la eólica *onshore* ve casi triplicado su peso desde un 13% en 2020 a un 33% en 2050. La solar fotovoltaica-sur de Europa alcanzaría un importante 13%, mientras que la gran hidráulica completaría la cartera manteniendo un 12% de contribución (con una subida de apenas dos puntos porcentuales sobre la de 2020). Además, se puede establecer un perfil de comportamiento hasta 2030 y otro más allá de

Gráfico 6

### Composición de la cartera GMV

(Porcentaje)



Fuente: Elaboración propia.

este horizonte en relación con la presencia de tecnologías emisoras de CO<sub>2</sub>. Las tecnologías emisoras basadas en el lignito y en ciclo combinado se ven reducidas del 25% en 2020 a la mitad en 2030, al 8% en 2040, y desaparecen en los tres últimos escenarios de 2050. La tecnología de Carbón CCS es necesaria ya en 2030 como en 2040. La participación es del 10% y del 5% respectivamente.

Cuadro 12

### Composición de la cartera GMV

(Porcentaje)

Tecnología	2020	2030	2040	2050
Carbón pulverizado	0	0	0	0*
Lignito supercrítico	23,76*	15,84*	7,92*	0*
CCGN	20,60	0	0	0*
Carbón pulverizado – CCS	0,*	10,02*	5,44	0
CCGN – CCS	0*	0	0	0

Cuadro 12 (continuación)

**Composición de la cartera GMV**

(Porcentaje)

Tecnología	2020	2030	2040	2050
Nuclear	26*	25,56	29,87	35,46*
Eólica <i>offshore</i>	1,26*	2,46*	3,04*	4,04*
Eólica <i>onshore</i>	12,74*	24,84*	30,76*	33,21
Solar fotovoltaica - sur de Europa	0	8,20*	9,70*	13,14*
Solar fotovoltaica - centro y norte de Europa	3,79*	0	0	0
Solar térmica	0,20*	0,40*	0	0
Geotermal	0,20*	0,40*	0,50*	0,67*
Hidráulica	10,08*	10,81*	11,24*	11,87*
Pequeña hidráulica	1,37*	1,47*	1,53*	1,62*

Nota: Los valores con asterisco (\*) indican el alcance del límite máximo propuesto por tecnología en el modelo –cuadro 1.

Fuente: Elaboración propia.

El cuadro 13 representa la cartera de mínimo coste (*GMC*) para 2020 y para todos los escenarios. El gráfico 7 representa, por su parte, las carteras *GMC* de cada escenario para los años 2030, 2040 y 2050.

Cuadro 13

**Composición de la cartera GMC 2020**

(Porcentaje)

Tecnología	
Carbón pulverizado	0,00
Lignito supercrítico	23,76*
CCGN	25,72*
Carbón pulverizado – CCS	0,00*
CCGN – CCS	0,00*
Nuclear	26,00*
Eólica <i>offshore</i>	1,26*
Eólica <i>onshore</i>	12,74*

Cuadro 13 (continuación)

**Composición de la cartera GMC 2020**

(Porcentaje)

Tecnología	
Solar fotovoltaica - sur de Europa	3,79*
Solar fotovoltaica - centro y norte de Europa	0,00
Solar térmica	0,00
Geotermal	0,20*
Hidráulica	5,16
Pequeña hidráulica	1,37*

Los valores con asterisco (\*) indican el alcance del límite máximo propuesto por tecnología en el modelo –cuadro 1.

Fuente: Elaboración propia.

En caso de optar por una cartera de tecnologías con el mínimo coste (*GMC*) se repite prácticamente el mismo comportamiento que en la *GMV* en relación con la presencia de tecnologías emisoras. De nuevo, hasta 2030 las tecnologías emisoras basadas en el lignito y en ciclo combinado pasan del 24% en 2020 a en torno a la mitad en 2030. Aunque en 2040 –diez años antes que para la *GMV*– ya desaparecen ambas tecnologías de los escenarios de reducción de emisiones. A su vez las tecnologías de *CCS* para Ciclo Combinado son necesarias tanto en 2040 como en 2050, contribuyendo con participaciones en torno al 4-10%.

En esta cartera, la cartera *GMC*, la tecnología nuclear va incrementando su peso en la cartera a medida que se amplía el horizonte, pasando del 26% en 2020 al 35% en 2050.

En cuanto a renovables, la participación de la eólica *onshore* sigue el mismo comportamiento que para la cartera *GMV*, ampliando más si cabe su contribución en el horizonte 2050 hasta un relevante 41%. La tecnología renovable que se comporta de manera diferente en comparación con la composición de la cartera *GMV* es la gran hidráulica: su participación alcanza el 11% en los escenarios de reducción de emisiones de 2040, mientras que en el resto es menor, llegando incluso a desaparecer en los dos escenarios de reducción de emisiones (80% CE y

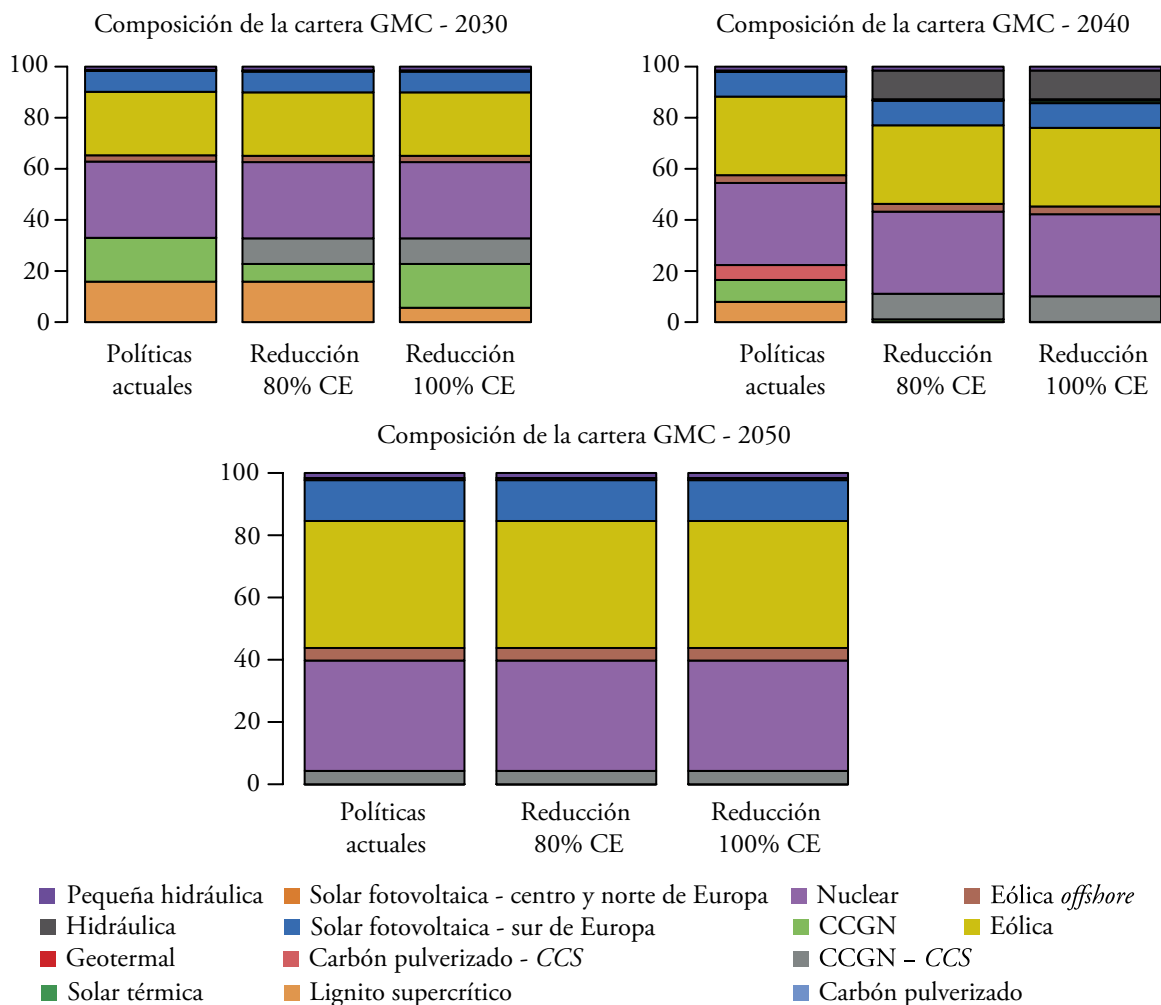
100% CE) de 2050. Por último la tecnología solar PV del sur de Europa sigue en términos generales el mismo comportamiento creciente con el avance del horizonte hasta situarse en el 13% de contribución a la cartera.

En caso de comparar ambas carteras, es posible interpretar qué tecnologías serían necesarias en caso de optar por ambos objetivos, y aquellas que serían necesas-

Gráfico 7

### Composición de las carteras de mínimo coste por escenario para los años 2030-2050

(Porcentaje)



Fuente: Elaboración propia.

rias en caso de optar por uno de los dos objetivos planteados: mínimo riesgo o mínimo coste de la cartera.

Así, las energías nuclear, eólica *onshore*, eólica *offshore*, solar PV del sur de Europa, geotermia y pequeña hidráulica serían necesarias tanto si se trata de minimizar el riesgo como de minimizar el coste. Estas tecnologías experimentan prácticamente el mismo comportamiento (de incremento) para los distintos escenarios y a medida que se amplía el horizonte temporal analizado. Destacan entre ellas la energía nuclear, con participaciones entre el 26% y el 35%, la eólica *onshore*, con participaciones entre el 13% y el 41%, y la solar PV del sur de Europa con una contribución entre el 4% y el 13%, dependiendo del escenario y horizonte.

En caso de optar por el mínimo riesgo sería necesaria la tecnología de carbón *CCS* y la gran hidráulica, además de las anteriormente señaladas. Alternativamente, para conseguir el mínimo coste se necesitaría disponer de la otra tecnología *CCS*, la de ciclo combinado, además del resto de tecnologías comunes comentadas.

### 4.3. Análisis de la diversificación de las carteras

En el gráfico 8 presentamos el valor medio para las carteras eficientes del índice Herfindahl-Hirschman (HH) por escenario y año. El índice HH, originalmente diseñado para medir la concentración de un mercado, nos proporciona una medida de la concentración de la cartera de generación. Su expresión se muestra en la ecuación [6]. Cuando aplicamos el índice HH a una cartera de generación, como quiera que desde un punto de vista de seguridad energética interesa que la concentración sea lo menor posible, tendremos que fijarnos en los valores más pequeños del mismo.

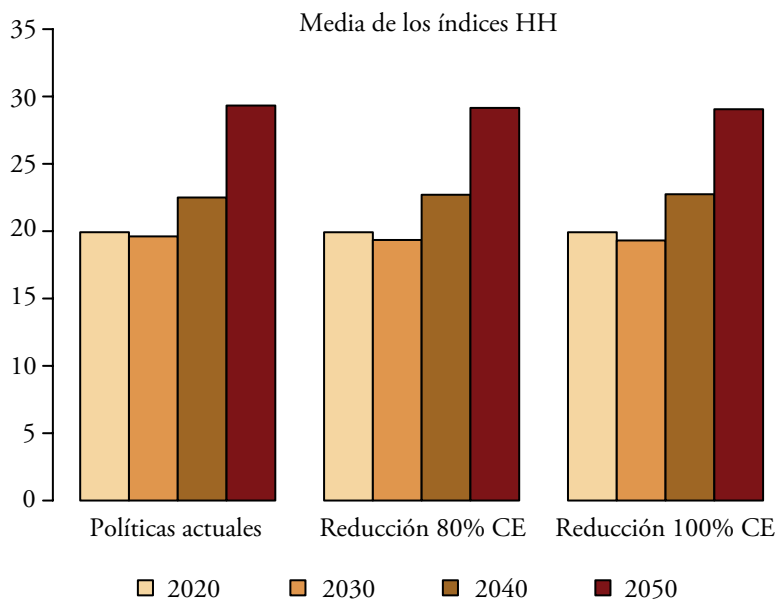
$$HH = \sum_{\forall i} x_i^2 \quad [6]$$

Como vemos en el gráfico 8, el patrón de evolución del índice HH es el mismo para todos los escenarios: una ligera mejora en 2030 y un empeoramiento de la diversificación en 2040 y, sobre todo, en 2050. Desde nuestro punto de vista, esto se debe a la desaparición de las tecnologías de generación contaminantes y

## Gráfico 8

**Valor medio del índice HH de las carteras eficientes para los escenarios y años considerados**

(Porcentaje)



Fuente: Elaboración propia.

su sustitución por tecnologías no emisoras ya presentes en la cartera en 2020 y 2030.

De esta forma el proceso de reducción de la diversificación con el avance de los horizontes es el esperado, ya que la reducción del número de tecnologías disponible se reduce. Sin embargo entendemos que en este nuevo paradigma de disposición únicamente de tecnologías renovables, la diversificación ha de pasar a caracterizarse por el estudio de la disponibilidad de las distintas localizaciones en la UE de las tecnologías renovables. Esto será motivo de estudio por los autores.

**4.4. Análisis de las emisiones**

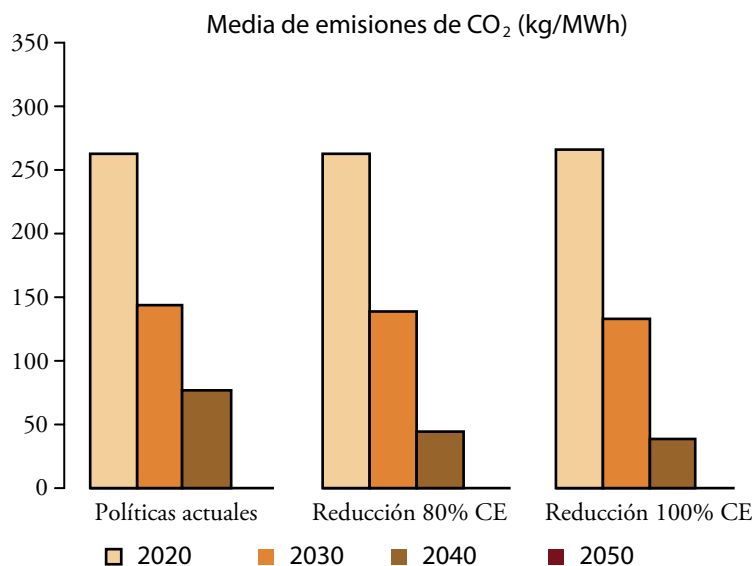
En el gráfico 9 mostramos el factor medio de emisión de CO<sub>2</sub> de las carteras eficientes. Para su elaboración, hemos usado los factores de emisión del cuadro 5. De nuevo, observamos un patrón común a todos los escenarios, que es la rápida

reducción de las emisiones de CO<sub>2</sub> hasta que, en 2050, podemos hablar de una generación totalmente limpia. Por supuesto, esto es una consecuencia directa de la restricción de tecnologías emisoras en ese año, pero todo (políticas públicas y privadas) parece indicar que ese es el camino a seguir. Además del efecto directo de la mencionada restricción, parece evidente que el incremento del coste de las tecnologías emisoras derivado del precio de emisión coadyuva a la obtención de una cartera libre de carbono.

Gráfico 9

### Factor medio de emisión de CO<sub>2</sub> de las carteras eficientes para los escenarios y años considerados

(Porcentaje)



Fuente: Elaboración propia.

## 5. CONCLUSIONES

Dividiremos las conclusiones de este estudio en dos grupos. El primero se refiere a los resultados obtenidos del análisis de las carteras de mínimo riesgo, mientras que el segundo se refiere a los resultados obtenidos al analizar las carteras de mínimo coste. Es tarea del regulador decidir hacia cuál de estos objetivos dirigirse. Si se analiza la composición de ambas carteras objetivo *GMV* y *GMC* hay



una serie de tecnologías que participan en ambas carteras y presentan el mismo comportamiento. Así, la generación nuclear destaca como tecnología de carga base no emisora, ampliando su participación desde el 26% actual al 35%. Este resultado, más allá del dato numérico, conduce a pensar en la necesidad de mantener la energía nuclear como tecnología de carga base: como alternativa a un posible desarrollo incompleto del *electricity storage* para 2050. La participación de esta tecnología en el futuro energético de la UE adopta, por tanto, un papel relevante. Esta conclusión podría ser puesta en cuestión por algunas decisiones tomadas en países referenciales de la Unión Europea. Simplemente, a modo de ejemplo, en la República Federal de Alemania se ha adoptado la decisión de abandonar la energía nuclear y cesar la actividad de sus centrales en la próxima década, que actualmente suponen en torno al 10% del total de la producción nuclear de la UE.

A la energía nuclear, le acompaña como tecnología de carga base la gran hidráulica, que continuaría participando en torno a un 12% en 2050 en caso de buscar el mínimo riesgo de la cartera. Es por ello, que se trata de una tecnología interesante bajo un criterio de reducción del riesgo asumido, y no de coste.

En cuanto a las tecnologías con intermitencia destacan la eólica *onshore*, que ve triplicada su participación hasta alcanzar máximos del 33%-41% del total en 2050, y la energía solar fotovoltaica del sur de la UE, que alcanza un relevante 13% tanto en caso de perseguir el mínimo coste como el mínimo riesgo de la cartera. En ambos casos se podría concluir que se debe favorecer la presencia de ambas tecnologías en la cartera, ya que su presencia contribuye indistintamente a cumplir tanto los objetivos de mínimo riesgo como de mínimo coste asumidos por producir electricidad.

Alternativamente, en caso de que la UE opte por asumir el menor coste posible por producir electricidad, el modelo presenta para los tres escenarios considerados un patrón de comportamiento similar: mantenimiento del coste de generación hasta 2030 y reducción del mismo en 2040 y 2050. Las tecnologías emisoras sin CCS (lignito supercrítico y gas natural) solo dejan de estar presentes en la cartera de generación al forzar vía restricciones del modelo su ausencia.

En 2050, la situación es semejante en los tres escenarios: la generación de electricidad se apoyaría además de las tecnologías comunes señaladas, aún más en la

generación eólica *onshore* (alcanzando el 41% del total de la cartera), en la eólica *offshore* y tecnología *CCS* para los ciclos combinados. La hidráulica tendría un papel prácticamente testimonial.

Si por el contrario, la UE apuesta por generar electricidad asumiendo el menor riesgo posible, además de la participación de las tecnologías comunes ya comentadas, la cartera se completaría con el mantenimiento de la participación actual hidráulica (12%), con eólica *offshore* y tecnología *CCS* para el carbón. La eólica *onshore* quedaría con una participación máxima en 2050 del 33%.

Además, hay que señalar que si la UE decide asumir el menor riesgo posible por producir electricidad, vemos que el modelo confirma en todos los escenarios considerados la reducción de dicho riesgo a medida que se aproxima el horizonte al año 2050, hasta un entorno de 4 céntimos de euro por MWh. La diversificación de la cartera de generación empeora en todos los escenarios y tanto en las carteras *GMV* como en las *GMC* como consecuencia de la desaparición en 2050 de las tecnologías emisoras sin *CCS*. Esto podría afectar seriamente a la seguridad energética al concentrar la generación en un número menor de tecnologías.

Las emisiones de CO<sub>2</sub>, por su parte, se ven reducidas al mínimo en 2050, año en el que las únicas tecnologías emisoras son las tecnologías con *CCS* y estas solo participan en las carteras *GMC* de dicho año.

Ya se han anticipado anteriormente algunas de las implicaciones políticas de los resultados obtenidos por los modelos. Si no hay avances relevantes en el ámbito de la eficiencia energética que condujesen a una reducción del consumo de electricidad, el avance apuntado de la energía nuclear y de la gran hidráulica precisaría la revisión de algunas decisiones ya tomadas en este momento o la compensación por parte de otros Estados en Europa de estas decisiones. En cualquier caso, no parece probable que en los próximos años las opiniones públicas en Europa cambien de tal manera que se llegue a favorecer el desarrollo de nueva capacidad nuclear o de gran hidráulica hasta alcanzar la participación obtenida en las participaciones obtenidas en los modelos expuestos. En consecuencia, si se asume que en los próximos años existirá una reducción de la potencia instalada en energía nuclear y el mantenimiento de la potencia en instalaciones de gran hidráulica, el

incremento de la participación de estas dos fuentes en el *mix* de generación necesaria para atender el consumo exige necesariamente la reducción de este a través del diseño e implantación de políticas eficaces de eficiencia energética.

## REFERENCIAS

AIE. (2010). *Energy Technology Systems Analysis Program (ETSAP)*.

—(Ed.). (2011). *World energy outlook 2011*. Paris: OECD.

— (Ed.). (2012). *World energy outlook 2012*. Paris: OECD.

— (Ed.). (2018). *World energy outlook 2018*. Paris: OECD.

AIE y NEA (Eds.). (2015). *Projected Costs of Generating Electricity*. 2015 edition. Paris: OECD.

ARNESANO, M., CARLUCCI, A. P. y LAFORGIA, D. (2012). Extension of portfolio theory application to energy planning problem – The Italian case. *Energy*, 39(1), pp. 112–124. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2011.06.053>

AWERBUCH, S., BAZILIAN, M. y ROQUES, F. A. (2008). *Analytical methods for energy diversity and security : portfolio optimization in the energy sector : a tribute to the work of Dr. Shimon Awerbuch*. Elsevier Science.

AWERBUCH, S. y BERGER, M. (2003). Applying Portfolio Theory to EU Electricity Planning and Policy Making. *IAEA/EET Working Paper*, 03, EET, 3(February), 69. Disponible en: <https://pdfs.semanticscholar.org/0ca8/8df704e4f08ebb458bcf8c4cc418f3eaa634.pdf>

CHUANG, M. C. y MA, H. W. (2013). Energy security and improvements in the function of diversity indices—Taiwan energy supply structure case study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 24, pp. 9–20. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.03.021>

CISCAR, J. C., SAVEYN, B., SORIA, A., SZABO, L., VAN REGEMORTER, D. y VAN IERLAND, T. (2013). A comparability analysis of global burden sharing GHG reduction scenarios. *Energy Policy*, 55, pp. 73–81. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.10.044>

COMISIÓN EUROPEA. (2011). A Roadmap for moving to a competitive low carbon economy in 2050. *COM(2011) 112 final*. (Vol. 34). Brussels, Belgium. Disponible en: <https://doi.org/10.1002/jsc.572>

— (2015). *A Framework Strategy for a Resilient Energy Union with a Forward-Looking Climate Change Policy*.

— (2016). *EU Reference Scenario 2016. Energy, Transport and GHG Emissions. Trends to 2050*.

— (2018). A Clean Planet for all: A European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy - In-depth analysis in support of the Commission Communication. *COM(2018) 773 final*. Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:-52018DC0773>

— (2019a). *Clean Energy For All Europeans*. Disponible en: [https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/com\\_860\\_final.pdf](https://ec.europa.eu/energy/sites/ener/files/documents/com_860_final.pdf)

— (2019b). *Fourth report on the State of the Energy Union*. Disponible en: [https://ec.europa.eu/commission/publications/4th-state-energy-union\\_en](https://ec.europa.eu/commission/publications/4th-state-energy-union_en)

DELARUE, E., DE JONGHE, C., BELMANS, R. y D'HAESELEER, W. (2011). Applying portfolio theory to the electricity sector: Energy versus power. *Energy Economics*, 33(1), pp. 12–23. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2010.05.003>

DELLANO-PAZ, F., CALVO-SILVOSA, A., ANTELO, S. I. y SOARES, I. (2017). Energy planning and modern portfolio theory: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 77, pp. 636–651. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.04.045>

EDENHOFER, O., MADRUGA, R. P., SOKONA, Y., SEYBOTH, K., MATSCHOSS, P., KADNER, S. y VON STECHOW, C. (2011). *Renewable energy sources and climate change mitigation: Special report of the intergovernmental panel on climate change. Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation: Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/CBO9781139151153>

FANG, Y. (2011). Economic welfare impacts from renewable energy consumption: The China experience. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. Elsevier Ltd. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.044>

GNANSOUNOU, E. (2008). Assessing the energy vulnerability: Case of industrialised countries. *Energy Policy*, 36(10), pp. 3734–3744. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.07.004>

GRUBB, M., BUTLER, L. y TWOMEY, P. (2006). Diversity and security in UK electricity generation: The influence of low-carbon objectives. *Energy Policy*, 34(18), pp. 4050–4062. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2005.09.004>

HICKEY, E. A., LON CARLSON, J. y LOOMIS, D. (2010). Issues in the determination of the optimal portfolio of electricity supply options. *Energy Policy*, 38(5), pp. 2198–2207. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.12.006>

JOHANSSON, B. (2013). Security aspects of future renewable energy systems—A short overview. *Energy*, 61, pp. 598–605. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2013.09.023>

KRUYT, B., VAN VUUREN, D. P., DE VRIES, H. J. M. y GROENENBERG, H. (2009). Indicators for energy security. *Energy Policy*, 37(6), pp. 2166–2181. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.02.006>

MARKOWITZ, H. (1952). Portfolio Selection\*. *The Journal of Finance*, 7(1), pp. 77–91. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1540-6261.1952.tb01525.x>

NEUHOFF, K. (2005). Large-Scale Deployment of Renewables for Electricity Generation. *Oxford Review of Economic Policy*, 21(1), pp. 88–110. Disponible en: <https://doi.org/10.1093/oxrep/gri005>

PANWAR, N. L., KAUSHIK, S. C. y KOTHARI, S. (2011). Role of renewable energy sources in environmental protection: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(3), pp. 1513–1524. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.11.037>

PINHEIRO NETO, D., DOMINGUES, E. G., COIMBRA, A. P., DE ALMEIDA, A. T., ALVES, A. J. y CALIXTO, W. P. (2017). Portfolio optimization of renewable energy assets: Hydro, wind, and photovoltaic energy in the regulated market in Brazil. *Energy Economics*, 64, pp. 238–250. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2017.03.020>

ROMBAUTS, Y., DELARUE, E. y D'HAESELEER, W. (2011). Optimal portfolio-theory-based allocation of wind power: Taking into account cross-border transmission-capacity constraints. *Renewable Energy*, 36(9), pp. 2374–2387. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.02.010>

ROQUES, F., HIROUX, C. y SAGUAN, M. (2010). Optimal wind power deployment in Europe—A portfolio approach. *Energy Policy*, 38(7), pp. 3245–3256. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.07.048>

RUSS, P., CISCAR, J.-C., SAVEYN, B., SORIA, A., SZÁBÓ, L., VAN IERLAND, T., ... VIRDIS, R. (2009). Economic Assessment of Post-2012 Global Climate Policies. Analysis of Greenhouse Gas Emission Reduction Scenarios with the POLES and GEM-E3 models. <https://doi.org/10.2791/70332>

SENDECO2. (2019). Sendeco2. Consultado 14 de diciembre 2019, en: <https://www.sendeco2.com/es/>

SHAHRIARI, M. y BLUMSACK, S. (2018). The capacity value of optimal wind and solar portfolios. *Energy*, 148, pp. 992–1005. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.12.121>

VITHAYASRICHAREON, P. y MACGILL, I. F. (2012). Portfolio assessments for future generation investment in newly industrializing countries – A case study of Thailand. *Energy*, 44(1), pp. 1044–1058. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.042>

WHITE, B., LESSER, J., LOWENGRUB, P. y YANG, S. (2007). *A mean-variance portfolio optimisation of California's generation mix to 2020: Achieving California's 33 percent Renewable Portfolio Standard goal*. Disponible en: <https://www.energy.ca.gov/2007publications/CEC-300-2007-009/CEC-300-2007-009-D.PDF>

YI, T., ZHANG, Y. y GUO, Y. (2018). The calculation and optimization research of renewable energy investment efficiency under uncertain conditions. *Open Electrical and Electronic Engineering Journal*, 12(1), pp. 52–62. Disponible en: <https://doi.org/10.2174/1874129001812010052>





# Determinants of travel mode choice in Europe: Results from a survey on routine mobility

*Alessandro Silvestri\**, *Sébastien Foudi\** and *Ibon Galarraga\*\**

## Abstract

Understanding the differences in travel behaviour across different countries underlined by trip and individual characteristics are paramount to develop effective policies to nudge a shift towards sustainable mobility. In this study we present a descriptive analysis of the results of a mobility household survey, collecting information on citizen travel behaviour, travel mode choices and the factors influencing them. The study involves five European countries: Hungary, Italy, Norway, Poland and Spain. Results describe how travel mode choice fluctuates with users' heterogeneity and that different mobility transition policies receive different support from citizens. Instruments implying a direct financial cost are much less accepted than technology- and infrastructure-based policies. Support to policies such as road expansion is also observed. The transition in mobility should then have to deal with households' beliefs to make them revise their travel behaviours. But the mobility transition is also closely linked to the city development and the distribution of workplace and grocery shopping in the city.

Keywords: Mode choice, urban mobility, travel behaviour, attitudes, commute, survey.

## 1. INTRODUCTION

Mobility is an essential component of current society. It is highly connected to economic activity and, especially in developed countries, represents a necessity for citizens (Banister *et al.*, 2011). However, the current paradigm ruling mobility, based on conventionally fuelled private vehicle use, is causing several problems.

One of the most important problems is connected to the environment because transport is generating negative externalities significantly contributing to climate

---

\* Basque Centre for Climate Change (BC3).

\*\* Basque Centre for Climate Change (BC3) and Economic for Energy.

change and local air pollution. According to the European Environmental Agency, the transport sector accounts for a third of all energy consumption and more than 20% of total European Union (EU) greenhouse gases emissions (European Environment Agency, 2016). Moreover, it is the only sector that kept increasing its levels of emissions compared to the 1990 baseline, with an increase of more than 25% (European Environment Agency, 2016). Road transport is the main responsible of GHG emissions in the transport sector: its emissions account for about 70% of transport-related GHG emissions. This motivates the necessity to reduce emissions in this sector, which, based on the EU targets, is expected to cut 30% of its emissions by 2030 and 60% by 2050, compared to 1990 GHG emissions levels (European Commission, 2016).

To reach these targets the EU set key actions areas of “increasing the efficiency of the transport system”, “speeding up the deployment of low-emission alternative energy for transport” and “moving towards zero-emissions vehicles”. To allow this, a key role will be played by public administrations, responsible for implementing incentives for low-carbon mobility and encouraging public transport, active travel and bicycle and carsharing/carpooling schemes (European Commission, 2016). Moreover, road transport in cities is a cause of problems connected with quality of life such as congestion and noise. In this line, the high presence of private vehicles is also requiring a high share of urban space dedicated to cars, which could otherwise be used differently. The high presence of vehicles on the streets is also harmful to society by increasing the risk of accidents and causing health problems due to the already mentioned local air pollution. Besides, United Nations (UN) world urbanization prospects estimate that about 74% of European population currently live in urban areas and this percentage will rise to 82% by 2050 (United Nations, 2018). This implies these are going to be key areas where policies should ensure sustainable development of the transport sector. Urban areas are also the place where a higher number of mobility alternatives are available to citizens, hence where there are higher possibilities to shift away from private vehicle use. In these areas, high population concentration, shorter distances as well as congestions and lack of parking space might discourage the use of private vehicles in favour of metro, walking and cycling.

In this context, the aim of this paper is to understand citizen's mobility behaviour, choices and preferences, as well as to identify which are the key drivers and barriers to reducing the carbon intensity of mobility. The study aims at delivering a comparative analysis between 5 countries from both Eastern and Western Europe. The participating countries are Hungary, Italy, Norway, Poland and Spain. To do so we conducted a mobility household survey, which analyses citizen travel behaviour, travel mode choices and the factors influencing them.

With regard to travel behaviour, we want to understand what the routine weekly destinations are and how often are these reached. Moreover, we aim at understanding which travel modes are used in fulfilling weekly travel needs in both urban and rural areas. We do so collecting information on which modes are used and whether trips to different destinations are connected. Besides, we want to understand which are the main factors influencing the mode choice.

Section 2 will review the existing literature on the topic. More details on the methodology used to conduct the survey will be presented in section 3, while the description of the survey results will be presented in section 4. Section 5 will provide discussion of the results and concluding remarks.

## 2. LITERATURE REVIEW

The determinants of travel mode choices have been widely taken into account in previous research on mobility behaviour. For instance, several papers highlighted that *Land use and built environment* constitute a strong determinant of travel mode choice (Bhat, Sen, S. and Eluru, 2009; Ewing and Cervero, 2010; Limtanakool, Dijst, Schwanen, 2006). People living in urban or rural areas have clearly different needs and travel possibilities. Car use can be expected to be higher outside of cities, as found for example by Dargay and Vythoulkas (1999). In fact, higher population density is associated with higher availability of public transport (Limtanakool, Dijst and Schwanen, 2006). Moreover, it can make driving by car more complicated because of congestion and driving limitations. Nonetheless, in suburban and outer areas larger distances between locations affect active travel (Marquet and Miralles-Guasch, 2014). Aditjandra, Mulley and Nelson (2013) find diverse

travel behaviours between cities and suburban areas also in short length trips, which underlines choice differences that go beyond the infrastructural restrictions. From this, they argue that householders sort themselves in neighbourhoods according to their transport preferences. Hence, people living in a same place might have, to some extent, similar transport preferences and behaviours that can be tackled by specific policies or investments, *e.g.* in public transport infrastructure or car access and parking restrictions.

Another stream of factors which shape consumer mobility decisions are related to *trip characteristics*. The purpose of the trip is generally associated with different mode choices. The trip to work, for instance, is connected with a higher use of public transport given the frequency and regularity of the trip (Ortúzar and Willumsen, 2011). On the contrary, the possibility of storing products in the car can increase its use for grocery shopping while bringing children to school before going to work can be a reason to choose a car (Dieleman, Dijst, Burghouwt, 2002; Salonen *et al.*, 2014). Leisure activities could be done at times at which fewer alternatives are available, such as public transport in late hours (Ortúzar and Willumsen, 2011). Distance by itself influences mode choice: active travel for most people is an alternative only for short distances, while direct connections by public transport are often less available (Limtanakool, Dijst and Schwanen, 2006).

Another important group of factors are related to *individual characteristics*. These have been for a long time considered to be and used as the main discriminant in mode choice (Ortúzar and Willumsen, 2011; Van Acker *et al.*, 2007). However, in other studies their relative importance has been reconsidered and placed on the same level as the external aspects mentioned above (Dieleman, Dijst and Burghouwt, 2002). Individual features can be objective and subjective (Scheiner and Holz-Rau, 2007).

Starting with the objective factors, within the considered literature, four characteristics are found to be influential above others: age, education, gender and income (Lin, Allan and Cui, 2015; Santos *et al.*, 2013). People of different age have different needs and lifestyles which affect their choices and behaviours. Travel demand follows a pattern linked to age by what Dargay and Vythoukaskas (1999) describe as 'lifecycle effect': on average, car use increases with age until the age of 50, and then starts decreasing. Young people might not be able to afford a private vehicle, while after a certain age health condition might limit

the possibility of moving by active travel or the ability to drive a car (Santos *et al.*, 2013). Highly educated people tend to have busiest weekly schedules which requires minimising travel time, opting then for using private vehicles (Schwanen, Dijst and Dieleman, 2002). However, they are also found to have a higher propensity towards alternative fuelled vehicles and electric vehicles (Hackbarth and Madlener, 2013; Hidrue *et al.*, 2011) and to take transport problems of congestion, safety and environment, more seriously (Rienstra, Rietveld and Verhoef, 1999). Women are found to be more concerned about transport problems than men (Rienstra, Rietveld and Verhoef, 1999; Vance and Lovanna, 2007) and to have lower car use and ownership and higher bus fare expenditures in general (Nolan, 2003). Interestingly, Golob and Hensher (1998) find that women have a higher environmental commitment and use more public transport, but also find them to be more disposed to perceive cars as a social status symbol. Hence, they argue that women are more likely to choose solo-driving all else being equal. In addition, car use is generally found to be increasing with income (Santos *et al.*, 2013; (Schwanen, Dijst and Dieleman, 2002). This may depend on various factors; on the ability to afford a private vehicle, but also, as in the case of education, on the sensitivity to travel time. However, Lin, Allan and Cui, (2015) argues that higher income households can afford housing locations that reduce distances, hence mitigating these higher private vehicle needs. Also, Golob and Hensher (1998), in Australia, find households with higher income to be more environmentally concerned and Rienstra, Rietveld and Verhoef (1999), in the Netherlands, find them to support more transport restriction policies.

In the last two decades, studies have identified subjective factors. These are associated with individual preferences and attributes of different mobility options (Anable and Gatersleben, 2005). As mentioned before, sensitivity to travel time can increase the propensity to move by private vehicle, while price sensitivity is considered to reduce it (De Borger and Fosgerau, 2008). Moreover, concerns about environmental impacts are found to have a significant effect on the acceptability of car use reduction policies and propensity to actually reduce car use, mainly by influencing personal norms (Eriksson Garvill and Nordlund, 2006; Nordlund and Garvill, 2003). In this context, Schuitema Steg and Rothengatter (2010) argue that convincing people about positive outcomes on congestion and environment is important to increase the acceptability of car use

reduction policies. In addition, Krupnick, Harrington and Alberini (2001) also find that the support of pricing policies depends on political views and perceived effects of car pollution on health. Moreover, safety and security perceptions are found to influence the choice of active travel mode (Singleton and Wang, 2014; Willis, Manaugh and El-Geneidy, 2013), but also public transport for women and higher income groups (Kamargianni *et al.*, 2015).

Cross-country analysis reveal socio-cultural differences. Buehler (2011) finds differences in travel behaviour for active travel modes between Germany and the US, even when controlling for a wide set of land use and individual specific characteristics. Similarly, Schwanen (2002) finds considerable differences both in travel time and distances as well as modal split between European countries. This suggests that in cross-country analysis, other differences, such as cultural or idiosyncratic ones, may emerge to affect travel related choices. These can affect the perception of transport externalities or the propensity to accept certain policies (Cairns *et al.*, 2014; Fujii *et al.*, 2004). For instance, Kim *et al.* (2013) argue that different perception of environmental issues between US and UK students can influence the propensity to accept sustainable transport policies.

### 3. METHODOLOGY

Our analysis of travel behaviour relies on a mobility household survey conducted in the winter 2017-2018. The survey has been implemented in Hungary, Italy, Norway, and Poland with more than one thousand respondents per country, and 760 interviews in Spain. Interviews have been conducted face to face in all countries except from Norway, which implemented the survey online. In all countries, participants were selected in order to ensure national representativeness.

The survey consists of two sections: a mobility section, which includes questions related to routine travel behaviour and preferences, while the second asks a series of sociodemographic questions (see Appendix A). The whole mobility section can be characterised by three blocks of questions: (i) the description of the routine trips, (ii) preferences towards mode attributes and (iii) a series of attitudinal questions.

- *Routine trip description* is covered by 4 questions (M1-M4) that focus on 5 typical destinations: the workplace (or university for students), children's school, children's activities location, grocery shopping and recurrent leisure activities. Participants are asked not to consider a specific week but rather what they consider to be their most typical weekly mobility behaviour. First, they are asked the weekly *frequency* of travel to these destinations from 1 to 7 days. Second, households are asked to describe in detail for each destination which modes they used to take and for how long. And third, they are asked about the *distance* between the destinations. The way in which these questions are designed also allows describing connected trips, for instance if one uses to go to work directly after bringing children to the school.
  
- The second block of questions elicits *preferences and attitudes towards mobility alternatives*. Interviewees are asked about the importance of different factors when choosing the travel mode. Factors have been selected according to the literature review presented in the previous section and include cost, travel time, comfort, flexibility, safety, privacy, environmental impact in terms of both air quality and CO<sub>2</sub> emissions, reliability, availability of the mode, and reputation. For each of these, participants assess the importance based on a 5-level Likert scale ranging from 1 = *not at all important*, to 5 = *very important*. In this study, we then group answers to distinguish between *sensitive* (4, 5) and *insensitive* (1, 2, 3) to the attribute. The third block includes attitudinal questions on policies, transport externalities and infrastructure. In the first of these, participants are asked to evaluate the support for a series of policies towards a transition to a sustainable mobility. These include: (a) improving traffic flow; (b) discouraging automobile use; (c) developing walkers and cyclists' friendly neighbourhoods; (d) enforcing emissions standards; (e) giving public transport dedicated traffic lanes; (f) reducing fares, increasing frequency, and expanding route coverage of public transport; (g) promoting mixed commercial and high density development to reduce distances; and (h) encouraging working from home to reduce travel needs. Interviewees are also asked about their perception of transport externalities like (a) congestion, (b) traffic noise, (c) space occupation, (d) air quality impact, (e) accidents, (f) impact on global warming and (g) unsafe communities. Moreover, they are asked about their level of satisfaction with the



following transport facilities: parking space, public transport timetables and coverage, bike and pedestrian lanes, public shared bikes and cars.

- The survey also includes a series of questions on the household's *social and economic characteristics*. In this section, respondents are first asked about their age, level of education, gender and residence city size. Respondents are also asked about their vehicle holdings. Finally, income is assessed by asking for the ability of present income to cover current costs through a 4 level question from “living comfortably” to “finding it very difficult” on present income.

## 4. RESULTS

### 4.1. Trip frequency and mode choice

Exhibit 1 below shows the share of population performing the trip in each of the countries analysed and its frequency. Overall, patterns are quite similar across countries with the workplace trip being the most recurrent and the trip for groceries being the one performed by the highest share of population. Leisure activities show substantial differences across countries: in Norway and Spain this is performed by over 70% of the population, while in Hungary and Poland by, respectively, 34% and 25%. Trips related to children needs are performed only by households with minors. This explains the relatively lower shares of population performing the trip.

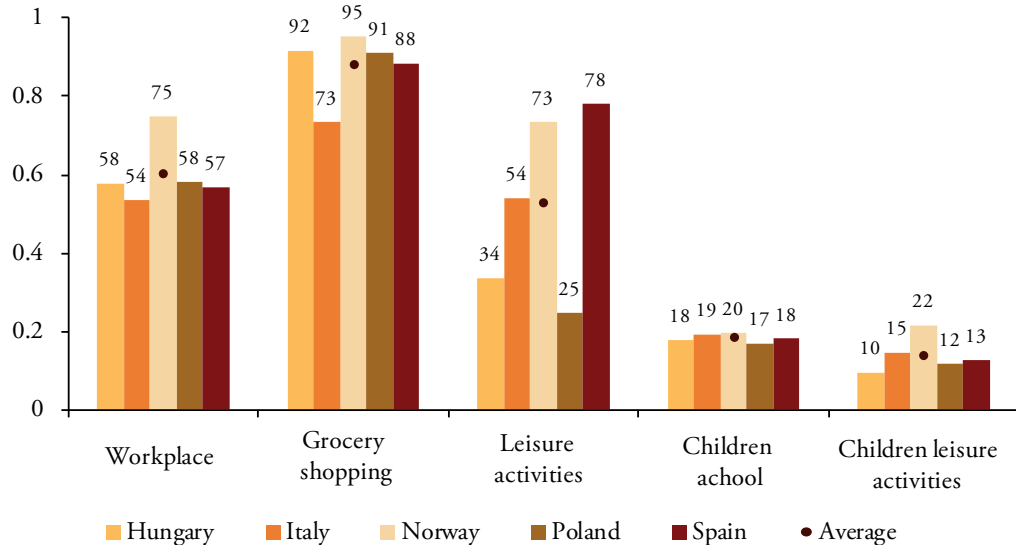
The workplace trip frequency is close to five days per week, suggesting most of the population tend to work full-time. Bringing children to school is the second most frequent trip in each country. Grocery shopping is done normally around 3 times per week, similar to leisure activities of both adults and children. In most cases, the trips are performed starting from home, although some differences can be found across countries (see Exhibit A1 in Appendix II). For instance, Hungary and Norway show a higher tendency to connect shopping and children's school trips compared to other countries, while Hungary, Italy and Spain have a higher tendency to connect trips related to Children's activities. Average distances and travel time for each trip (Table A1 in the Appendix II) are highest for the workplace trip in all countries. Spain, compared to the others, presents lower



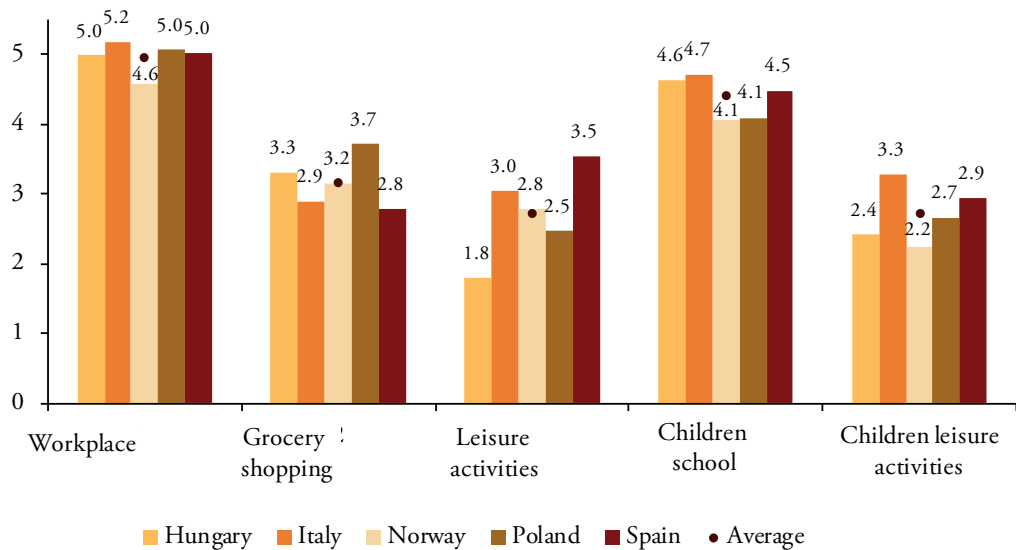
## Exhibit 1

## Trip frequency

1A. Share of population travelling to the selected destinations at least once in a week (percentage)



1B. Average number of days per week the destination is reached by households who perform the trip



Source: Own elaboration.

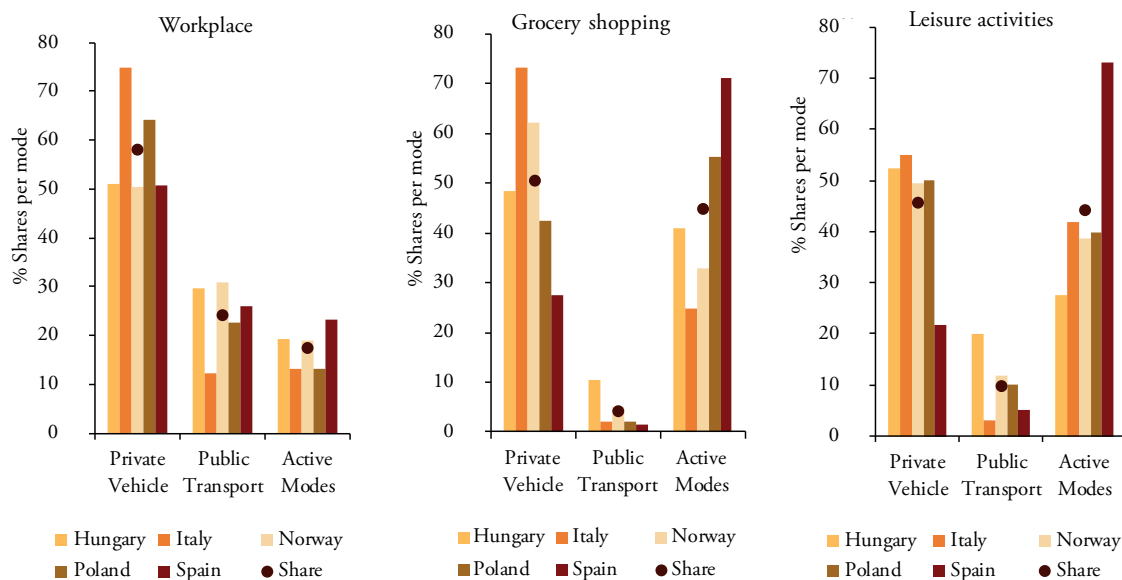
levels for each destination in both distance and travel time, while Hungary shows the highest values.

Exhibit 2 shows, for each destination, the shares of population performing the trip by private vehicle, public transport or active modes. Except for Spain where for many destinations active modes present the highest share (over 60%), in the other countries private vehicles seem to dominate in most of the recurrent trips.

Overall, the trip to the workplace shows the highest rate of time spent travelling by public transport, followed by leisure activities and children's school, while the lowest levels are shown for the grocery shopping and children's activities destinations. In this case, there seem to be more differences between trip destinations rather than between countries. In most of the cases active modes represent the second higher mode type after the private vehicle, with the exception of the trip to the workplace where these values are lower compared to public transport ones.

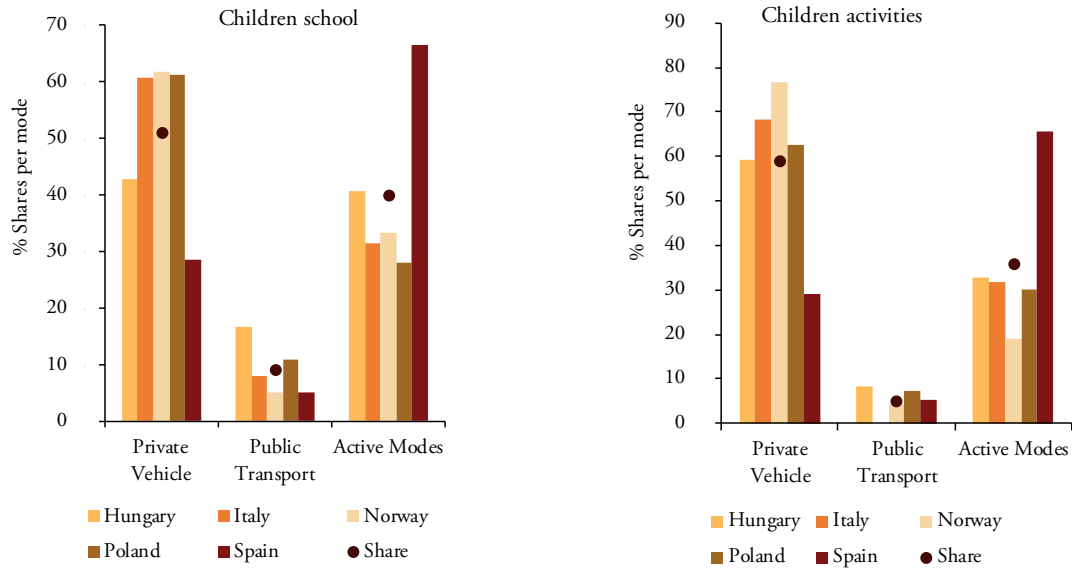
Exhibit 2

### Shares of mode use in each country by trip destination



## Exhibit 2 (continued)

## Shares of mode use in each country by trip destination



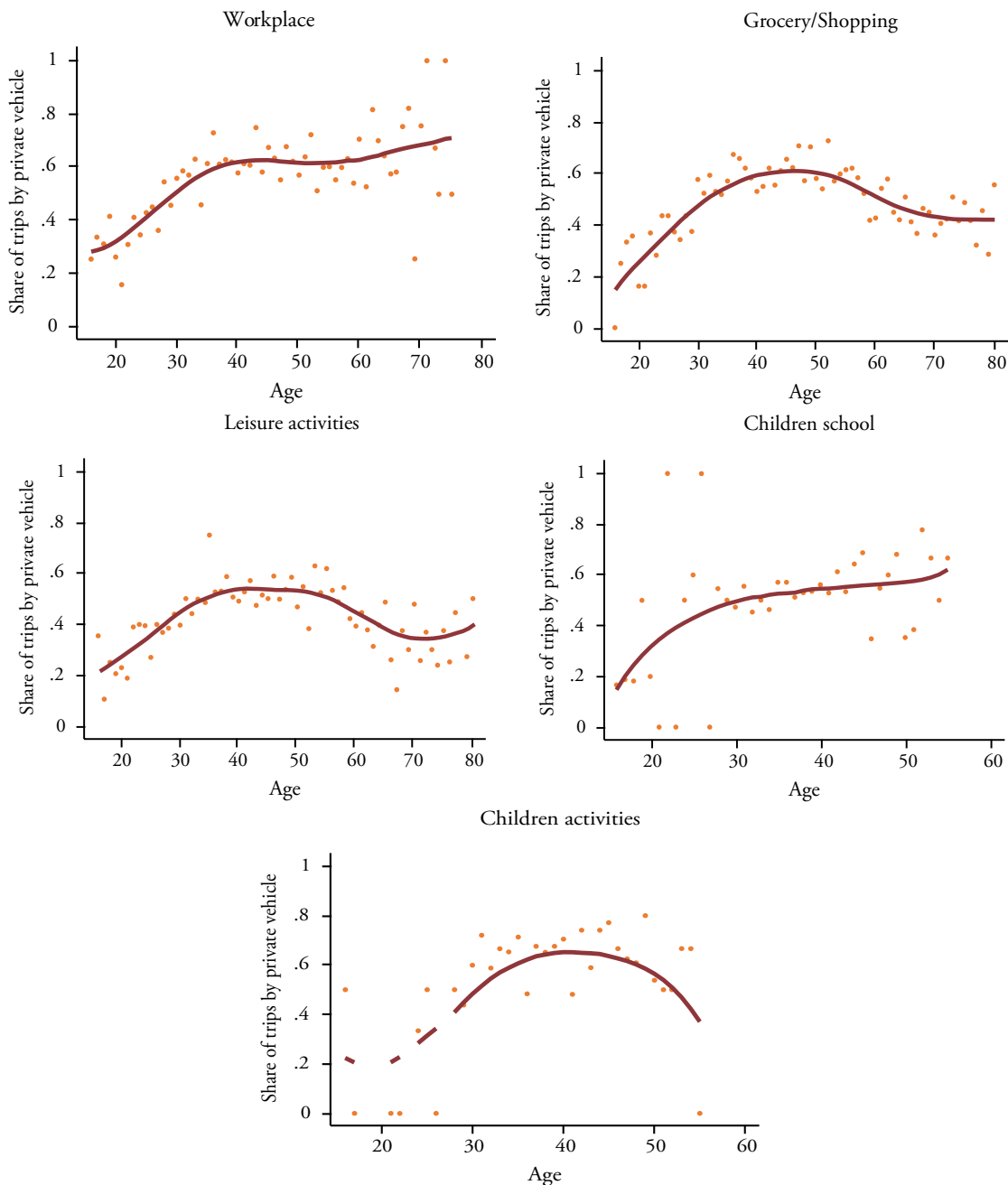
Source: Own elaboration.

## 4.2. Relationship of mode choice with socio-demographics

Changes in mode choice are then analysed in conjunction with several socio-economic characteristics. Exhibit 3 reports the share of trips with private vehicles by age. The red line represents a local-linear regression and shows the evolution of private vehicle use by age. In all trips, private vehicles' use increases with age up to around 40 years where it becomes steadier. Behaviour changes with older age by trip. In the case of workplace, private vehicle' use starts rising again after 60. In the grocery and leisure trips it lowers. Trips related to children needs have also different trends, where school trips keep increasing with age while activities trips decrease. It must be noted however that in these last two graphs the lower number of observations (respectively 905 and 704 out of the 5028 sample) might affect the estimation of mean values, especially for households with age below 30 and over 50. The same effect might affect the workplace trip after age 65 (the average age of retirement).

Exhibit 3

Average private vehicle use (%) by age



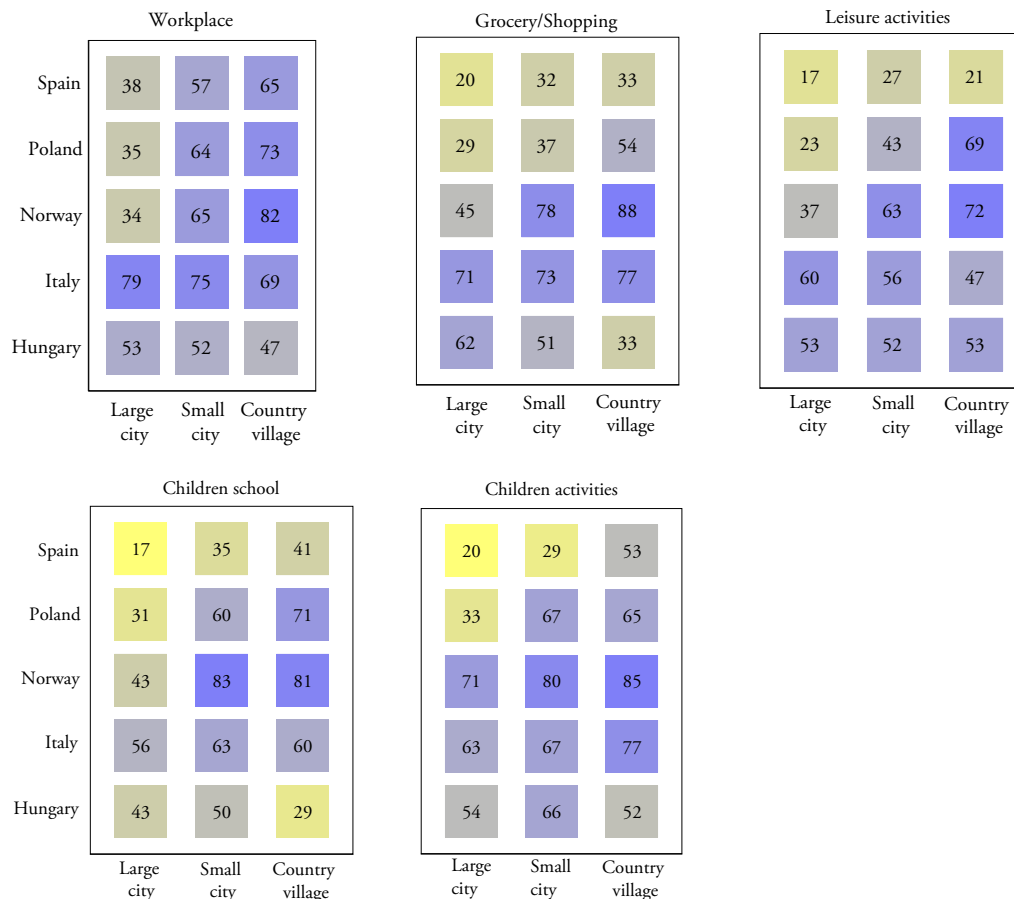
Note: In red, non-parametric local linear regression, kernel = Epanechnikov, bandwidth= 5).

Source: Own elaboration.

Exhibit 4 shows private vehicle use by household location, differentiating by large, small cities and country villages in each country. As shown in the previous section, Italy shows higher levels of private vehicle use than other countries, while Spain features the lowest for non-work related trips. In most cases, private vehicle use seems to be lower in large cities and higher in country villages. This is in line with what one might expect given the limited supply of transport alternatives and the higher distances between locations. However, Italy and Hungary seem to behave differently from other countries with similar use across city sizes, and even a higher use of private vehicles in large cities.

#### Exhibit 4

#### Heat maps of average private vehicle use (%) by household location



Note: Colour ranges from yellow (= 0%) and blue (100%).

Source: Own elaboration.

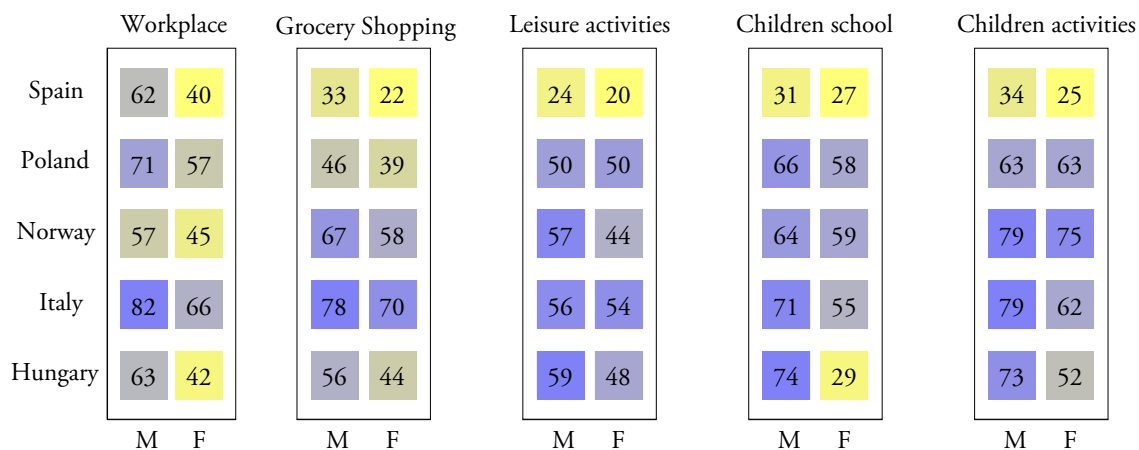
As shown in Exhibit 5, private vehicle use seems to be different between men and women. Men have in most cases a higher private vehicle use than women. The difference seems to be sharper in commuting to work, while for the other destinations, behaviours are rather similar, especially in Poland where the shares for leisure and children activities are equal.

Exhibit 6 shows that changes in private vehicle use with education seem to differ between countries. In Hungary, higher level of education seems to be very much connected with higher private vehicle use. However, in Spain private vehicle use decreases with education in commuting to work but increases for grocery shopping and children related trips. In general, in the grocery shopping trip higher education is related to higher private vehicle use.

With regard to income (Exhibit 7), patterns show that private vehicle use tends to increase with higher income groups.<sup>1</sup> However, in some cases the lowest

Exhibit 5

### Heat maps of average private vehicle use (%) by gender



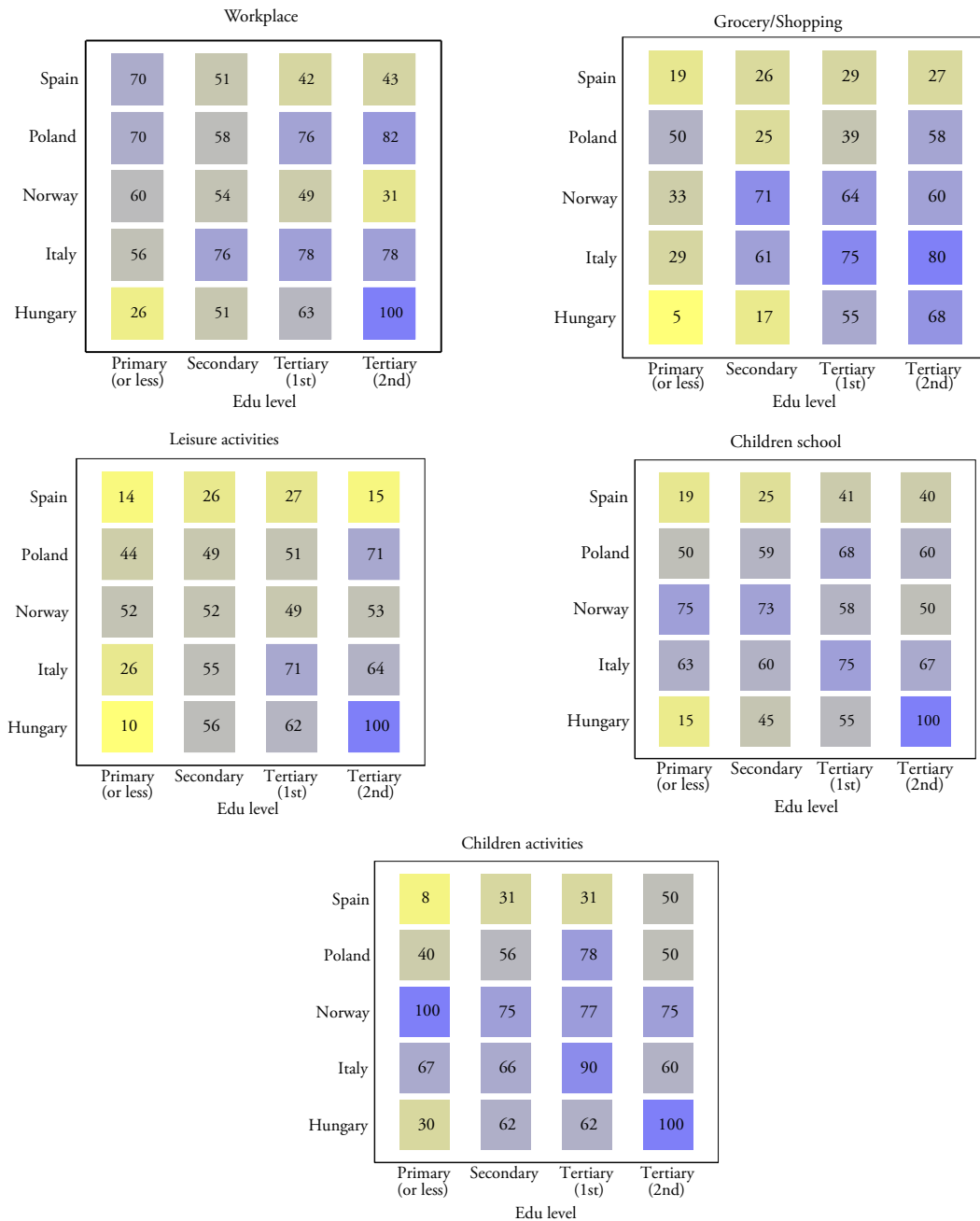
Note: M= Male, F= Female. Colour ranges from yellow (= 0%) and blue (100%).

Source: Own elaboration.

<sup>1</sup> The information used to distinguish income classes refers to a question on how the household perceive the present income allow them to live, ranging from comfortable to very difficultly.

## Exhibit 6

## Heat maps of average private vehicle use (%) by education level

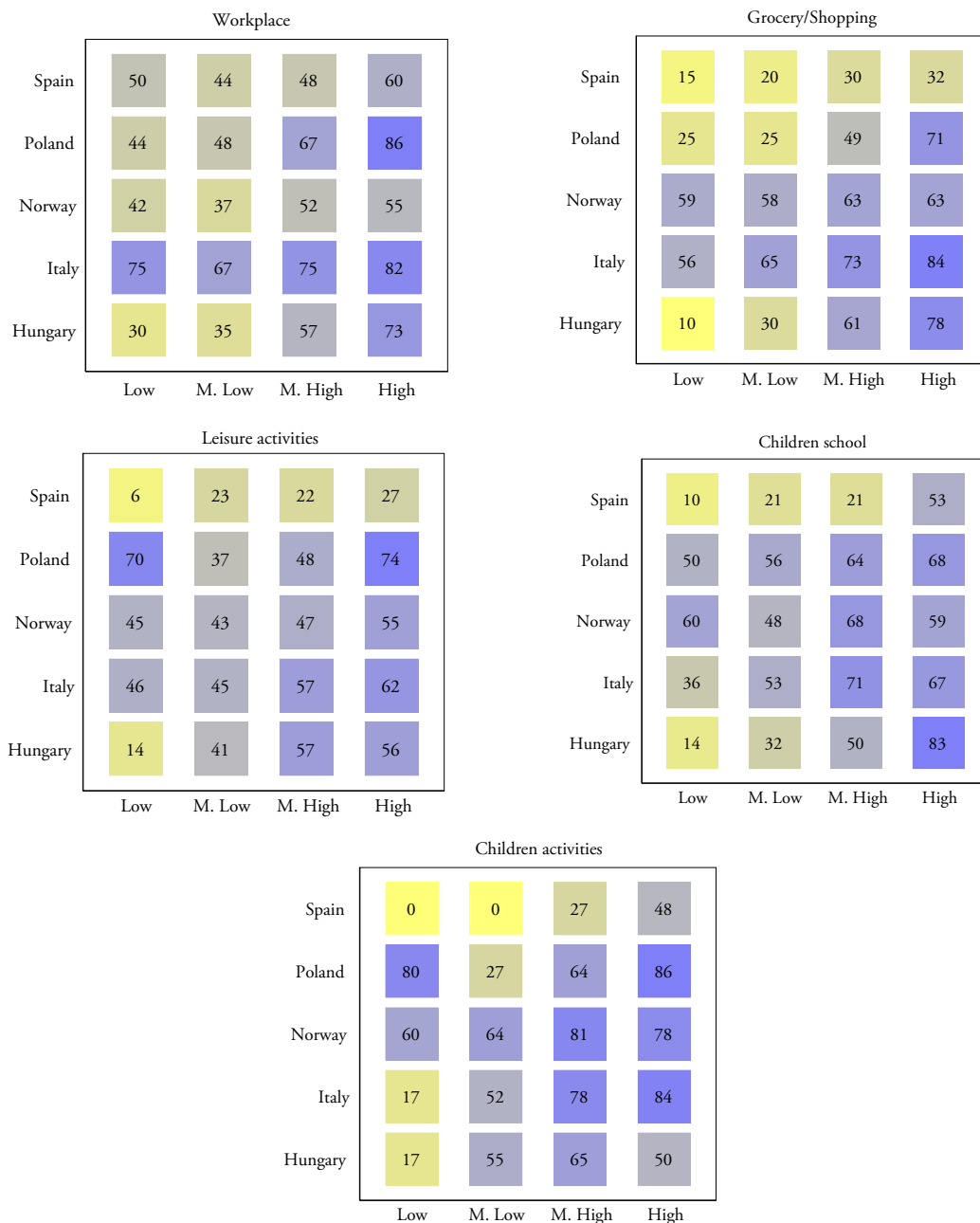


Note: Colour ranges from yellow (= 0%) and blue (100%).

Source: Own elaboration.

Exhibit 7

Heat maps of average private vehicle use (%) by income



Note: Colour ranges from yellow (= 0%) and blue (100%).

Source: Own elaboration.



income group also presents a relatively high private vehicle use. This is the case for commuting to work in Italy or children and leisure activities in Poland. Commuting to work in Spain, Norway and Italy seems to be rather similar across income groups, while it is increasing in Poland and Hungary.

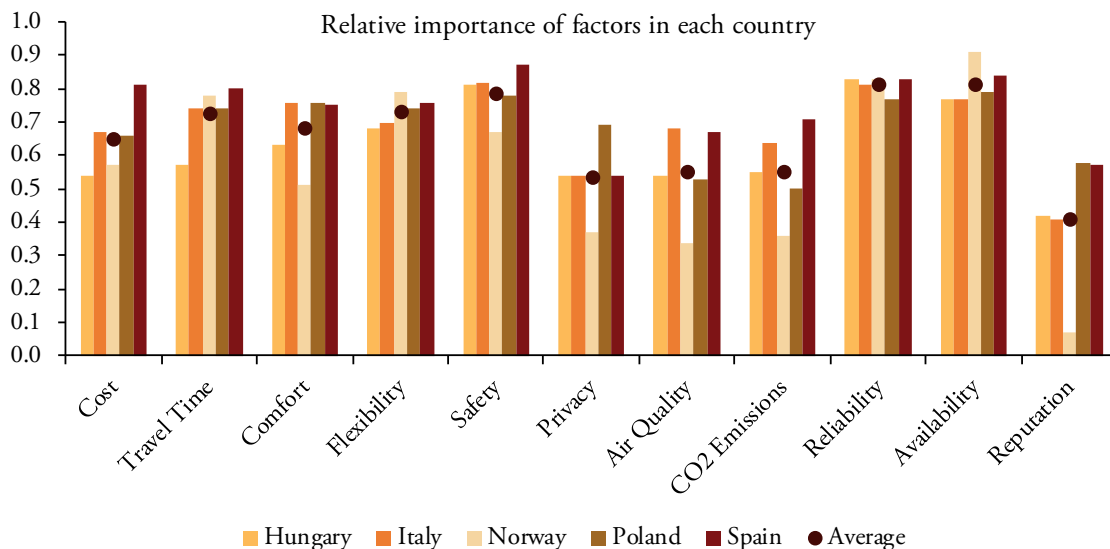
### 4.3. Households' beliefs and choice attributes

Several attributes influence the choice of travel mode. Exhibit 8 shows the average and country specific evaluation of the importance of a predetermined list of factors. Patterns across countries have some similarities. In almost all countries factors of *safety*, *reliability* and *availability* have been considered a priority, followed by *travel time*, *cost*, *flexibility* and *comfort*. On the other side, factors related to *reputation*, *privacy* and environmental impacts on *local air quality* and *CO<sub>2</sub>* emissions are the ones valued less importantly.

*Cost* factors have been stated to be fairly decisive in all countries, especially in Spain, Poland and Italy, while received less importance in Norway and Hungary. *Travel time* seems in general to be evaluated even more important than cost, with the only exception of Spain where a similar importance is perceived. *Comfort* also ranked high in the household preferences except from Norway, where it scored sensibly lower compared to the others. *Flexibility* received similar votes in each country with around 70 to 80% of the population stating the factor to be 'important' or 'very important'. *Safety* was evaluated as influential by at least 80% of the sample with the only exception of Norway where it scored less (68%). *Privacy* scored fairly low compared to other factors except from Poland, where it was among the two most important factors for 70% of people. *Environmental factors* performed quite low and there seems not to be much difference between local air quality and CO<sub>2</sub> emissions. The lowest levels of concern for these factors have been found in Norway, while southern European countries, Italy and Spain, present a bit higher levels. Reliability and availability scored high and similarly across countries, with around 80% of the population valuing them at least as important. Finally, *reputation* is the least valued factor in almost all countries, hitting the lowest values in Norway, although in Poland it dominates environmental factors.

Exhibit 8

Shares of population valuing the factor as important or very important in each country

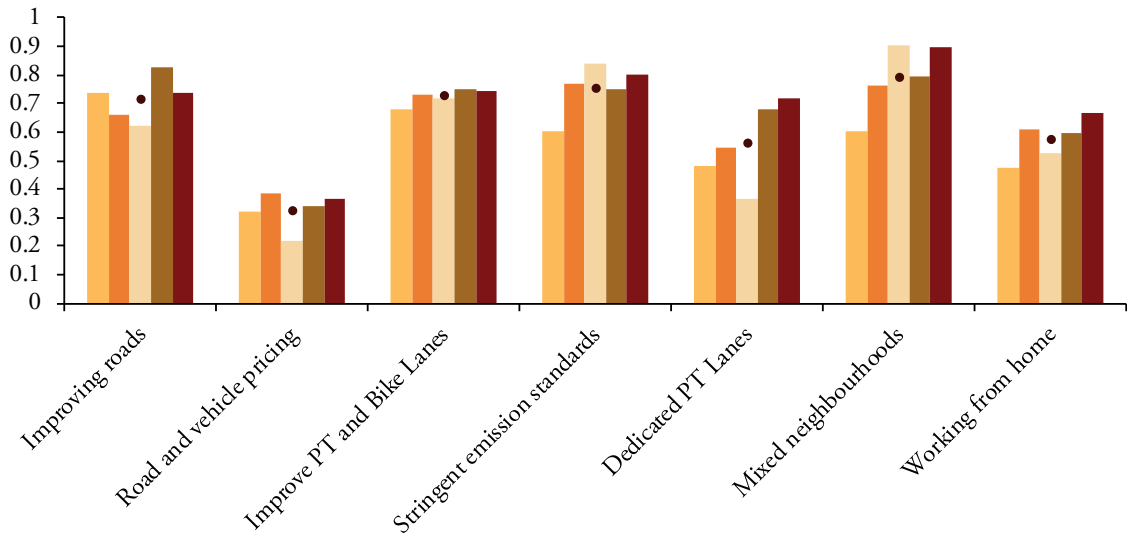


Source: Own elaboration.

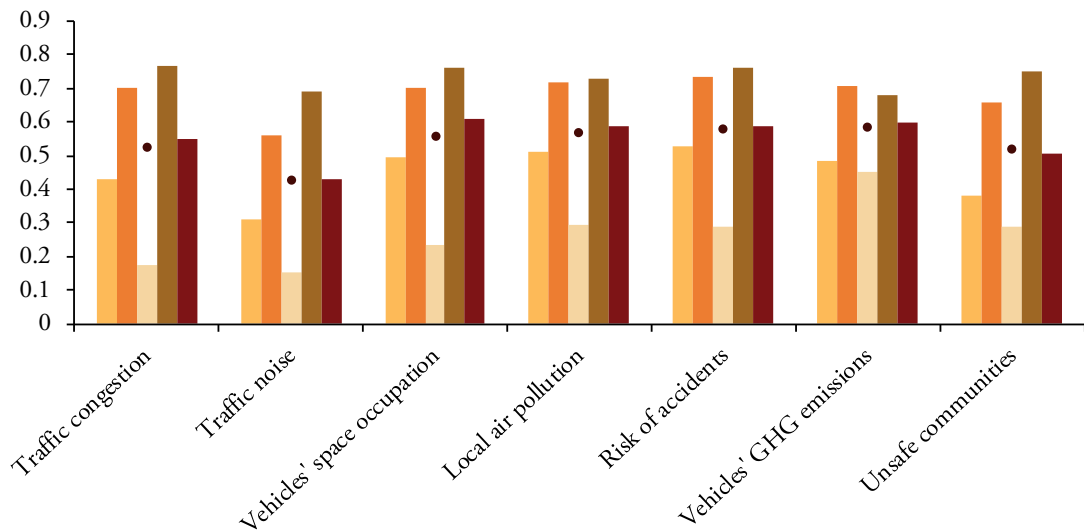
Exhibit 9 shows the preferences towards transition policies, transport externalities and satisfaction with infrastructure. With regard to support to transition policies (Exhibit 9A), the development of more stringent regulation for emission standards and the development of mixed neighbourhoods to reduce transport distances seem to be the most supported policies, especially in Norway and Spain. Nonetheless, high shares of the population seem to favour also improvement of roads as well as public transport and bike lanes. The lowest levels of support in all countries are related to discouraging private vehicle use through road and vehicle pricing. In most cases, answers are similar across countries, with values close to the average. On the contrary, more difference between countries is found in relation to the perception of transport externalities (Exhibit 9B). Norway presents the lowest share of people feeling affected by any of the listed externalities, while these shares are highest for Poland and Italy. The overall average values are quite similar for all externalities, scoring between 50% and 60%, the only exception being *noise* that is the least perceived in each country. Satisfaction

## Exhibit 9

## 9A. Shares of population supporting potential transition policies



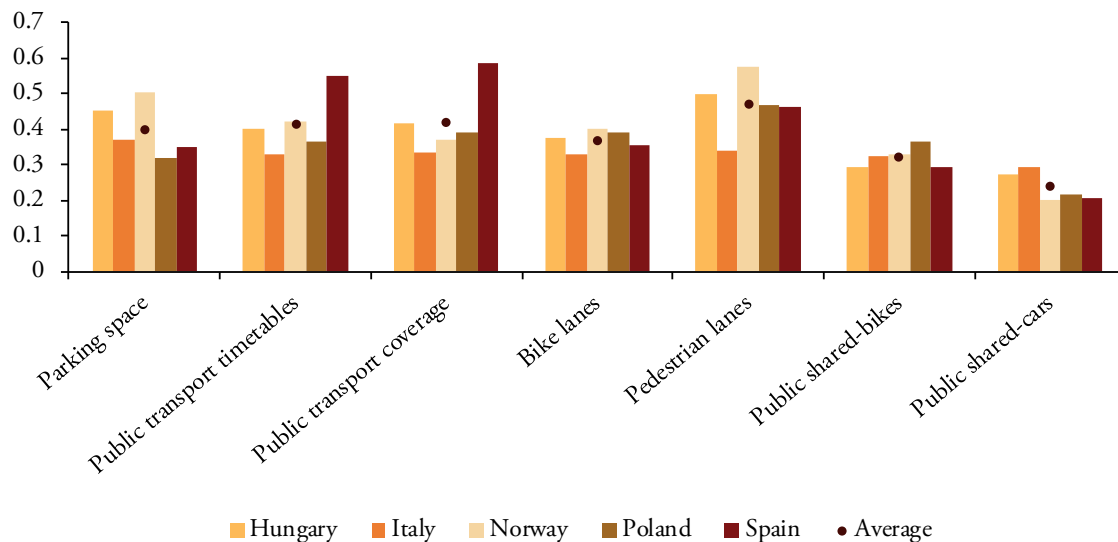
## 9B. Shares of population sensitive to transport externalities



Source: Own elaboration.

Exhibit 9 (continued)

9C. Shares of population satisfied by local transport infrastructure



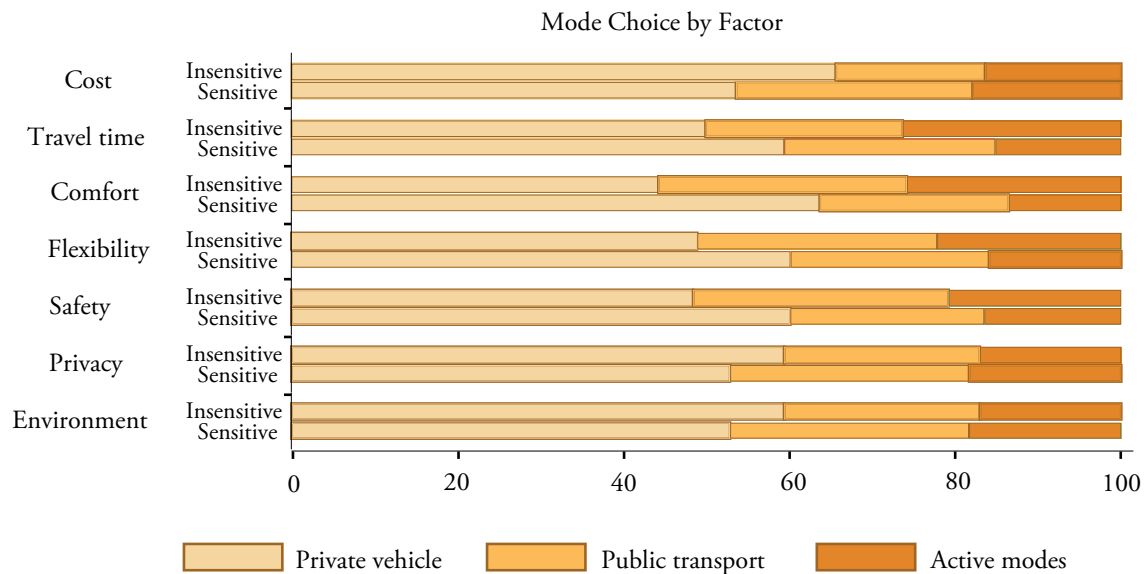
Source: Own elaboration.

with infrastructure (Exhibit 9C) is also, on average similar across the various options, with the exception of public shared bikes and cars which remain at a lower level. Overall, average values are below 50% for each infrastructure. Some differences can be found from country to country, with Spain being mainly satisfied with public transport timetables and coverage, and Norway and Hungary with parking space and pedestrian lanes.

In Exhibit 10, mode choice is analysed in conjunction with some of the choice attributes presented in the previous section. The *sensitive* group includes those households stating the attribute is either important or very important in their choice. Private vehicle use decreases with cost sensitivity and concerns for environmental impact,<sup>2</sup> while it increases with travel time, comfort, flexibility, safety and privacy. In particular, comfort and privacy are associated with the

<sup>2</sup> Derived as the mean value between local air pollution and CO<sub>2</sub> emissions sensitiveness.

## Exhibit 10

**Mode choice by choice attribute, comparison between sensitive and insensitive**

Source: Own elaboration.

largest increases. Public transport use increases mainly with cost sensitivity and to a lower extent with travel time and environment. It decreases with the sensitivity to comfort, flexibility, safety and, especially, with privacy attributes. Active modes slightly increase with the sensitivity to cost and environmental impact attributes, while it decreases in all other cases, with travel time, comfort and privacy.

## 5. DISCUSSION AND CONCLUDING REMARKS

Across the different determinants of travel behaviour analysed in the previous section, the trip purpose seems to substantially affect the frequency of trips and mode choice. However, in the case of frequency of trips, countries seem to behave rather similarly: the work trip is performed on average around 5 days a week, grocery shopping 3 days a week and Children to school between 4 and 5 days a week. Only leisure activities show some country differences, with Hungary and Poland showing a sensibly lower share of people performing these trips. More

differences are found in mode use across the different countries. Italy and Poland seem to have a larger private vehicle use for commuting, while Norway for children related activities. Spain largely dominates in active travel for non-work related trips. In fact, it also shows shorter average distances and lower travel times in all trips. This may be also depending on more favourable weather conditions or on higher urban densities. The main distinction in mode choice is however related to work and non-work related trips. In fact, public transport use is rather low in non-work related activities in all countries, especially in Italy. This, may be due to the fact that public transport use might be limited because of restricted timetables at evenings and being less comfortable when moving with grocery or bags (Dieleman, Dijst and Burghouwt, 2002; Ortúzar and Willumsen, 2011; Salonen *et al.*, 2014).

Results also generally confirm the influence of city size, with lower use of private vehicle in large cities (Dargay and Vythoulkas, 1999). However, Italy and Hungary seem to go against this finding, showing higher private vehicle use. A deeper consideration of contextual factors, such as local transport policies, city structure and road infrastructure, might need to be taken into account. However, this could also underline some differences in cultural attitudes towards car use.

Private vehicle use seems to change with age as also argued by Dargay and Vythoulkas (1999), with an increasing tendency of use up to 40 year-olds. However, while this seems to be reduced for older people in grocery and leisure activities, for commuting it continues to increase. Gender influence seems substantially in line with the literature (Nolan, 2003; Vance and Lovanna, 2007); women having a lower use of private vehicles in all countries and for all trip purposes. Also, the effect of education and income seem to be generally in line with literature, which associates a positive relation of these with private vehicle use. However, highly educated people in Norway and Spain seem to behave differently, using private cars less for commuting to work. The reason behind this would need more investigation. It may be associated with higher environmental concerns, as argued by (Rienstra, Rietveld and Verhoef, 1999), or because the level of education might be higher in larger cities.

When associating the sensitivity of attributes to actual mode choices, interviewees seem to act consistently with their preferences. Comfort seekers and privacy seekers are associated with the largest increase in private vehicle use, while cost sensitivity and environmental concern are associated positively with public transport use and active travel (De Borger and Fosgerau, 2008; Eriksson, Garvill and Nordlund, 2006). The survey also highlights the importance of safety and reliability considerations across all countries (Kamargianni *et al.*, 2015; Singleton and Wang, 2014; Willis Manaugh, K., El-Geneidy, 2013). In fact, not only a high share of population stated to be sensitive to these factors in all countries, but they seem also to have a lower public transport use and active travel. These results highlight that public transport is perceived as a less comfortable, safe and reliable alternative to private transport. Policies should target these limitations in order to facilitate shifting away from private vehicle use.

Countries show in general similar support to mobility transition policies. Road and vehicle pricing are the least supported, followed by dedicated public transport lanes in most countries. Mixed neighbourhoods, more stringent emission standards and controls and improvements of mobility infrastructure seem the most supported. Countries that feature a higher use of private vehicle for workplace trips (Italy and Poland) seem more affected by externalities. This may suggest that the higher private vehicle use makes them perceive externalities more intensely. Conversely, Norway and Hungary, which have the highest public transport use, have a sensibly lower sensitiveness to these externalities. Spain seems to have higher satisfaction with public transport infrastructure. However, it does not seem to use it more than other countries. Similarly, in Norway, the higher parking space and pedestrian lane satisfaction does not seem to be associated with more private vehicle use or active travel. Satisfaction towards shared mobility infrastructure is generally the lowest. This might suggest that the perception of transport externalities might be more connected with different travel behaviour than with the satisfaction with infrastructures.

Causal relations (*e.g.* income and education, distance and mode choice) must be further investigated. This analysis presented the descriptive results of travel behaviour in five European countries and put the attention on aspects to consider when analysing travel behaviour. First, the importance of considering country

specific behaviour when considering factors such as education and city size. Meanwhile, the relative importance of choice attributes and attitudes regarding externalities and transport policies seem to be similar across countries and seem to be associated with consistently different travel behaviour.

The descriptive statistics reveal that transport policies receive different support from citizens. As expected, those policies implying a direct financial cost for users are much less supported than infrastructure or technology-based policies. Citizens are much less supportive of road and vehicle pricing instruments and would rather support mixed neighbourhood development. On this last point, the survey's results show that in some countries active travel is commonly used for grocery shopping. This choice is likely to be motivated by the presence of corner shops in cities. However, citizens are also supportive of policies dedicated to improving road traffic and expansion while it is well known that expanding roads does not solve congestion problems in the long run (Duranton and Turner, 2009). Informational gaps regarding the effectiveness of some instruments to change travel behaviour are thus present. Hence, a successful mobility transition should have to address them so that citizens can accept them and would revise their mobility behaviours.

## REFERENCES

ADITJANDRA, P. T., MULLEY, C. and NELSON, J. D. (2013). The influence of neighbourhood design on travel behaviour: Empirical evidence from North East England. *Transp. Policy*, 26, pp. 54–65. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2012.05.011>

ANABLE, J. and GATERSLEBEN, B. (2005). All work and no play? The role of instrumental and affective factors in work and leisure journeys by different travel modes. *Transp. Res. Part Policy Pract.*, Positive Utility of Travel, 39, pp. 163–181. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.tra.2004.09.008>

BANISTER, D., ANDERTON, K., BONILLA, D., GIVONI, M. and SCHWANEN, T. (2011). Transportation and the Environment. In: A. GADGIL and D. M. LIVERMAN (Eds.), *Annual Review of Environment and Resources*, Vol. 36. Palo Alto: Annual Reviews, pp. 247–270.



BHAT, C. R., SEN, S. and ELURU, N. (2009). The impact of demographics, built environment attributes, vehicle characteristics, and gasoline prices on household vehicle holdings and use. *Transp. Res. Part B-Methodol.*, 43, pp. Retrieval from: 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.trb.2008.06.009>

BUEHLER, R. (2011). Determinants of transport mode choice: a comparison of Germany and the USA. *J. Transp. Geogr.*, 19, 644–657. Retrieval from: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2010.07.005>

CAIRNS, S., HARMER, C., HOPKIN, J. and SKIPPON, S. (2014). Sociological perspectives on travel and mobilities: A review. *Transp. Res. Part -Policy Pract.*, 63, pp. 107–117. Retrieval from: <https://doi.org/10.1016/j.tra.2014.01.010>

DARGAY, J. M. and VYTHOULKAS, P. C. (1999). Estimation of a Dynamic Car Ownership Model: A Pseudo-Panel Approach. *J. Transp. Econ. Policy*, 33, pp. 287–301.

DE BORGER, B. and FOSGERAU, M. (2008). The trade-off between money and travel time: A test of the theory of reference-dependent preferences. *J. Urban Econ.*, 64, pp. 101–115. Retrieval from: <https://doi.org/10.1016/j.jue.2007.09.001>

DIELEMAN, F. M., DIJST, M. and BURGHOUWT, G. (2002). Urban Form and Travel Behaviour: Micro-level Household Attributes and Residential Context. *Urban Stud.*, 39, pp. 507–527. Retrieval from: <https://doi.org/10.1080/00420980220112801>

DURANTON, G. and TURNER, M. A. (2009). The Fundamental Law of Road Congestion: Evidence from US cities. *Working Paper*, No. 15376. National Bureau of Economic Research. Retrieval from: <https://doi.org/10.3386/w15376>

ERIKSSON, L., GARVILL, J. and NORDLUND, A. M. (2006). Acceptability of travel demand management measures: The importance of problem awareness, personal norm, freedom, and fairness. *J. Environ. Psychol.* 26, pp. 15–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2006.05.003>

EUROPEAN COMMISSION. (2016). *A European Strategy for Low-Emission Mobility*.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. (2016). *Electric vehicles in Europe*.

EWING, R. and CERVERO, R. (2010). Travel and the Built Environment. *J. Am. Plann. Assoc.*, 76, pp. 265–294. Retrievable from: <https://doi.org/10.1080/01944361003766766>

FUJII, S., GARLING, T., JAKOBSSON, C. and JOU, R. C. (2004). A cross-country study of fairness and infringement on freedom as determinants of car owners' acceptance of road pricing. *Transportation*, 31, pp. 285–295. Retrievable from: <https://doi.org/10.1023/B:PORT.0000025395.17250.49>

GOLOB, T. F. and HENSHER, D. A. (1998). Greenhouse gas emissions and australian commuters' attitudes and behavior concerning abatement policies and personal involvement. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 3, pp. 1–18. Retrievable from: [https://doi.org/10.1016/S1361-9209\(97\)00006-0](https://doi.org/10.1016/S1361-9209(97)00006-0)

HACKBARTH, A. and Madlener, R. (2013). Consumer preferences for alternative fuel vehicles: A discrete choice analysis. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 25, pp. 5–17. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.trd.2013.07.002>

HIDRUE, M. K., PARSONS, G. R., KEMPTON, W. and GARDNER, M. P. (2011). Willingness to pay for electric vehicles and their attributes. *Resour. Energy Econ.*, 33, pp. 686–705. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2011.02.002>

KAMARGIANNI, M., DUBEY, S., POLYDOROPOULOU, A. and BHAT, C. (2015). Investigating the subjective and objective factors influencing teenagers' school travel mode choice - An integrated choice and latent variable model. *Transp. Res. Part -Policy Pract.*, 78, pp. 473–488. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.tra.2015.06.011>

KIM, J., SCHMOECKER, J.-D., FUJII, S. and NOLAND, R. B. (2013). Attitudes towards road pricing and environmental taxation among US and. *Transp. Res. Part -Policy Pract.*, 48, pp. 50–62. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.tra.2012.10.005>

KRUPNICK, A., HARRINGTON, W. and ALBERINI, A. (2001). Public support for pollution fee policies for motor vehicles with revenue recycling: survey results. *Reg. Sci. Urban Econ.*, Evaluating Policies to Reduce Transportation Air Pollution, 31, pp. 505–522. Retrievable from: [https://doi.org/10.1016/S0166-0462\(00\)00085-5](https://doi.org/10.1016/S0166-0462(00)00085-5)

LIMTANAKOOL, N., DIJST, M. and SCHWANEN, T. (2006). The influence of socioeconomic characteristics, land use and travel time considerations on mode choice for medium- and longer-distance trips. *J. Transp. Geogr.*, 14, pp. 327–341. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2005.06.004>

LIN, D., ALLAN, A. and CUI, J. (2015). The impacts of urban spatial structure and socio-economic factors on patterns of commuting: a review. *Int. J. Urban Sci.*, 19, pp. 238–255. Retrievable from: <https://doi.org/10.1080/12265934.2015.1016092>

MARQUET, O. and MIRALLES-GUASCH, C. (2014). Walking short distances. The socioeconomic drivers for the use of proximity in everyday mobility in Barcelona. *Transp. Res. Part -Policy Pract.*, 70, pp. 210–222. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.tra.2014.10.007>

NOLAN, A. (2003). The determinants of urban households' transport decisions: a microeconomic study using irish data. *Int. J. Transp. Econ. Riv. Internazionale Econ. Dei Traspt.*, 30, pp. 103–132.

NORDLUND, A. M. and GARVILL, J. (2003). Effects of values, problem awareness, and personal norm on willingness to reduce personal car use. *J. Environ. Psychol.* 23, pp. 339–347. Retrievable from: [https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(03\)00037-9](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(03)00037-9)

ORTÚZAR, J. DE D. and WILLUMSEN, L. G. (2011). *Modelling Transport*. Wiley.

RIENSTRA, S. A., RIETVELD, P. and VERHOEF, E. T. (1999). The social support for policy measures in passenger transport.: A statistical analysis for the Netherlands. *Transp. Res. Part Transp. Environ.*, 4, pp. 181–200. Retrievable from: [https://doi.org/10.1016/S1361-9209\(99\)00005-X](https://doi.org/10.1016/S1361-9209(99)00005-X)

SALONEN, M., BROBERG, A., KYTTÄ, M. and TOIVONEN, T. (2014). Do suburban residents prefer the fastest or low-carbon travel modes? Combining public participation GIS and multimodal travel time analysis for daily mobility research. *Appl. Geogr.*, 53, pp. 438–448. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.06.028>

SANTOS, G., MAOH, H., POTOGLOU, D. and VON BRUNN, T. (2013). Factors influencing modal split of commuting journeys in medium-size European cities. *J. Transp. Geogr.*, 30, pp.127–137. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2013.04.005>

SCHEINER, J. and HOLZ-RAU, C. (2007). Travel mode choice: affected by objective or subjective determinants? *Transportation*, 34, pp. 487–511. Retrievable from: <https://doi.org/10.1007/s11116-007-9112-1>

SCHUITEMA, G., STEG, L. and ROTHENGATTER, J. A. (2010). The acceptability, personal outcome expectations, and expected effects of transport pricing policies. *J. Environ. Psychol.*, 30, pp. 587–593. Retrievable from: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.05.002>

SCHWANEN, T. (2002). Urban form and commuting behaviour: a cross-European perspective. *Tijdschr. Voor Econ. En Soc. Geogr.* 93, 336–343. Retrievable from: <https://doi.org/10.1111/1467-9663.00206>

SCHWANEN, T., DIJST, M. and DIELEMAN, F. M. (2002). A microlevel analysis of residential context and travel time. *Environ. Plan.*, A 34, 1487–1507. Retrievable from: <https://doi.org/10.1068/a34159>

SINGLETON, P. A. and WANG, L. (2014). Safety and Security in Discretionary Travel Decision Making Focus on Active Travel Mode and Destination Choice. *Transp. Res. Rec.*, 47–58. Retrievable from: <https://doi.org/10.3141/2430-06>

UNITED NATIONS. (2018). World Urbanization Prospects: The 2018 Revision, WUP 2018.

VAN ACKER, V., WITLOX, F. and VAN WEE, B. (2007). The effects of the land use system on travel behavior: A structural equation modeling approach. *Transp. Plan. Technol*, 30, pp. 331–353. Retrievable from: <https://doi.org/10.1080/03081060701461675>

VANCE, C. and LOVANNA, R. (2007). Gender and the automobile - Analysis of nonwork service trips. *Transp. Res. Rec.*, 54–61. Retrievable from: <https://doi.org/10.3141/2013-08>

WILLIS, D. P., MANAUGH, K. and EL-GENEIDY, A. (2013). Cycling Under the Influence: Summarizing the Influence of Attitudes, Habits, Social Environments, and Perceptions on Cycling for Transportation. Presented at the Transportation Research Board 92<sup>nd</sup> Annual Meeting Transportation Research Board.

## APPENDICES

### I. ENABLE.EU Mobility Household Survey (partial)

#### Section M - MOBILITY

Introduction: In the following 4 questions you will be asked about your usual way of moving from a place to another in your everyday routine. You will be presented a list of destination categories, for each of these, please think of the singular most habitual destination that can be referred to this category and answer according to this.

M1. How many days in a week<sup>3</sup> do you typically travel (incl. walking) to the following locations?)

ONE answer per row

		Number of days in a week							
		0	1	2	3	4	5	6	7
A	Workplace/university	0	1	2	3	4	5	6	7
B	Children's school	0	1	2	3	4	5	6	7
C	Location of children's activities	0	1	2	3	4	5	6	7
D	Grocery/shopping	0	1	2	3	4	5	6	7
E	Leisure activities (gym, sport, tours,...)	0	1	2	3	4	5	6	7

Source: Own elaboration.

Ask only for M1A-to-E ≠ "0"

Trip to [Destinations A to E]:

M3A. Where do you normally<sup>4</sup> leave from, when you travel to the [Destinations A to E]?

1. Home
2. Workplace/University
3. Children's school
4. Location of children's activities
5. Grocery/Shopping
6. Leisure activities (gym, sport, tours...)

Source: Own elaboration.

<sup>3</sup> Note for the interviewer: Typical day/week are to be referred to the most common day/week in a year, one can think of, according to her/his current situation.

<sup>4</sup> Please, refer to your most habitual departure location.

**M3B.** Which of the following travel modes you usually use to perform the trip to the [Destinations A to E] and how much time it takes?

Tick all that apply and mark the respective time, e.g. 5 min walking and 12 minutes bus to reach my [Destinations A to E]

	Time (hh:mm)
1. Traditional car (diesel/ gasoline)	__:__
2. Alternative fueled car (Methane/ LPG)	__:__
3. Electric/ Hybrid car	__:__
4. Motorcycle/ Scooter	__:__
5. Carpooling <sup>5</sup>	__:__
6. Bus	__:__
7. Train	__:__
8. Metro/Tram	__:__
9. Bicycle	__:__
10. Walking	__:__
11. Other, please specify	__:__
99. Not applicable	

Source: Own elaboration.

**M4.** How many kilometers does the trip to the following destinations take?

ONE answer per row

	Distance in km	(Don't know / No answer)
A Workplace/university	_____ km	99
B Children's school	_____ km	99
C Location of children's activities	_____ km	99
D Grocery/shopping	_____ km	99
E Leisure activities (gym, sport, tours,...)	_____ km	99

Source: Own elaboration.

<sup>5</sup> Carpooling defined as moving with a private vehicle but as passenger instead of driver.

**M5. What importance do the following factors have in your decision between different methods of travel?**

*ONE answer per row*

		1 Not at all important	2	3	4	5 Very important	Don't Know
A	Cost	1	2	3	4	5	99
B	Travel time	1	2	3	4	5	99
C	Comfort	1	2	3	4	5	99
D	Flexibility	1	2	3	4	5	99
E	Safety	1	2	3	4	5	99
F	Privacy	1	2	3	4	5	99
G	Air quality impact	1	2	3	4	5	99
H	CO <sub>2</sub> emissions impact	1	2	3	4	5	99
I	Reliability	1	2	3	4	5	99
J	Availability of method	1	2	3	4	5	99
K	Reputation	1	2	3	4	5	99
L	Other, please specify:.....	1	2	3	4	5	99

Source: Own elaboration.



## M8. What is your level of support for the following government actions that would influence your transportation system?

*ONE answer per row*

		1 Strongly opposed	2	3	4	5 Strongly supportive	Don't Know
A	Improving traffic flow by building new roads, and expanding existing roads	1	2	3	4	5	99
B	Discouraging automobile use with road tolls, gas taxes, and vehicle surcharges	1	2	3	4	5	99
C	Making neighbourhoods more attractive to walkers and cyclists using bike lanes, and speed controls	1	2	3	4	5	99
D	Reducing vehicle emissions with regular testing, and manufacturer emissions standards	1	2	3	4	5	99
E	Making public car-sharing and public transport faster by giving them dedicated traffic lanes, and priority at intersections	1	2	3	4	5	99
F	Making public transport more attractive by reducing fares, increasing frequency, and expanding route coverage	1	2	3	4	5	99
G	Reducing transportation distances by promoting mixed commercial and residential, an high density development	1	2	3	4	5	99
H	Reducing transportation needs by encouraging compressed workweeks and working from home	1	2	3	4	5	99

Source: Own elaboration.

**M9. Thinking about your daily experiences, how serious do you consider the following problems related to transportation to be?**

*ONE answer per row*

		1 Not at all important	2	3	4	5 Very important	Don't Know
A	Traffic congestion you experience while driving	1	2	3	4	5	99
B	Traffic noise you perceive at home or doing your activities	1	2	3	4	5	99
C	Excessive presence of vehicles occupying urban spaces	1	2	3	4	5	99
D	Vehicle emissions, which impact local air quality	1	2	3	4	5	99
E	Accidents caused by aggressive or absent minded drivers	1	2	3	4	5	99
F	Vehicle emissions, which contribute to global warming	1	2	3	4	5	99
G	Unsafe communities due to speeding traffic	1	2	3	4	5	99

Source: Own elaboration.

**M10. How much are you satisfied with the following facilities where you live and conduce your activities?**

*ONE answer per row*

	1 Very low	2	3	4	5 Very high	Not applicable	Don't Know
Parking space	1	2	3	4	5	6	99
Public transport timetables	1	2	3	4	5	6	99
Public transport coverage	1	2	3	4	5	6	99
Bike lanes	1	2	3	4	5	6	99
Pedestrian lanes	1	2	3	4	5	6	99
Public shared-bikes	1	2	3	4	5	6	99
Public shared-cars	1	2	3	4	5	6	99

Source: Own elaboration.

## Section S - SOCIAL AND ECONOMIC CHARACTERISTICS

---

S2. What is the highest level of studies, you have completed?

Only ONE answer

- 1 No formal education or below primary
- 2 Primary education
- 3 Secondary and post-secondary non-tertiary education
- 4 Tertiary education first stage, *i.e.* bachelor or master
- 5 Tertiary education second stage (PhD)
- 9 (Don't know)

Source: Own elaboration.

---

S4. What year were you born?

1. ....

99. (Don't know / refuse to answer)

Source: Own elaboration.

---

S5. What is your gender?

Only ONE answer

- 1 Male
- 2 Female

Source: Own elaboration.

---

S6. Which phrase describes best the area where you live?

Only ONE answer

- 1 A big city (more than 0,5 mln people)
- 2 The suburbs or outskirts of a big city
- 3 A town or a small city
- 4 A country village
- 5 A farm or home in the countryside
- 6 (Don't know)

Source: Own elaboration.

---

### S8. Which of the descriptions bellow comes closest to how you feel about your household's income nowadays?

*Only ONE answer*

- 1 Living comfortably on present income
- 2 Coping on present income
- 3 Finding it difficult on present income
- 4 Finding it very difficult on present income
- 99 (Don't know)

Source: Own elaboration.

### H4. How many of the following vehicles your household owns?

*ONE answer per row*

		Don't have	Number of vehicles			(Don't know)
			1	2	3	
A	Petrol car	1	2	3	4	99
B	Diesel car	1	2	3	4	99
C	Alternative fuelled car (methane, LPG)	1	2	3	4	99
D	Electric car	1	2	3	4	99
E	Hybrid car	1	2	3	4	99
F	Motorcycle (or Scooters)	1	2	3	4	99
G	Electric Motorcycle (or Scooter)	1	2	3	4	99
H	Van, truck, caravan	1	2	3	4	99
I	Bicycle	1	2	3	4	99
J	Electric bicycle	1	2	3	4	99

Source: Own elaboration.

## II. Trip characteristics and vehicle ownership

Table 1A

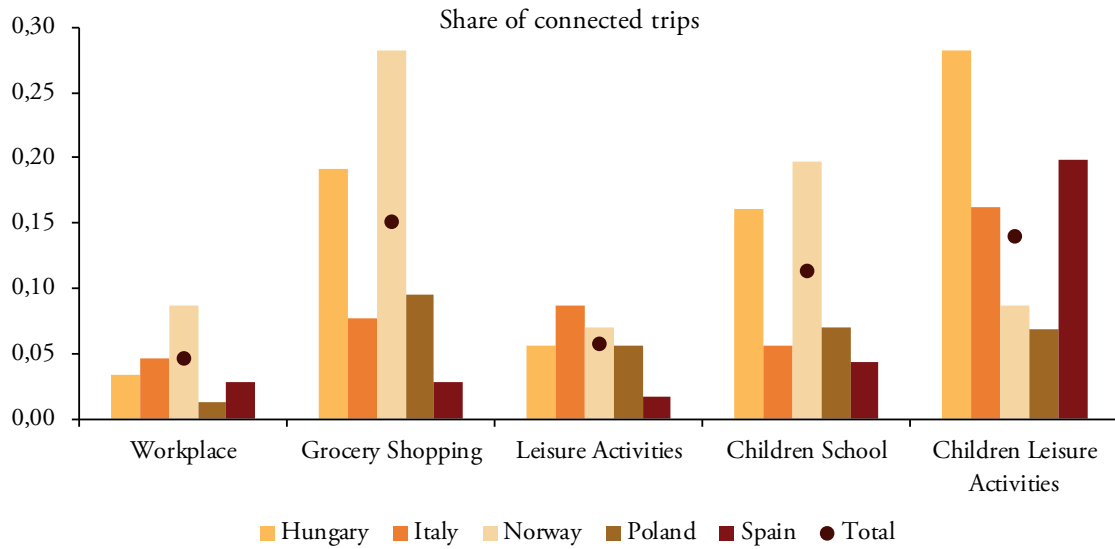
A) Shares of vehicle ownership by vehicle type in each country; B) Average distances of trips by destination; C) Average travel time by destination

	Hungary	Italy	Norway	Poland	Spain	Total
A) Vehicles ownership ( )						
No motorized vehicles	35.42	12.29	17.77	27.00	28.95	23.77
Conventional vehicle	64.09	86.24	76.41	64.60	69.34	72.49
Alternative vehicle	1.96	9.37	14.50	13.50	3.68	9.07
Bicycle	58.12	41.85	79.77	66.80	36.18	58.47
B) Average distance (Km)						
Workplace	13.52	12.87	11.27	13.17	7.21	11.29
SE workplace	0.56	0.83	0.48	0.56	0.54	0.26
Grocery shopping	4.66	4.69	2.95	3.16	2.11	3.28
SE Grocery shopping	0.21	0.29	0.15	0.21	0.15	0.19
Leisure activities	12.04	0.54	6.15	6.86	4.41	3.75
SE Leisure activities	0.70	0.05	0.52	0.84	0.60	0.18
Children school	5.47	3.74	3.33	4.98	2.34	3.57
SE Children school	0.54	0.48	0.43	0.64	0.28	0.09
Children activities	7.92	3.90	6.29	6.37	2.03	6.39
SE Children activities	1.22	0.74	0.59	0.94	0.04	0.31
C) Average travel time (mm:ss)						
Workplace	27:55	24:44	25:01	24:58	21:15	24:57
SE workplace	00:39	00:45	00:36	00:33	00:38	00:17
Grocery shopping	17:58	16:53	13:33	13:40	08:39	14:15
SE Grocery shopping	00:24	00:30	00:26	00:19	00:15	00:11
Leisure activities	26:07	21:13	18:09	17:50	11:52	18:09
SE Leisure activities	00:50	00:42	00:33	00:43	00:30	00:18
Children school	19:41	14:11	12:59	15:36	08:48	14:29
SE Children school	00:56	00:50	00:55	00:50	00:30	00:24
Children activities	20:24	15:34	15:35	18:00	10:13	15:56
SE Children activities	01:14	01:07	00:52	01:06	00:48	00:29

Source: Own elaboration.

Exhibit 1A

**Shares of trips connected to a previous destination  
(not starting from home)**



Source: Own elaboration.

# Efectos en el medio rural de la energía solar y bioenergética en los escenarios de descarbonización de España para 2050\*

*Dirk-Jan Van de Ven\*\* e Ignacio Cazarro\*\*\**

## Resumen

La evidencia científica y el razonamiento económico apuntan claramente a que la transición a las energías renovables intensificará la competencia mundial por la tierra. Debido al impacto que se espera sobre la demanda de tierra con la energía solar y la bioenergía (biocombustibles y biomasa) en un futuro descarbonizado en España, resulta de elevado interés cuantificar y valorar los requerimientos e impactos. En este artículo calculamos para una selección de escenarios de penetración de estas energías renovables hasta 2050 (teniendo en cuenta los niveles de penetración asumidos en el PNIEC español hasta 2030) los requisitos potenciales de tierra y los efectos asociados, como las emisiones generadas con el cambio de uso de la tierra, las rentas generadas, las aplicaciones de nitrógeno y las extracciones de agua. Aplicamos submodelos y métodos novedosos haciendo uso de un modelo de evaluación integrado (IAM, en inglés) que vincula los sistemas socioeconómico, energético, terrestre, hídrico y climático. Los resultados muestran que la producción esperada de energía solar (45% de la electricidad) en el sistema energético español, de ~750 PJ, requeriría 3200 km<sup>2</sup> de tierra y aproximadamente el 0,65% del territorio español. Una cantidad similar de demanda de bioenergía en España aumentaría el uso de la tierra en España dedicada a cultivos bioenergéticos en 3340 km<sup>2</sup> bajo restricciones de uso de agua de riego y fertilizantes, o 6500 km<sup>2</sup> sin tales restricciones. Es probable que se importe a España una cantidad significativa de bioenergía de otras regiones, y las emisiones del cambio global del uso de la tierra impulsadas podrían llegar hasta 136 millones de toneladas de carbono entre 2015 y 2100, de las cuales el 49-69% se darían en España. Para la energía solar, se pueden esperar hasta 22 millones de toneladas de emisiones por el cambio de uso del suelo. Sin embargo, ciertamente la energía solar también proporciona beneficios ambientales y económicos: el cambio de algunas tierras agrícolas a tierras solares evitaría el uso de agua de riego

---

\* Los autores agradecen los comentarios editoriales, que han permitido mejorar el artículo. También agradecen el apoyo del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades de España, a través del proyecto “Modelos y análisis de transiciones bajas en carbono” (MALCON, RTI2018-099858-A-I00); la Agencia de Investigación de España a través de la acreditación de Unidad de Excelencia María de Maeztu 2018-2022 (Ref. MDM-2017-0714); y el Programa BERC del Gobierno Vasco.

\*\* Basque Centre for Climate Change (BC3).

\*\*\* ARAID – Agencia Aragonesa de Investigación y Desarrollo, Instituto Agroalimentario de Aragón (IA2), Departamento de Análisis Económico, Universidad de Zaragoza.

y fertilizantes, reduciendo problemas de escasez de agua y eutrofización que son graves en algunas zonas. La comercialización de tierras para energía solar también aumentaría las ganancias totales de la tierra en un 1,1-1,3% para 2030 y un 3-3,4% para 2050, predominantemente en las provincias rurales de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha. El uso de bioenergía también estimularía las ganancias del uso de la tierra hasta en un 1,9%, o en un 3,7% sin restricciones al uso de agua de riego y fertilizantes (predominantemente en Andalucía y Castilla y León). Pero en ausencia de tales restricciones, la bioenergía también contribuirá a problemas ambientales. Estos resultados muestran que las estrategias de descarbonización están estrechamente vinculadas con los impactos rurales positivos y negativos, lo que debe tenerse muy en cuenta al diseñarlas e implementarlas.

Palabras clave: Energía solar, bioenergía, ocupación de la tierra, impactos rurales, modelos de evaluación integrada, energía renovable, España, PNIEC.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las tecnologías que aprovechan las fuentes de energía renovables se caracterizan por una densidad de energía de varios órdenes de magnitud inferior a la de los combustibles fósiles (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017). Como consecuencia, se espera que la transición a estas fuentes de energía intensifique la competencia por la tierra en las diferentes regiones del mundo (Nonhebel, 2003; Rao y Sastri, 1987; Scheidel y Sorman, 2012). Por ejemplo, la expansión de la bioenergía ya se ha identificado como la principal impulsora del cambio reciente en el uso del suelo (LUC) en las regiones desarrolladas (Trainor, McDonald y Fargione, 2016). Este elemento de competencia o demanda concurrente por el uso de la tierra causa una diversidad de impactos ambientales que intensifican la pérdida de biodiversidad, el uso del agua o las emisiones indirectas derivadas del cambio en el uso del suelo (ILUC). Estas emisiones indirectas se refieren a aquellas generadas por el uso de tierras de cultivo para fines energéticos, que aumentan indirectamente la presión sobre de la tierra en otras partes del mundo para satisfacer la demanda mundial de alimentos, que potencialmente pueden estar reemplazando usos de la tierra con alto secuestro de carbono, como pueden ser los bosques naturales (Calvin *et al.*, 2014; Field, Campbell y Lobell, 2008; Gasparatos *et al.*, 2017; Nonhebel, 2005; Ovando y Caparrós, 2009). Por ejemplo, ha sido estimado (Fargione *et al.*, 2008; Overmars *et al.*, 2011; Searchinger *et al.*, 2008) que la competencia indirecta por la tierra inducida por los biocombustibles líquidos en las regiones desarrolladas conlleva desbroce/desmonte de la tierra a nivel global y emisiones asociadas de



ILUC más altas que los ahorros de emisiones logrados al reemplazar la gasolina por estos biocombustibles durante 30 años. Ello ha llevado por lo tanto a cuestionar de forma importante los beneficios de los biocombustibles o al menos a destacar sus impactos (Arévalo *et al.*, 2008; Banse y Sorda, 2009; García y Domingo, 2009; Hochman, Sexton y Zilberman, 2008; Jamwal, Kapoor y Gandhi, 2020; Janda, Kristoufek y Zilberman, 2012; Kumar, Shrestha y Abdul Salam, 2013; Luis, Pol y Porras Gómez, 2008; Pol, 2009; Razo *et al.*, 2007).

Para las fuentes de energía renovable distintas de la bioenergía, los requerimientos de tierra e impactos ambientales asociados han sido todavía poco estudiados en la literatura desde un punto de vista cuantitativo (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017; Gasparatos *et al.*, 2017). En el caso de la energía solar, generalmente se espera que el elemento de competencia terrestre sea insignificante debido a su mayor densidad de energía relativa en comparación con la bioenergía y la posibilidad de integrarla en áreas urbanas o tierras no productivas (De Vries, van Vuuren y Hoogwijk, 2007; Jacobson y Delucchi, 2011; Nonhebel, 2005; Timilsina, Kurdgelashvili y Narbel, 2012). Por ello, este tipo de energía no suele conllevar asociado ningún uso de tierra de acuerdo con la mayoría de los informes estadísticos oficiales y los modelos de evaluación integrada (IAM). Sin embargo, estudios recientes basados en imágenes satelitales de energía solar a escala centralizada (USSE)<sup>1</sup> en operación, ya sea en forma de energía fotovoltaica (PV) o energía solar concentrada, generalmente llamada termosolar (CSP), muestran que su eficiencia en el uso del suelo (LUE) es hasta seis veces inferior a las estimaciones teóricas (De Castro *et al.*, 2013; Hernandez, Hoffacker, y Field, 2014; Ong *et al.*, 2013). La aplicación de tales LUE observadas en consecuencia reduce la contribución potencial de la energía solar en los espacios de azoteas (Capellán-Pérez, de Castro y Arto, 2017; Denholm y Margolis, 2008).

La instalación de USSE en tierra está sujeta a una diversidad de restricciones: restricciones de recursos solares, que están relacionadas con la irradiancia solar en un área determinada; restricciones geográficas tales como la pendiente y el uso existente de la tierra; y restricciones regulatorias, *e.g.* el estado protegido de la tierra, a menudo relacionado con la preservación del ecosistema y la vida silvestre (Deng *et al.*, 2015; Hernandez *et al.*, 2016, 2015; Lopez *et al.*, 2012; Mahtta, Joshi y Jindal, 2014;

1 *Utility Scale Solar Energy*: el concepto, traducido del inglés, se refiere a que hoy día es posible producir energía solar comercial en una escala lo suficientemente grande como para verter directamente a la red de transporte o distribución de electricidad.

Turney y Fthenakis, 2011). Por lo tanto, cuando estén disponibles, se utilizan o se plantea utilizar para la energía solar desiertos y matorrales secos con alta irradiancia solar y que generalmente no son adecuados para actividades humanas (Hernandez *et al.*, 2016; Mahtta, Joshi y Jindal, 2014; Trieb *et al.*, 2012). Sin embargo, más allá de las restricciones estrictas, otras características como la falta de infraestructura vial, eléctrica y de agua, y la distancia a los asentamientos humanos, complican la construcción, operación y mantenimiento a gran escala de la energía solar en estas áreas (Hernandez *et al.*, 2015). En España ha habido un creciente interés por obtener tierras aptas para instalar energía solar y cercanas a las estaciones de la red, siguiendo los planes del PNIEC (véase *e.g.* noticias como la recogida en *El Economista*, por Daniel, 2019). Además de eso, podrían producirse otras fricciones o complicaciones si la tierra que los gobiernos nacionales o locales ponen a disposición de la energía solar es en realidad una zona vulnerable o crítica en términos de biodiversidad (Hernandez *et al.*, 2014; Lovich y Ennen, 2011). O también si es propiedad de pequeños propietarios que no están de acuerdo con dejar su tierra, pero que no tienen los medios suficientes para impedirlo (*Agroinformación*, 2020). Los desarrollos recientes muestran que las USSE en países densamente poblados a menudo se instalan en tierras de cultivo que se usan o son potencialmente adecuadas para otros usos productivos como la agricultura o la silvicultura (De Castro *et al.*, 2013; De Marco *et al.*, 2014; Hernandez *et al.*, 2016; Prados, 2010), lo que intensifica la competencia por la tierras por las mismas razones que ocurre con la expansión de la bioenergía. Además, el desbroce/desmonte de tierras actualmente con vegetación para USSE también tiene impactos locales sobre la biodiversidad, el ciclo del carbono y otros aspectos paisajísticos y de estética (Armstrong, Ostle y Whitaker, 2016; Hernandez *et al.*, 2014; Turney y Fthenakis, 2011).

Debido a la relevancia potencial de la energía solar y bioenergética en un futuro descarbonizado, este trabajo tiene como objetivo cuantificar los impactos rurales de la energía solar y de la biomasa en España hasta 2050, en un contexto de descarbonización de la economía española desde el presente hasta 2050. Hasta el año 2030, las proyecciones de energía solar y de la biomasa en el *mix* energético español se han tomado del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) español. A partir de estas proyecciones, obtenemos los impactos rurales en términos de ocupación de la tierra, pérdidas de secuestro de CO<sub>2</sub>, rentas de la tierra, aplicación de nitrógeno y extracción de agua para diferentes cuencas hidro-

gráficas y costas españolas. Ello permite discutir de forma profunda las implicaciones para las políticas públicas de los diferentes ministerios, gobiernos regionales y agentes implicados, y diseñar extensiones o variaciones de los escenarios explorados en función de las diferentes prioridades de política socioeconómica y ambiental, *e.g.* viendo los cambios que implican en otras variables las limitaciones esperadas en términos de disponibilidad de agua, o las planeadas en términos de contención de la expansión de regadíos, aplicación de fertilizantes nitrogenados, etcétera.

El artículo se ordena como sigue. La sección segunda explica detalladamente la metodología utilizada para realizar el análisis. La sección tercera presenta los resultados de la modelización de los escenarios, incluyendo por un lado aquellos sin especiales políticas relacionadas con la agricultura y el uso del agua, y por otro, introduciéndolas en relación con los planes hidrológicos y medidas adicionales de sostenibilidad. La sección cuarta amplía la discusión de los resultados y sus implicaciones, y la sección quinta recoge las principales conclusiones y posibles futuras extensiones del trabajo y líneas de investigación.

## 2. METODOLOGÍA

En este trabajo hemos diseñado específicamente un método novedoso que permite contabilizar dinámicamente la ocupación de la tierra por parte de la energía solar (módulo de uso de tierra con energía solar), que depende de la ubicación geográfica y el año de instalación, y está basado en mediciones técnicas y observaciones aplicadas a la modelización (Capellán-Pérez, De Castro y Arto, 2017; De Castro *et al.*, 2013). La modelización parte de un modelo de evaluación integrado (IAM, en inglés) llamado *GCAM* (bien reconocido y utilizado, que describimos en la siguiente subsección) que vincula los sistemas de energía, tierra, socioeconómicos y climáticos y que también se ha aplicado en otros estudios para medir la fuga de carbono terrestre inducida por la bioenergía en un contexto de mitigación del cambio climático (Calvin *et al.*, 2014; González-Eguino *et al.*, 2017; Wise *et al.*, 2009). Con este modelo, simulamos una variedad de escenarios de penetración de las tecnologías solares y de la biomasa en el *mix* energético. Basado en la eficiencia de uso del suelo (LUE) de energía solar y de la biomasa definidos espacialmente, para las 11 regiones vinculadas a cuencas hidrográficas o zonas costeras, el uso de la tierra para energía solar y de la biomasa compete en el modelo con otros usos a través de la rentabilidad relativa inherente de cada uso

de la tierra (Wise y Calvin, 2011). Los cambios inducidos en la cubierta terrestre global y las emisiones relacionadas por LUC los comparamos con escenarios en los que se alcanzan los mismos objetivos de reducción de emisiones en el sector energético sin energía solar y de la biomasa. Ello nos permite tener una comparación apropiada de los cambios que estas energías renovables inducen.

## 2.1. Modelización

### 2.1.1. Modelo global

Como hemos apuntado, para este estudio, utilizamos el *GCAM* (*Global Change Assessment Model*), partiendo de su versión 5.2 (Calvin *et al.*, 2019). *GCAM* es un modelo global dinámico y recursivo con representaciones bastante avanzadas de las diferentes tecnologías de producción, del sector energético, el uso de la tierra y los usos de agua vinculados a un modelo climático que puede usarse para explorar políticas de mitigación del cambio climático, incluida la imposición y comercio de carbono, las regulaciones y despliegue de las tecnologías energéticas<sup>2</sup>. Las hipótesis sobre los cambios regionales en la población y en la productividad laboral afectan a los sistemas de energía y uso de la tierra. El modelo incorpora y permite numerosas opciones tecnológicas para producir, transformar y proporcionar la energía, así como para producir productos agrícolas y forestales, y para determinar el uso de la tierra y la cobertura de la misma. Utilizando un período de ejecución del modelo que se extiende desde 1990 hasta 2100 a intervalos de cinco años, utilizamos *GCAM* para explorar el papel potencial de las tecnologías emergentes de suministro de energía y las consecuencias de la aplicación de medidas específicas de política económica y medioambiental. En todo caso, nuestra opinión y la de otros muchos investigadores es que la fiabilidad de este tipo de proyecciones suele reducirse de forma notable con el tiempo, y que algunos de los aspectos a tratar (*e.g.* ambición de política climática, planes hidrológicos y otras políticas ambientales, etc.) no permiten hacer tan largas extrapolaciones. Así, principalmente nos centramos en estudiar el período comprendido hasta el año 2050.

---

<sup>2</sup> *E.g.* proyecta diferentes escenarios de adopción de tecnologías energéticas más o menos novedosas, como la captura y almacenamiento de carbono, la bioenergía, los sistemas de hidrógeno, la energía nuclear, la tecnología de energía renovable o las tecnologías de uso de energía en edificios, industria y transporte.

### 2.1.2. La bioenergía en GCAM

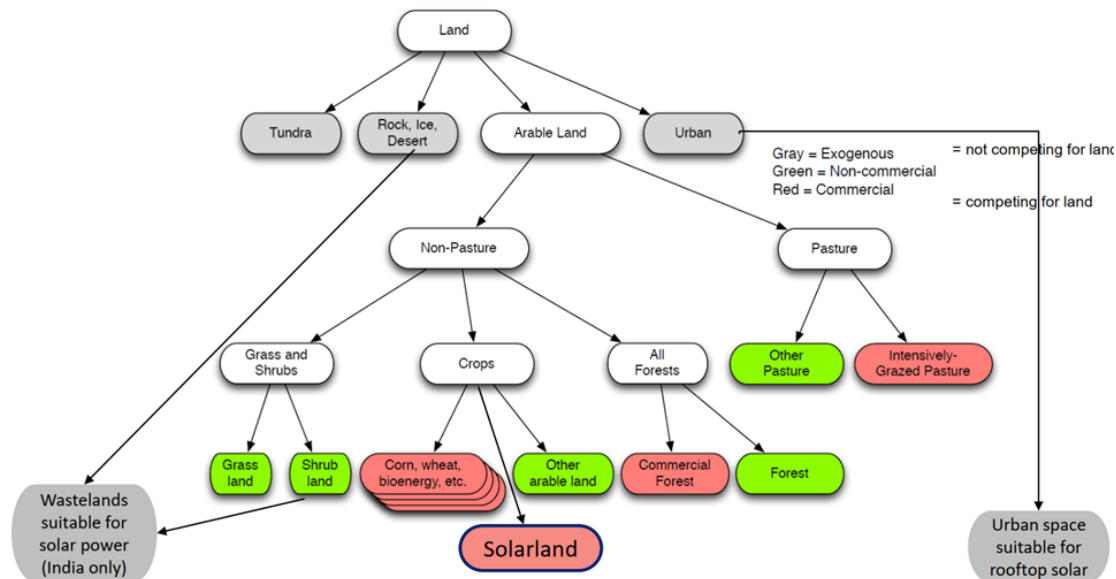
Entre todas las opciones de energía renovable, la bioenergía es la única opción que se utiliza como alternativa directa para los combustibles fósiles, dadas sus características similares en términos de uso, comercio y almacenamiento. Por lo tanto, tiende a jugar un papel importante en los IAM cuando se proyectan escenarios de descarbonización. Dado que *GCAM* integra los sistemas de energía y usos del suelo, el papel de la bioenergía es especialmente importante, ya que su uso en el sistema de energía a menudo tendrá impactos en los sistemas de uso del suelo. Las materias primas para la bioenergía en *GCAM* son flujos de residuos (de áreas urbanas, agrícolas o forestales), cultivos dedicados de bioenergía como *Miscanthus* o *Panicum virgatum*, y cultivos habituales como maíz, azúcar, colza y soja, que se pueden usar para bioetanol y biodiesel. Estas materias primas pueden usarse como insumos (*inputs*) sólidos, pero también pueden transformarse en insumos líquidos o gaseosos, y directa o indirectamente pueden usarse en todos los sectores de transformación y uso final (electricidad, industria, edificios y transporte). Además de los residuos urbanos, que se supone que se utilizarán en la región donde se genera, todas las demás materias primas pueden comercializarse entre regiones. La proporción de materias primas bioenergéticas exportadas o importadas netas se calibra en el año base (2010) utilizando datos reales (*i.e.* FAOSTAT), y puede cambiar en los escenarios futuros proyectados, en función de los costes relativos para la producción de dichas materias primas en cada región.

### 2.1.3. Especificaciones del módulo de uso de tierra con energía solar (solarland)

El uso del suelo y la producción agrícola en la versión 5.2 de *GCAM* están calibrados para unidades geográficas de tierra (GLU) predefinidas, basadas en cuencas hidrográficas y costeras. El uso del suelo en *GCAM* se ha dividido en diferentes nodos que afectan el nivel de competencia entre los diferentes usos (ver gráfico 1). Se asume que las categorías de uso de la tierra (por ejemplo, maíz, trigo, bioenergía) que pertenecen al mismo nodo (cultivos en este ejemplo) compiten más directamente entre sí que con los usos de la tierra en otros nodos (por ejemplo, bosques o pastos).

Gráfico 1

## Representación de cómo se incluye el módulo de uso de tierra con energía solar en la estructura de competencia terrestre de GCAM



Nota: Los usos de la tierra en rojo compiten por la tierra, mientras que no lo hacen los usos de la tierra en gris (exógenos) y verde (endógenos).

Fuente: Adaptado de (JGCRI, 2019).

La competencia entre los diferentes usos del suelo se basa en la rentabilidad marginal. En el año base (2010), los datos sobre precios de todos los productos agrícolas, el uso de agua para riego y el uso de fertilizantes se calibran, para cada tipo de uso del suelo y GLU utilizando fuentes terciarias (*i.e.* FAOSTAT). Sobre la base de esa calibración, se calculan “valores” inherentes o implícitos para cada uso de la tierra, en cada GLU. Para cada escenario sobre el futuro (es decir, a partir de 2015), el equilibrio entre la demanda y la oferta de bienes finales e intermedios genera cambios relativos en los precios de los productos agrícolas, fertilizantes y agua de riego local, alterando la rentabilidad relativa de cada uso de la tierra. La regla del modelo es que los propietarios de la tierra eligen entre diferentes usos de la tierra para maximizar sus beneficios, basándose en los cambios proyectados en rentabilidad. Para cada uso de la tierra y GLU, se hacen hipótesis sobre la cantidad (*stock*) de carbono secuestrado en la vegetación y el suelo. Un cambio en

la cobertura del suelo conduce a emisiones de LUC positivas o negativas, impulsadas por la diferencia en el secuestro de carbono asumido (en la vegetación y el suelo) entre el uso del suelo original y el nuevo.

En este estudio utilizamos un módulo de uso de tierra con energía solar desarrollado para *GCAM* (Van de Ven *et al.*, 2020). Este módulo especifica el requerimiento de suelo para la energía solar a escala centralizada (USSE). Este USSE, ya sea en forma de PV o CSP, solo entra en el sistema energético a través de la generación de energía eléctrica. En este módulo, la tierra para energía solar compite con otros usos comerciales (cultivos, madera y pastos intensivos) y no comerciales (bosques naturales, praderas, matorrales). Específicamente, la categoría de suelo para energía solar está incluida en el nodo terrestre “cultivos” (ver gráfico 1), lo que significa que la demanda de suelo para energía solar competirá principalmente con tierras de cultivo usadas, degradadas y potenciales (incluyendo praderas fertilizadas químicamente). Indirectamente, la demanda de suelo para energía solar también compite con otros usos de la tierra, como bosques, pastizales y matorrales. Esta estructura asumida se basa en observaciones para Europa, donde la penetración actual de la energía solar es alta con respecto a la existente en otras regiones del planeta. En Europa, observamos que se utiliza principalmente tierra cultivable (De Castro *et al.*, 2013; De Marco *et al.*, 2014; Dias *et al.*, 2019; Prados, 2010). Además, la literatura señala que la productividad de la energía solar es mayor en las tierras de cultivo (Adeh *et al.*, 2019), apoyando la suposición de que a la hora de decidir sobre la ubicación de los proyectos de energía solar los futuros inversores se centrarán principalmente en las tierras de cultivo usadas, degradadas o potenciales. Se asume además que el secuestro de carbono que se produce en suelo destinado a energía solar es igual al de la tierra arable no utilizada en cada GLU.

#### *2.1.4. Eficiencia futura de las tecnologías de energía solar*

Actualmente existe una amplia variedad de tecnologías fotovoltaicas a nivel comercial, y aún mayor variedad de aquellas en fase de investigación, con diferentes niveles de rendimiento. Aunque se pueden obtener eficiencias muy altas en los prototipos de investigación en el laboratorio (> 40%), el promedio ponde-



rado de la eficiencia fotovoltaica global de los paneles que están siendo instalados (en torno al año 2017) es de alrededor del 16% (Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, 2018). La tecnología *Multi-Si* actualmente domina el mercado con alrededor del 62% de la nueva capacidad solar, seguida de Mono-Si (33%), mientras que el 5% restante de la capacidad utiliza películas finas (*thin-films*) (Fraunhofer Institute for Solar Energy Systems, 2018).

La eficiencia de los paneles solares ha ido aumentando en las últimas décadas desde eficiencias del  $\sim 8\%$  en la década de 1980 hasta esos niveles en torno al doble de la actualidad. Sin embargo, aunque todavía existe la posibilidad de una mayor mejora tecnológica, existen incertidumbres sobre los niveles futuros de eficiencia de la PV debido a factores como los límites termodinámicos (por ejemplo, 34% para celdas de unión única, también conocido como límite de Shockley-Queisser), los aumentos de costes con la complejidad tecnológica (por ejemplo, celdas de unión múltiple) y la compensación entre rendimiento, flexibilidad y disponibilidad de minerales (De Castro *et al.*, 2013; Grandell y Höök, 2015; Nathan S. Lewis, 2016; Valero *et al.*, 2018).

Este es un parámetro clave en nuestro análisis dado que una mayor eficiencia produce la misma cantidad de energía eléctrica en un área más pequeña, es decir, reduce su uso o huella sobre la tierra. Suponemos que la eficiencia promedio de los paneles fotovoltaicos recién instalados aumentará hasta un 24% para 2050, correspondiendo a un escenario en el que las tecnologías de unión simple de silicio multi y monocristalino obtienen la mayor cuota de mercado y alcanzan su máxima eficiencia potencial práctica a nivel de producción industrial (Mayer *et al.*, 2015; Swanson, 2005).

Para CSP, las proyecciones de cambio de eficiencia son significativamente diferentes. Se espera que las futuras reducciones de costes provengan de economías de escala crecientes, en lugar de a través de mejoras de eficiencia (IRENA, 2012). Por lo tanto, en línea con las reducciones de costes asumidas en *GCAM 5.2*, asumimos que la eficiencia de los sistemas CSP mejora un 16% en comparación con los niveles de eficiencia de CSP en 2010.



### 2.1.5. Rendimientos energéticos por GLU

Para definir el valor de la tierra para albergar energía solar y de la biomasa se ha definido un rendimiento en términos de producción de energía (GJ) anual por unidad de tierra (ha) para cada GLU. El mapa 1 muestra en el panel A las áreas de GLU para España, y en los paneles B y C dichos rendimientos respectivamente para la energía solar y de la biomasa.

Los rendimientos de bioenergía se refieren solo a cultivos dedicados (*Miscanthus* y *Panicum virgatum*), y se calculan extendiendo las estimaciones específicas de la región para EE. UU. (Wullschleger *et al.*, 2010). Los rendimientos de otras posibles materias primas de bioenergía, como la colza o el maíz, se toman de FAOSTAT. Los rendimientos de energía solar, denominados  $\rho$ , se estiman utilizando la ecuación [1] definida a continuación, que se refiere a la irradiación horizontal global (*GHI*, en inglés)<sup>3</sup>, de los cuales se calcula un número promedio para cada GLU usando SIG

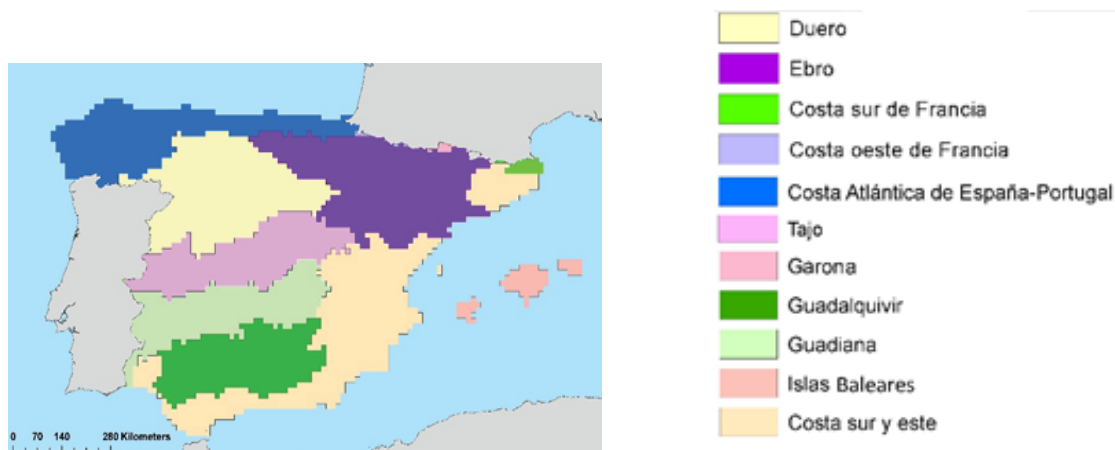
Mapa 1

**Panel A) Áreas de GLU asumidas para España en GCAM 5.2**

**Panel B) Rendimientos de energía solar en GJ por hectárea y año, por GLU**

**Panel C) Rendimientos de bioenergía en GJ por hectárea y año, por GLU**

Panel A



<sup>3</sup> <https://globalsolaratlas.info/download/spain>

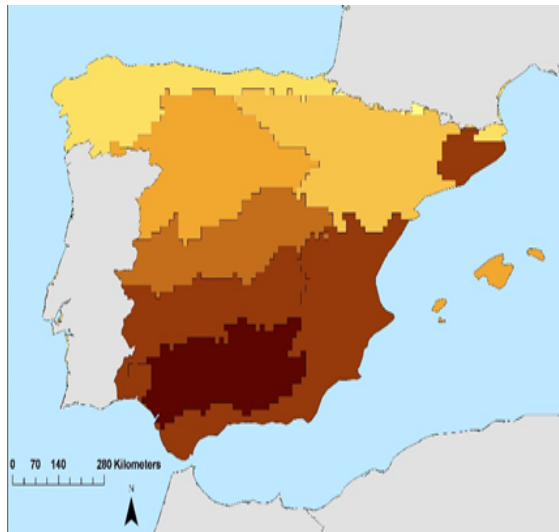
Mapa 1 (continuación)

**Panel A) Áreas de GLU asumidas para España en GCAM 5.2**

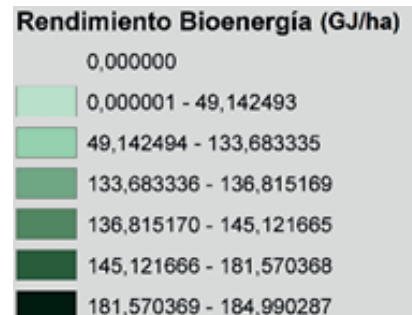
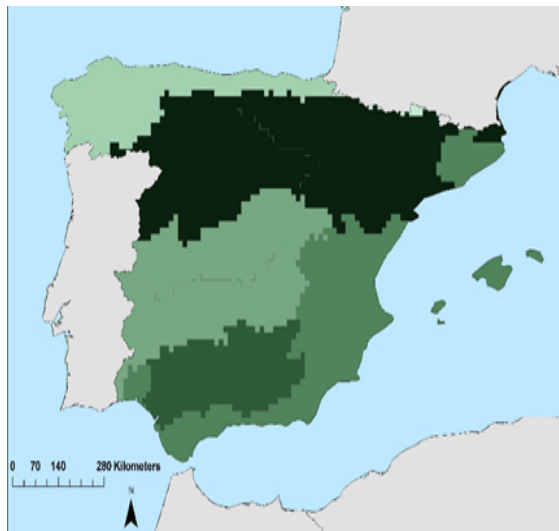
**Panel B) Rendimientos de energía solar en GJ por hectárea y año, por GLU**

**Panel C) Rendimientos de bioenergía en GJ por hectárea y año, por GLU**

Panel B



Panel C



(Sistemas de Información Geográfica). El parámetro  $f_1$  se refiere a la eficiencia promedio del panel en un determinado momento (ver sección anterior),  $f_2$  es un multiplicador que identifica la relación de rendimiento promedio durante el ciclo de vida de la planta de energía solar (se toma un valor de 0,65, según De Castro *et al.*, 2013), y  $f_3$  representa la ratio de ocupación de la tierra. La relación de ocupación de la tierra, definida por la ecuación [2], depende del factor de empaquetamiento (PF) de paneles fotovoltaicos o heliostatos y del área generador-sistema (GSR, en inglés) que se supone que es 0,7 según las observaciones del mundo real (De Castro *et al.*, 2013; Ong *et al.*, 2013). El factor de empaquetamiento nuevamente depende de la latitud promedio de cada GLU y está definido por la ecuación [3]: cuanto más lejos del ecuador, más espacio se necesita entre los diferentes paneles o heliostatos para evitar el sombreado, por lo tanto, menor es el factor de empaquetamiento. La ecuación teórica de PF depende de la elevación del sol, el acimut del sol y el ángulo de inclinación, que puede simplificarse suponiendo que la inclinación coincide con la latitud ( $\beta = \Phi$ ) y tomando el criterio de sombreado conservador de evitar el sombreado solo al mediodía (Martín-Chivelet, 2016).

$$\rho_e^{GLU} = I^{GLU} \cdot f_1^t \cdot f_2 \cdot f_3^{GLU} \quad [1]$$

$$f_3^{GLU} = GSR \cdot PF^{GLU} \quad [2]$$

$$PF^{GLU} = \left( \cos \beta^{GLU} + \frac{\sin \beta^{GLU}}{\tan \left( 66.55^\circ \cdot \left( \frac{\Pi}{180^\circ} \right) - \varnothing^{GLU} \right)} \right)^{-1} \quad [3]$$

Ver cuadro S2 en el apéndice para el cálculo de rendimiento de energía solar (panel B en mapa 1) a través de estas 3 ecuaciones.

## 2.2. Escenarios de penetración de energía solar y bioenergía (simulados sin limitaciones derivadas de las estimaciones de disponibilidades específicas o de políticas)

### 2.2.1. Penetración solar y bioenergética

Este estudio intenta replicar escenarios realistas de descarbonización, en un contexto de planificación de acuerdo con los planes de la Unión Europea y el ministe-

rio (actualmente ya Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico) de una reducción de emisiones en la economía española del 90% para 2050. Para todos los escenarios, la penetración hasta 2030 se toma del PNIEC español (MITECO, 2019). En este plan se supone que las USSE representarán para 2030 aproximadamente 322 PJ, es decir el 25% de la generación de electricidad en España (19,2% PV, 7,4% CSP), mientras que el uso de recursos bioenergéticos en todos los sectores sumará 440 PJ. Para 2050, y a partir de otros estudios, asumimos que el uso de electricidad de energía solar y de bioenergía asciende, en cada caso, hasta unos 750 PJ en 2050. En el caso de la solar, esto supondría un 45% de la generación de electricidad (30% FV y 15% CSP). Dentro de estos objetivos para la bioenergía, la proporción de biocombustibles basados en cultivos se mantiene relativamente estable entre 50 y 100 PJ, mientras que el resto de las materias primas se basarían en residuos (disminuyendo linealmente hasta cero en 2050, dadas las ambiciones de llegar a una economía 100% circular), residuos forestales y agrícolas, y cultivos de bioenergía con fines específicos, tales como *Miscanthus* y *Panicum virgatum*.

Estos objetivos para la energía solar y la bioenergía son contrastados con dos escenarios alternativos, con los mismos objetivos generales de reducción de emisiones para los años 2030 y 2050, que se utilizan para cuantificar el impacto de la energía solar y la bioenergía en el sistema terrestre. En un escenario planteamos exactamente los mismos objetivos de bioenergía para 2030 y 2050 (*i.e.*, 440 y 750 PJ), pero con la energía solar permaneciendo constante al nivel de 2015, por lo que sirve de escenario comparativo para cuantificar los impactos de la energía solar. El otro escenario plantea exactamente los mismos objetivos de energía solar para 2030 y 2050 (322 PJ y 750 PJ), pero con el uso de la bioenergía permaneciendo constante en el nivel de 2015, por lo que sirve de escenario comparativo para cuantificar los impactos de la bioenergía.

### **2.3. Escenarios simulados con limitaciones derivadas de las estimaciones de disponibilidades específicas o de política agraria o medioambiental**

A continuación, presentamos los escenarios simulados alternativos a la proyección sin limitaciones (los resultados naturales del modelo) derivados de las esti-

maciones de disponibilidades específicas (en este caso de agua) o de política agraria o medioambiental.

### *2.3.1. Escenario sin limitaciones en los usos de agua y fertilizantes*

Por defecto, *GCAM* no asume limitaciones nacionales o regionales al uso de agua y fertilizantes. Las únicas limitaciones son financieras: los costes de los *inputs* de energía afectan a los precios de los fertilizantes, mientras que la demanda total de recursos hídricos (dentro de cada período para las aguas superficiales, y sobre una demanda histórica en el caso de las aguas subterráneas) tiene un impacto en los costes de extracción de agua dentro de cada unidad geográfica GLU. Sin embargo, estas limitaciones pueden ser muy laxas y conducir a niveles de uso de agua y de fertilizantes no sostenibles, especialmente en términos de agotamiento y contaminación de las aguas subterráneas.

### *2.3.2. Escenario con limitaciones en los usos de agua y fertilizantes basados en consideraciones medioambientales*

En contraste con el escenario anterior, los efectos sobre la agricultura de los diferentes escenarios en materia de aguas pueden ser muy importantes debido a diferentes políticas agrarias y ambientales. En consecuencia, estos efectos también se trasladan a las rentabilidades relativas de la tierra, que son claves para determinar hasta qué punto se producen alteraciones y/o nuevos usos de tierra para la producción de energía.

Teniendo en cuenta los planes y leyes ambientales actuales y potenciales, en los casos descritos a continuación se limitarán los usos de agua y de fertilizantes. De este modo, el escenario supone la imposición de dichos límites afectando a los insumos o *inputs* del sector agrario.

#### *2.3.2.1. Limitación de expansión del regadío de acuerdo con los Planes Hidrológicos*

En este escenario introducimos la limitación a la expansión del regadío de acuerdo con los Planes Hidrológicos, sintetizados especialmente en este docu-

mento (MITECO, 2018), diseñado para el segundo ciclo de la Directiva Marco del Agua (DMA, 2015-2021).

Su Tabla 22 muestra las demandas de agua en cada demarcación hidrográfica en el año de elaboración de los planes hidrológicos (básicamente en torno al año 2012) y en 2021. Ello implica variaciones (aumento de demandas en unas demarcaciones hidrográficas y reducción en otras). Las demandas para el sector agricultura entran como límite superior al modelo, lo que significa que el consumo de agua agrícola en 2020 no puede superar el nivel marcado en los planes hidrológicos para 2021. Para los años posteriores, hasta el año 2030, estas variaciones son extrapoladas/mantenidas en el tiempo.

Para aquellas cuencas en las que se espera que el cambio climático afecte fuertemente los ya limitados niveles de escorrentía de agua anuales (Guadalquivir, Guadiana, Tajo, Costa sur y este, Baleares) (CEDEX, 2012), esperamos que los planes hidrológicos futuros al menos sigan manteniendo la misma restricción a la demanda de agua de riego, por lo que mantenemos la restricción aplicada en 2020 hasta 2050. Para cuencas donde se espera menor vulnerabilidad al cambio climático, y donde los niveles de escorrentía anual son algo más abundantes (Duero, Ebro), aplicamos una extrapolación lineal de 2020 a 2050 del aumento moderado de la demanda aplicado de 2010 a 2020 (según los planes hidrológicos). Para las cuencas donde los niveles anuales de escorrentía de agua son lo suficientemente abundantes como para soportar un aumento significativo de demanda de agua sin problemas de escasez (costa atlántica, cuencas de la frontera francesa), no se han aplicado restricciones a partir de 2020.

### *2.3.2.2. Limitación de la aplicación de nitrógeno a los niveles de 2005*

La Directiva Marco del Agua (2000/60/EC) reúne las políticas de agua de la Unión Europea (UE). Su objetivo es lograr el “buen estado ecológico” de las aguas de la UE por medio de la gestión integrada de las cuencas hidrográficas. También cabe referirse a la Directiva de Nitratos (91/676/EEC), con el objetivo de reducir, y en la medida de lo posible, evitar la contaminación del agua causada por los nitratos procedentes de fuentes agrícolas. Aunque el nitrógeno es un

nutriente esencial que contribuye al crecimiento de las plantas, en concentraciones elevadas resulta perjudicial para las personas y la naturaleza. El uso agrícola de nitratos en abonos orgánicos y químicos es una fuente importante de contaminación del agua en Europa (Comisión Europea, 2010). Los instrumentos para reducir la contaminación son también los códigos de buenas prácticas agrarias, la designación de áreas vulnerables y los programas de acción.

De acuerdo con las directrices de la UE, los análisis de nitratos se clasificaron en cuatro intervalos de concentración:  $\leq 10$  mg/l (aguas de fondo natural),  $>10 - \leq 25$  mg/l,  $>25 - \leq 50$  mg/l (aguas contaminadas, pero que no superan el límite máximo admisible para las de consumo humano) y  $>50$  mg/l (no admisible consumo humano). Según diversas mediciones y estudios (Eugercios Silva *et al.*, 2017; Ruiz, 2007) estos niveles se superan en diferentes cuencas, especialmente en las zonas de costa del Levante y algunos territorios interiores, especialmente de las cuencas del Guadiana, del Tajo y del Ebro, y en menor medida también en las cuencas del Guadalquivir y del Duero. Es mucho más incierto conocer exactamente dónde se produce la aplicación de nitrógeno y donde se producen excesos de aplicación o efectos sobre las aguas en su caso (existen informes parciales del ministerio sobre la aplicación de orígenes orgánico). En todo caso, con este escenario en el que se limita el uso a los niveles de 2005 para aquellas cuencas con zonas altamente afectadas en la actualidad (todas las cuencas del panel A del mapa 1, excepto las de la costa atlántica y Garona; Eugercios Silva *et al.*, 2017; Ruiz, 2007), queremos ver la sensibilidad de los resultados a este parámetro.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Ocupación/uso de la tierra

El uso creciente de la energía solar y de la biomasa en España, requeridas para descarbonizar la economía, podrían ejercer una presión relevante en la cobertura del suelo en los territorios españoles. El gráfico 2 muestra una distribución detallada de la cobertura del suelo en España para un año histórico (2010) y para el último año de la proyección, 2050, cuando se utilizarían 750 PJ de energía solar y 750 PJ de bioenergía en el sistema energético español. El gráfico mues-



tra que la energía solar ocuparía el 0,65% del territorio español en tal escenario, prácticamente con independencia de que haya o no límites para el uso de agua de riego y fertilizantes (lo que puede explicarse por el supuesto implícito de que la energía solar debe generarse dentro de las fronteras españolas, y no será exportada). Se prevé que los cultivos dedicados a la bioenergía, como el *Miscanthus* y *Panicum virgatum*, ocupen del 3,3 al 3,7% del territorio español, dependiendo de la disponibilidad de agua de riego y fertilizantes, que son relevantes para la producción de dichos cultivos. En general, observamos que existiría una tendencia general de reforestación en España hacia 2050, independientemente de la penetración de la energía solar y la bioenergía. El gráfico también muestra que los límites al uso de agua de riego y fertilizantes limitan significativamente la expansión del área total de tierras de cultivo en España, reduciendo su expansión del 2,4% (en ausencia de límites) al 0,9% del territorio total en comparación con el año 2010. Principalmente, los usos de la tierra natural quedan preservados con tales límites, pero también el uso de la tierra abandonada es limitado.

Gráfico 2

### Detalle de los usos de suelo en el año histórico (2010) y el final de la proyección (2050), para escenarios con y sin límites a los usos de fertilizantes y de agua para riego

(En porcentaje)

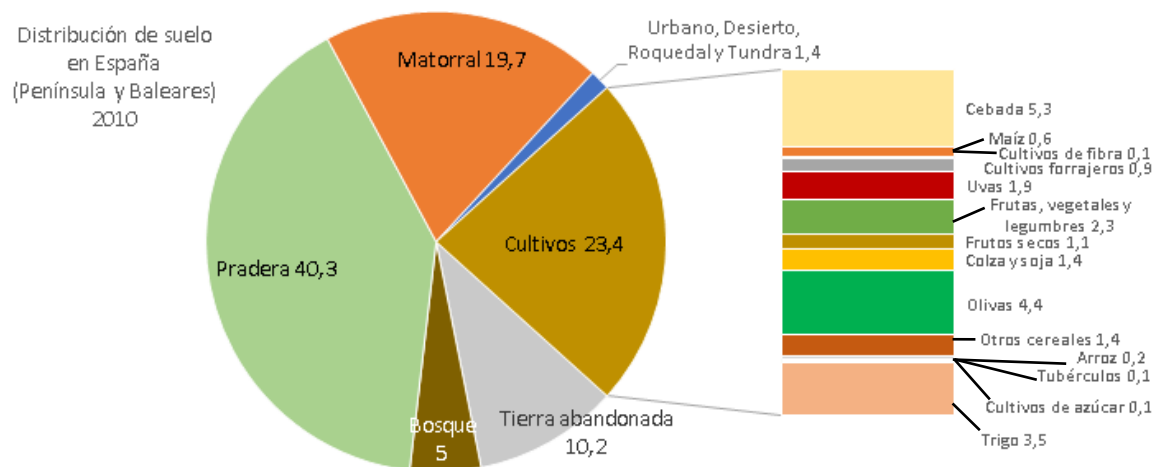
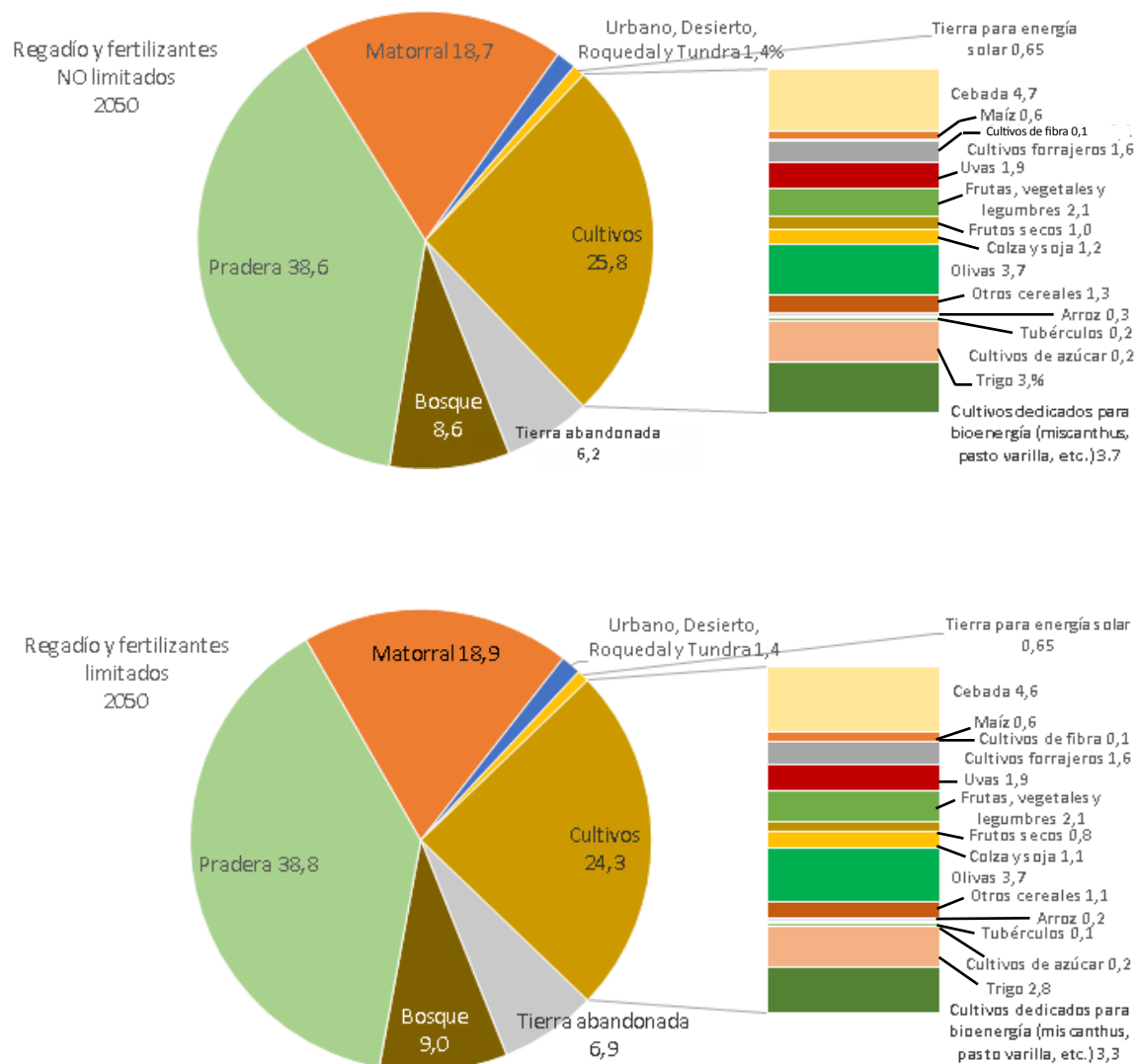




Gráfico 2 (continuación)

**Detalle de los usos de suelo en el año histórico (2010) y el final de la proyección (2050), para escenarios con y sin límites a los usos de fertilizantes y de agua para riego**

(En porcentaje)

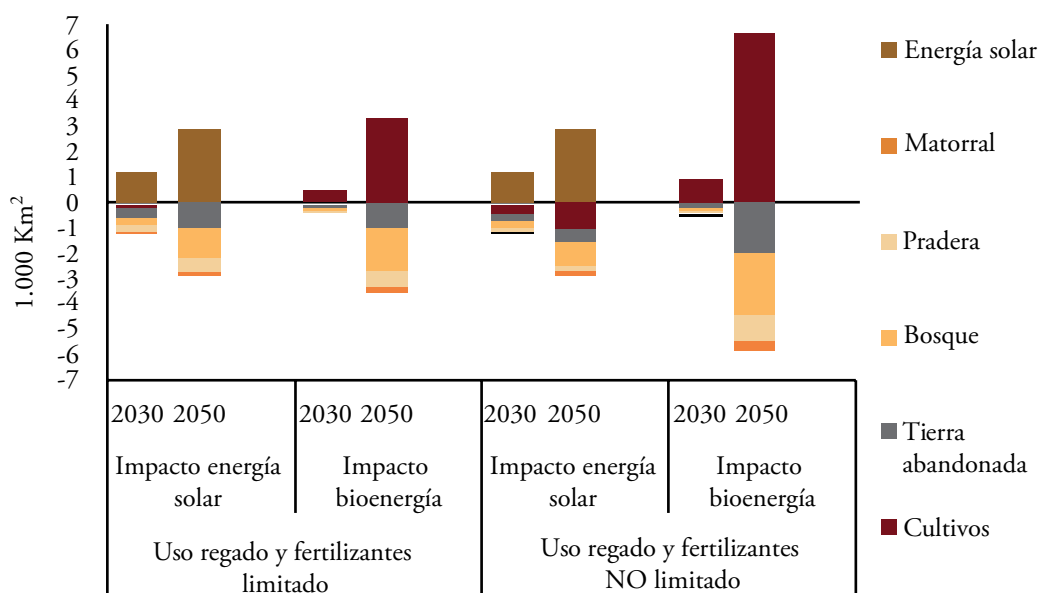


En lugar de mostrar la ocupación absoluta de la tierra como en el gráfico 2, el gráfico 3 muestra el impacto que tendría el uso por separado de la energía solar y la bioenergía en España sobre la cobertura total de la tierra en los años 2030 y 2050. Dado que la bioenergía puede comercializarse internacionalmente, los límites al uso de agua para riego y al uso de fertilizantes limitan significativamente la producción adicional impulsada por la demanda nacional de bioenergía y, por lo tanto, el efecto sobre la cubierta terrestre en España.

En cambio, el impacto total sobre la cubierta terrestre de la energía solar es el mismo en ambos escenarios, pero los tipos de suelo que reemplaza directa o indirectamente son muy diferentes. Potencialmente de un modo contraintuitivo, más

Gráfico 3

**Impacto aislado de la energía solar y de la biomasa en la cobertura del suelo en España, para los años 2030 y 2050, y para escenarios con y sin límites en el uso de fertilizantes y agua para riego**



tierras de cultivo serán reemplazadas (y lo serán relativamente menos de tierras naturales y abandonadas) por la energía solar en un escenario sin límites sobre el uso de agua de riego y fertilizantes. Esto puede explicarse por la tendencia proyectada por el modelo de que, en ausencia de tales restricciones ambientales, se cultivará una mayor cantidad de tierra “marginal” (actualmente natural o abandonada) para uso agrícola con tasas de beneficio marginales, usando fertilizantes y potencialmente agua de riego. Sin embargo, las crecientes necesidades de tierras llanas para energía solar convencerían a los propietarios de esas tierras marginales para alquilar sus tierras a empresas energéticas en lugar de mantenerlas/utilizarlas para fines agrícolas. En presencia de límites legales al uso de agua de riego y fertilizantes, tales tierras nunca serían cultivadas, ya que su rentabilidad sería demasiado baja. En este caso, estas tierras se alquilarán directamente a las empresas energéticas para el uso de energía solar, si existiera dicha demanda.

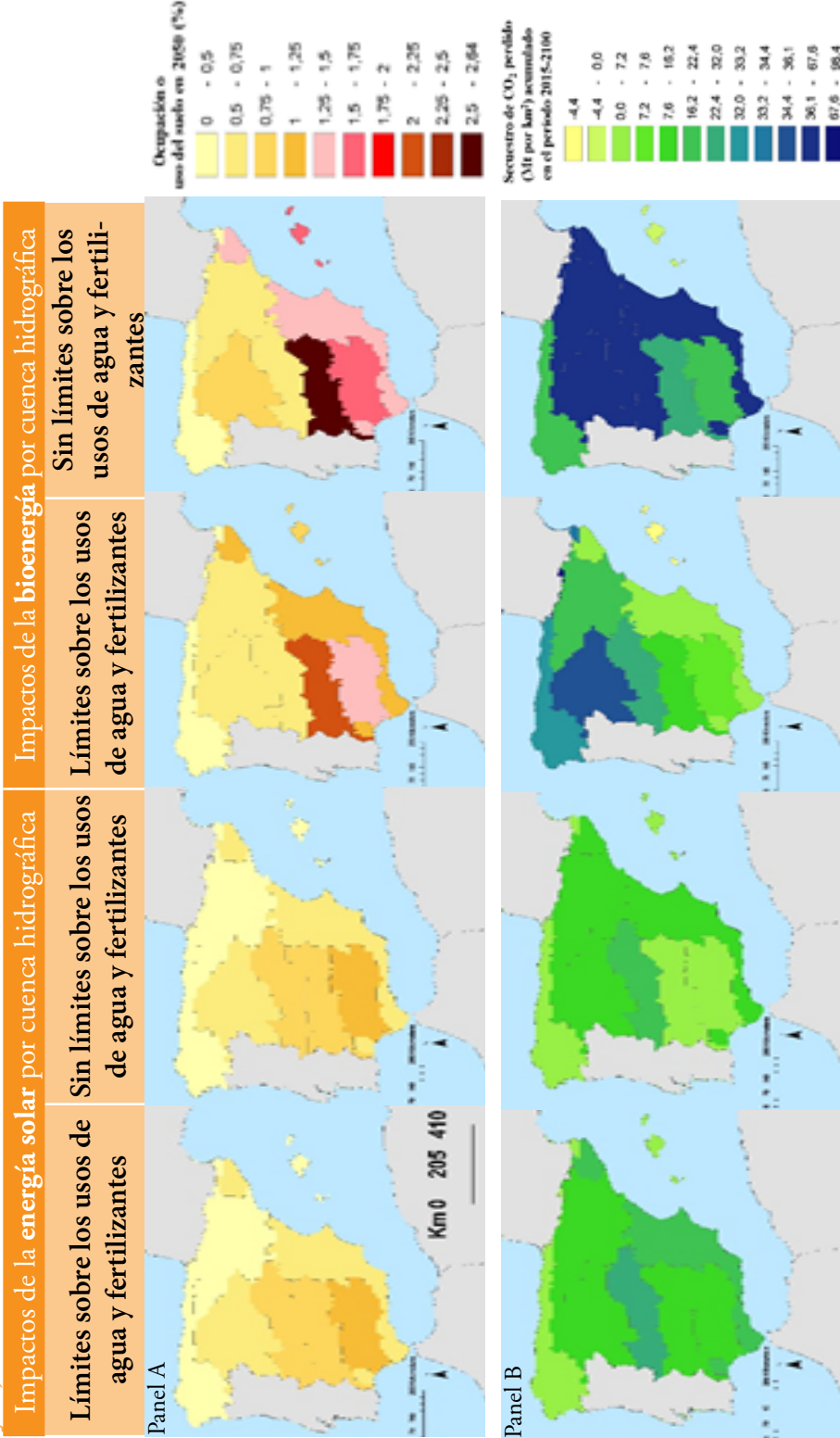
Así, por lo tanto, de acuerdo con los resultados obtenidos, la penetración de la energía solar y de la biomasa en el sistema energético español tendrá consecuencias para el uso del suelo rural. Estas consecuencias se diversificarán geográficamente, ya que las diferentes regiones tienen diferentes potenciales de productividad. El panel A del mapa 2 muestra los impactos estimados del escenario de penetración “media” para la energía solar y de la biomasa en España. Debido a la relativamente baja productividad para la producción de energía solar y de la biomasa en la costa del Atlántico norte (ver panel B y C del mapa 1), la tierra apenas se utilizará para fines de energía renovable. Por el contrario, la tierra rural en las regiones de Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha se comercializará intensamente con fines de energía renovable (con una ocupación total de la tierra que aumenta del 2% al 3% de su territorio total), a consecuencia de la demanda interior adicional de estas fuentes de energía renovables con la descarbonización del sistema energético.

### 3.2. Cobeneficios y efectos secundarios negativos

Al ocupar grandes extensiones de tierra, a menudo compitiendo con tierras agrícolas, la energía solar y la bioenergía también tendrán un impacto en muchos

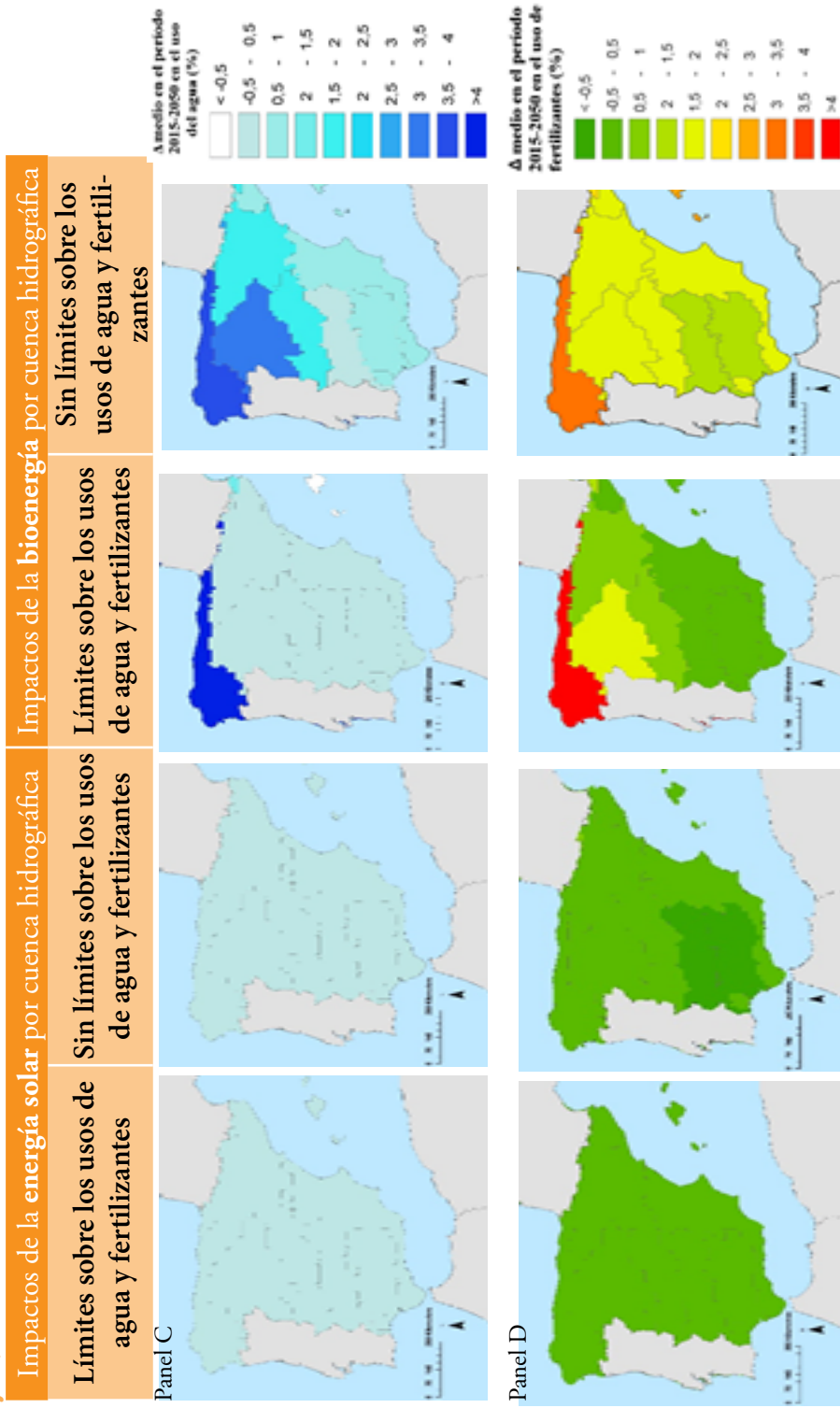
Mapa 2

Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra



Mapa 2 (continuación)

**Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra**

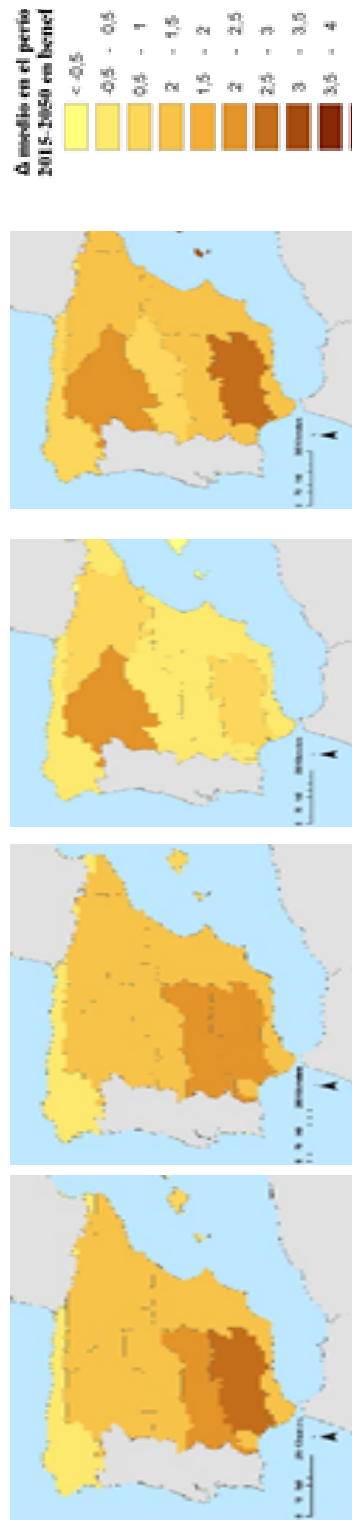


Mapa 2 (continuación)

**Impactos de la penetración de la energía solar y bioenergética por cuenca hidrográfica en España para A) ocupación de tierras, B) secuestro de carbono, C) uso de agua de riego, D) uso de fertilizantes y E) rentas del uso de la tierra**

Impactos de la energía solar por cuenca hidrográfica	Impactos de la bioenergía por cuenca hidrográfica
Límites sobre los usos de agua y fertilizantes	Sin límites sobre los usos de agua y fertilizantes
Sin límites sobre los usos de agua y fertilizantes	Límites sobre los usos de agua y fertilizantes

Panel E



otros indicadores que están fuertemente (positiva o negativamente) relacionados con el uso de la tierra rural, como las emisiones de LUC, las rentas de la tierra y el uso de fertilizantes y agua.

### *3.2.1. Secuestro de carbono*

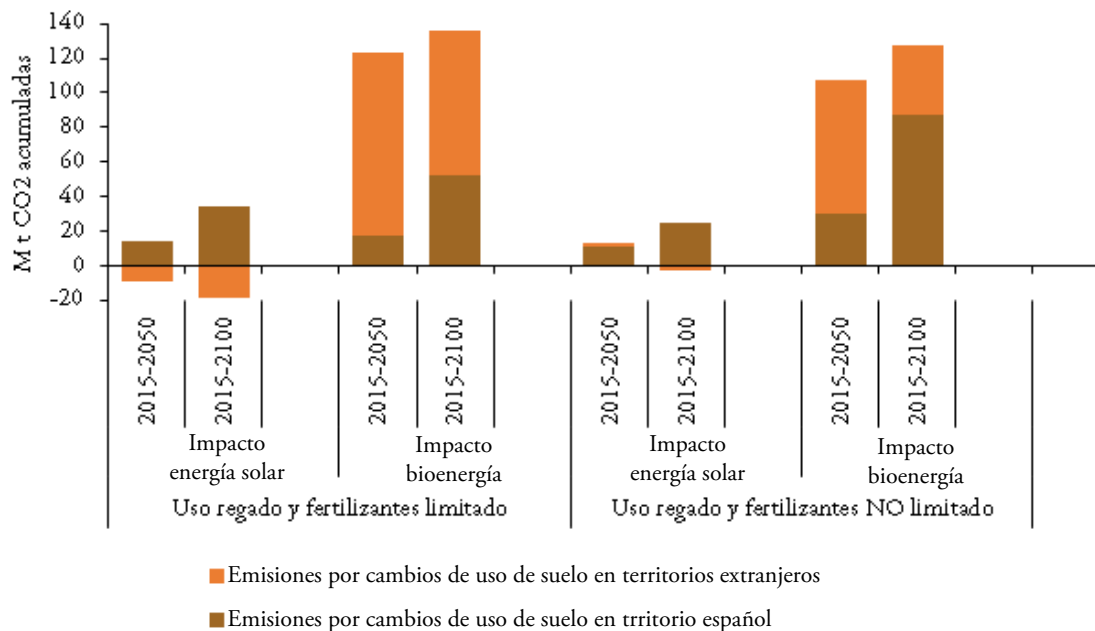
La ocupación de la tierra para producir energía solar y bioenergética, sin la reducción de la demanda mundial de productos agrícolas, intensifica la competencia por la tierra y reemplaza las formas naturales de uso de la tierra, como bosques, praderas y matorrales. Esto puede suceder directamente si la tierra natural se convierte directamente en tierra comercial, o indirectamente si las tierras de cultivo se utilizan para energía solar o de la biomasa, y en otro lugar, ya sea dentro del mismo territorio o no, la tierra natural se convierte en tierras de cultivo para satisfacer la demanda agrícola global. O también esto puede ocurrir si el uso de tierras abandonadas o tierras de cultivo marginales para energía solar o bioenergética evita que esas tierras más adelante se conviertan en bosques. El gráfico 4 muestra el impacto aislado que los objetivos de penetración de energía solar y de bioenergía en España tienen en las emisiones por cambios de uso de la tierra (LUC), dentro y fuera de España, mediante la liberación de carbono secuestrado en espacios naturales o evitando el secuestro de carbono. La razón principal por la que la penetración de bioenergía conduce a emisiones de LUC fuera de España es que la bioenergía se puede comercializar a grandes distancias y, por lo tanto, las mayores demandas de bioenergía en España conducirían a la transformación de los usos del suelo en otros lugares. En cambio, la penetración de la energía solar en España solo tiene efectos indirectos en LUC fuera de España, y en su mayoría impactos positivos, ya que la reducción de la silvicultura en España incentivará la forestación con fines comerciales en otras regiones. Por otro lado, los impactos sobre el secuestro de carbono en España son relativamente comparables entre la energía solar y la bioenergía, en todos los escenarios.

Como se mostraba en el gráfico 2, existe una tendencia a la reforestación en España, razón por la cual una parte importante de las emisiones de LUC en España están relacionadas con la ocupación de tierras que de otro modo serían forestadas. El secuestro de carbono de los nuevos bosques puede continuar a lo largo de muchas décadas, por lo que el impacto de la energía solar y la bioenergía en el secuestro de carbono en España es mucho mayor si se tiene en cuenta



Gráfico 4

**Impacto aislado de la energía solar y la bioenergía en las emisiones generales de CO<sub>2</sub> relacionadas con LUC, dentro y fuera de España, durante el período de la política (2015-2050) e incluyendo los impactos derivados hasta 2100**



el secuestro que ocurre o deja de ocurrir (según escenarios) después del período de la política (como es el período 2050-2100). Las limitaciones medioambientales al uso de agua de riego y fertilizantes reducen significativamente las emisiones de LUC (teniendo en cuenta todas ellas hasta 2100) relacionadas con la bioenergía en España, pero aumentan ligeramente el impacto de la energía solar en España.

Como se puede ver en el panel B del mapa 2, el secuestro de carbono evitado debido al impacto de la energía solar y la bioenergía se distribuye de manera bastante uniforme en los territorios españoles. Pero si los usos de agua de riego y de los fertilizantes se restringen, los mayores impactos de la energía solar se centran en la cuenca del Tajo, y los de bioenergía en la cuenca del Duero.



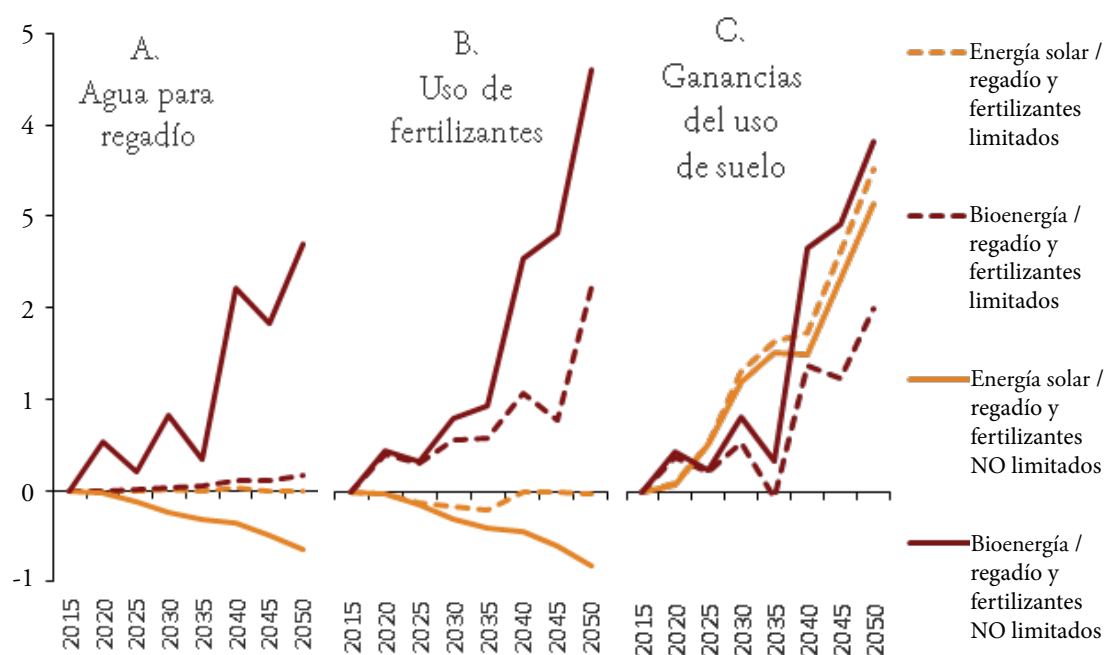
### 3.2.2. Usos de agua para riego y de fertilizantes

El uso de la tierra para la agricultura va de la mano del uso de agua de riego y fertilizantes, que en general mejoran la producción potencial de los cultivos por unidad de tierra, aumentando la rentabilidad del uso de la tierra. Los gráficos 5A y 5B muestran el uso de agua de riego y fertilizantes relacionados con la penetración de la energía solar y la bioenergía a lo largo de los años hasta 2050. Claramente, en un escenario donde el uso de esos insumos o *inputs* está limitado para fines ambientales, el impacto de la energía solar y la bioenergía sobre sus usos es marginal. Sin embargo, el gráfico muestra los impactos relevantes de la energía solar y la bioenergía en el uso de estos insumos productivos para la agricultura cuando tales límites no son impuestos.

Gráfico 5

#### Impacto de la penetración de la energía solar y bioenergía en el uso de agua para riego y de fertilizantes en usos de tierra comerciales, y beneficios totales derivados del uso del suelo en España

(Porcentaje)



Como la producción de bioenergía es una práctica agrícola, los cultivos de bioenergía que se cultivan en la tierra también requieren fertilización para lograr márgenes de beneficio rentables. Por lo tanto, la penetración de la bioenergía aumentaría significativamente el uso de fertilizantes en España, lo que puede conducir a mayores niveles de eutrofización. En cambio, el uso de tierras agrícolas para energía solar evita la necesidad de fertilizantes (ya que la tierra para energía solar no necesita ser fertilizada), aliviando los riesgos potenciales de eutrofización. Se pueden ver efectos similares para el uso del agua: como la energía solar requiere solo de pequeñas cantidades de agua en su funcionamiento, la conversión de tierras de cultivo irrigadas a tierras solares reduce la necesidad total de agua. En cambio, los cultivos de bioenergía también necesitan riego en muchos casos (aunque significativamente menos que la mayoría de otros cultivos), lo que se traduce también en una subida de las necesidades totales de agua en escenarios con alta penetración de bioenergía. Estos aumentos de necesidades de agua son, no obstante, más moderados que los de fertilizantes.

Además, estos efectos no se extienden por igual en el territorio español, como se puede ver en los paneles C y D del mapa 2. Algunas regiones como el noroeste español muestran aumentos relevantes porcentualmente en el uso del agua, debido al desplazamiento de cierta producción agraria hacia esas zonas con las limitaciones de aplicación de N y de expansión de regadío (en cierto modo, revirtiendo los cambios históricos, ver *e.g.* Cazcarro, Martín-Retortillo y Serrano, 2019). Manteniendo la misma escala, cabe observar cómo en un escenario de expansión de bioenergía sin límites se verían aumentos bastante importantes de uso de agua en numerosas cuencas (eso sí, en muchos casos llevando a porcentajes de uso con respecto a disponibilidad elevados, agotando incluso más los recursos de agua subterráneos). En concreto, estos se verían igualmente en las cuencas del noroeste (3,5%), pero también de forma importante en la cuenca del Duero (3% de aumento), y del Ebro y del Tajo (en torno al 1,6% en cada una). En el mapa destaca también (en color verde) la ligera reducción proyectada en el uso del agua en la cuenca del Guadiana.

En lo que respecta al uso de fertilizantes, la expansión de bioenergía sin introducir el escenario de limitaciones genera aumentos en el uso de fertilizantes entre el 1,2% y el 3,3%. Especialmente importantes son los aumentos en las cuencas del

norroeste (3,3%), en las islas Baleares (2,78%), en las cuencas del sureste (1,85%), en la cuenca del Duero (1,76%), en la cuenca del Ebro (1,639%), en la cuenca del Tajo (1,79%). La expansión de bioenergía con límites muestra el máximo de aumento de porcentaje (5,2%) para el caso de las cuencas del norroeste, dado que no existen límites allí, donde el uso de fertilizantes es actualmente bajo, y no se halla exceso de nitratos relevante en el agua subterránea (Eugercios Silva, Álvarez-Cobelas y Montero González, 2017). Sin embargo, se muestra cómo el uso de fertilizantes tiene que ser mucho más bajo en las islas Baleares (-0,14% en vez de 2,78% sin límites), en las cuencas del sureste (0,18% en vez de 1,85% sin límites), en la cuenca del Ebro (0,69% en vez de 1,639% sin límites), en la cuenca del Tajo (0,94% en vez de 1,79% sin límites).

En un escenario sin límites, la ligera reducción en el uso de agua de riego y fertilizantes debido a la penetración de la energía solar se puede asignar predominantemente a las áreas rurales del sur de España; lo cual podría ser conveniente debido a que en estas áreas los impactos ambientales suelen ser relativamente más altos, especialmente en términos de usos de agua.

### *3.2.3. Rentas económicas del uso de la tierra*

Si bien la penetración de la energía solar y bioenergía en España podría generar importantes emisiones de LUC, también implicarían significativos aumentos en los beneficios o rentas derivadas del uso de la tierra dentro de España (ver el gráfico 5c). Las crecientes ganancias se logran mediante la comercialización de tierras actualmente abandonadas o naturales, impulsadas por la mayor demanda de tierras para producir energía renovable. De acuerdo con la modelización, se espera que la penetración de la energía solar aumente las ganancias promedio del uso de la tierra en aproximadamente un 1,2% para 2030, y un 3,2% para 2050. El impacto de la bioenergía es marginal en 2030, mientras que el impacto en 2050 depende en gran medida de si el uso del agua para regadío y los fertilizantes están limitados: sin tales restricciones, la creciente demanda de bioenergía podría aumentar las ganancias en casi un 4%. Con tales limitaciones, una gran parte de estos beneficios se lograrían fuera de España. Para poner en perspectiva estos cambios relativos en las rentas del uso del suelo en España, el gráfico 6 muestra

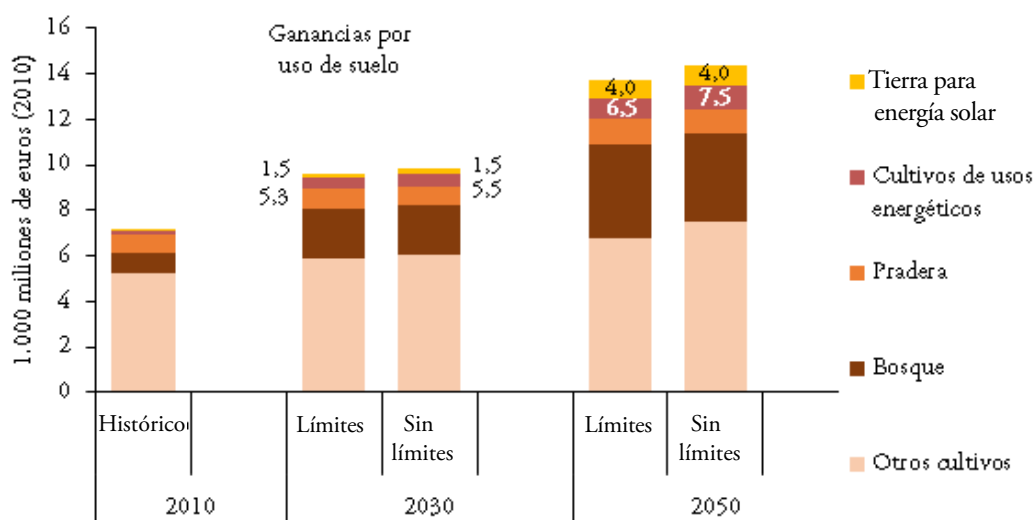
las rentas del uso de suelo proyectadas a lo largo del tiempo, por categoría de uso del suelo. Además de la tendencia general de aumentar las rentas de la tierra, principalmente debido al aumento significativo de los productos forestales comerciales de 2010 a 2050, se muestra que la energía renovable proporcionaría alrededor del 7% de las rentas totales en 2030, y del 10,5-11,5% en 2050. Comparando el gráfico 6 con el gráfico 5, se observa que las rentas del uso de la tierra de la demanda de bioenergía están solo parcialmente relacionadas con la demanda de bioenergía en España. En cambio, se espera que este sector crezca de todos modos, debido a la creciente demanda internacional de bioenergía.

El primer gran resultado diferencial (con respecto a lo visto hasta ahora) es que para el escenario de energía solar las rentas resultan mayores cuando existen límites al uso de fertilizantes y expansión de regadío. La principal razón de esto es que con los límites las rentas de la agricultura no son tan elevadas y se favorecen los

Gráfico 6

### Proyección de rentas totales del uso del suelo comercial en España (por categoría de uso del suelo)

(Porcentaje)



usos alternativos de la tierra agraria, en este caso para energía solar. Esto se produce en general para todas las regiones (ver el panel E del mapa 2), destacándose el importante aumento de rentas cuando se establecen límites de las islas Baleares (+34%), cuencas del Duero (+17%), Guadalquivir (17%), noroeste (17%), Ebro (13%), y Tajo y Guadiana (en ambas 8%). En general, las cifras muestran que la mayoría de los aumentos de rentas de la tierra relacionadas con la energía solar son obtenidos por los propietarios de tierras en las zonas rurales del sur, predominantemente en las cuencas del Guadiana y del Guadalquivir, en las que los beneficios promedio de 2015 a 2050 aumentan alrededor del 2,5% (correspondiente a aproximadamente un 2,3% en 2030 y un 5,4% en 2050 para ambas cuencas). La demanda interna adicional de bioenergía beneficia principalmente a los propietarios de tierras en la cuenca del Duero y, en ausencia de restricciones para el uso de fertilizantes y agua para riego, en la cuenca del Guadalquivir.

#### 4. DISCUSIÓN DE LAS IMPLICACIONES Y LIMITACIONES DE LOS RESULTADOS

La descarbonización de la economía española requiere una mayor proporción de energía renovable en el *mix* energético. Sin embargo, las tecnologías que aprovechan las fuentes de energía renovables se caracterizan por una densidad de energía de varios órdenes de magnitud inferior a la de los combustibles fósiles (Capellán-Pérez, De Castro y Arto, 2017). Por lo tanto, tal transición energética inevitablemente dejará una huella en el uso de la tierra, dentro y fuera de las fronteras españolas. Es importante tener en cuenta el impacto de las estrategias de descarbonización en el uso de la tierra, y tratar de evitar los efectos secundarios negativos de tales transiciones, al tiempo que se refuerzan los beneficios colaterales o cobeneficios.

Además de los indicadores medidos en el estudio, el despliegue renovable también tiene otros efectos que son más difíciles de cuantificar, como el impacto estético en el paisaje (Prados, 2010). Como los cultivos de bioenergía pueden verse como una práctica agrícola cotidiana, independientemente de su mayor tasa de penetración en el uso del suelo, el impacto visual probablemente será menor que la penetración del uso de suelo para energía solar. Finalmente, existen otros

posibles impactos, más de gestión en microescala, que pueden generar nuevos proyectos. Así por ejemplo ya se está considerando en España algún proyecto de planta fotovoltaica que por ser declarado de interés público necesitaría de tierras agrícolas, generando gran oposición o conflicto.

En cuanto a las limitaciones, al usar un IAM existente para estudiar los posibles impactos en el uso del suelo de la expansión de la energía solar, estamos sujetos a las limitaciones de este modelo. Por ejemplo, no hemos podido tener en cuenta la idoneidad de la tierra para la energía solar limitada por la pendiente o la protección legal de la tierra (Deng *et al.*, 2015). Por lo tanto, asumimos implícitamente que las hectáreas que se convierten para energía solar en nuestros escenarios son realmente adecuadas para albergarla. Por el contrario, hay tierras aptas para la energía solar, pero no para cultivos comerciales o bosques, como matorrales secos y desiertos, que se supone que están excluidos de la competencia de uso. Otra limitación del modelo similar es que no podemos rastrear cuál es el uso anterior de la tierra convertida en tierra solar. El uso anterior es relevante para determinar el secuestro de carbono en la parcela de tierra solar (por ejemplo, las placas solares colocada en pastizales a menudo mantendrán la hierba y el suelo subyacente, con una cantidad relativamente grande de carbono secuestrado, no afectada). Por defecto, suponemos que las reservas (*stock*) de carbono en tierras para energía solar son iguales a las de las tierras de cultivo abandonadas (ligeramente más altas que las tierras de cultivo, pero significativamente más bajas que las tierras de pasto).

También habría sido interesante tener una mayor resolución geográfica en términos de cuencas hidrográficas: las cuencas como el Júcar y el Segura están específicamente afectadas por la escasez de agua y la contaminación por nitrógeno, pero estos casos específicos se desvanecen a medida que estas cuencas se incluyen aquí en un agregado mayor de cuenca (“costa sur y este”). Desafortunadamente, el modelo está diseñado para funcionar a escala global, y las cuencas más pequeñas en todas las regiones se agrupan. Finalmente, no hemos tenido en cuenta el potencial para integrar sistemas solares en suelos agrícolas, que es una técnica que actualmente se encuentra en estado de investigación y desarrollo, y de la cual el rendimiento a gran escala es incierto (Amaducci, Yin y Colauzzi, 2018; Dupraz *et al.*, 2011).

## 5. CONCLUSIONES Y FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

El trabajo ha puesto de manifiesto cómo, también para España, la demanda de suelo para energías renovables, en particular la solar y bioenergía, pueden no ser irrelevantes (como se consideraba en general hasta ahora) en un futuro descarbonizado (con bajas emisiones de efecto invernadero) en España. Calculamos para una selección de escenarios de penetración de estas energías renovables hasta 2050 (teniendo en cuenta los niveles de penetración asumidos en el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima español hasta 2030) los requisitos potenciales de tierra e impactos relacionados, como las emisiones generadas con el cambio de uso de la tierra, las rentas generadas, la aplicación de nitrógeno y las extracciones de agua. Haciendo uso de un modelo de evaluación integrado (*IAM*, en inglés) global llamado *GCAM* (*Global Change Assessment Model*), aplicamos métodos novedosos para desagregarlo y regionalizarlo para las cuencas hidrográficas españolas, y para tener en cuenta la “competencia” por el uso del suelo, no solo de la agricultura, ganadería, suelo urbanizado, etc., sino también de estas citadas energías renovables (en especial con el desarrollo de un módulo en el modelo de uso de tierra con energía solar). Así, hacemos uso de esta ampliación del modelo que vincula los sistemas socioeconómico, energético, terrestre, hídrico y climático.

Como resultado obtenemos que con un nivel de penetración del 45% en el *mix* de electricidad en España, la energía solar puede ocupar cerca de 1% de la tierra total en España. Se prevé que el uso de bioenergía en esta transición pueda aumentar aún más la cantidad de tierra requerida para fines energéticos en otro 1% del total de la tierra en España (además del +/-3% adicional de tierra dedicada a la bioenergía, debido al aumento de la demanda internacional de bioenergía). Debido a las condiciones relativamente buenas para la producción de energía solar y de la biomasa, es más probable que se transforme con fines energéticos la tierra en las zonas rurales del sur de España, predominantemente en Extremadura, Andalucía y Castilla-La Mancha. Se espera que la creciente demanda de energía solar y bioenergía, y sus necesidades de tierra relacionadas, eviten el secuestro de carbono en el territorio español en aproximadamente 31-42 millones de toneladas de CO<sub>2</sub> entre 2015 y 2050, y en otros 78-97 millones de toneladas en territorios extranjeros, principalmente debido a la demanda de bioenergía. Es importante tener en cuenta este vínculo, ya que las estrate-



gias de descarbonización para el sistema energético tienden a asumir una cierta contribución del secuestro de carbono por parte de los usos de suelo, pero este estudio muestra que estos sectores no son independientes de otros y que por lo tanto pueden tener ese efecto perjudicial.

El modelo sin limitaciones con respecto al uso del agua o la aplicación de fertilizantes en la agricultura nos llevaba a resultados en los que el uso de tierra para la producción de cultivos, incluida la bioenergía, aumenta significativamente, incrementando de forma notable el uso de agua y fertilizantes. Además de las consecuencias ambientales potencialmente negativas, el mayor uso de la tierra con fines comerciales aumenta las rentas relacionadas con el uso de la tierra en torno al 4% en promedio entre 2015 y 2050 como resultado de la demanda española de energía solar y bioenergía.

Cuando introducimos la limitación a la expansión del regadío de acuerdo con los planes hidrológicos (MITECO, 2018), además de al uso de fertilizantes, el uso de la tierra para la producción de bioenergía en España disminuye significativamente, lo que hace que los objetivos españoles de bioenergía en el *mix* energético sean menos relevantes para el sistema terrestre español, ya que se importará una mayor proporción de bioenergía. Dichos límites reducen las rentas generales del uso de la tierra y el impacto de la demanda de bioenergía española en las rentas de la tierra. En todo caso las rentas relacionadas con el aumento de la demanda de energía solar tienen un impacto relativamente mayor en las rentas totales, ya que esta fuente de energía requiere tierra, pero relativamente poca agua, y nada de insumos de fertilizantes.

Otro escenario para analizar en el futuro que creemos que puede tener cierto impacto sobre el uso de la tierra es el de la menor disponibilidad de agua en el futuro, estimada a partir de la literatura relevante (*e.g.* CEDEX/Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, CEDEX, 2013). En todo caso, la modelización de *GCAM* no estará exenta de problemas, en términos de mantenimiento de las preferencias en el escenario base (*baseline*), el tratamiento en el modelo de la posibilidad de sustituir agua de escorrentía (*runoff*) por agua subterránea (*groundwater*), etcétera.



Por otro lado, cuando introducimos las limitaciones de uso de fertilizantes (en particular el nitrógeno), simplemente fijándolo en niveles de 2005, lo cual supone unas 130 mil toneladas de N menos, ya encontramos cambios en la distribución. Así, por ejemplo, si en un escenario sin limitaciones buena parte de biomasa se ubicaría en las islas Baleares, si se limita ya no se situaría la producción de bioenergía allí, desplazándose a otros lugares.

Extensiones de este artículo por esta vía pueden ser explorar los cambios que se esperan en el uso del suelo y sus costes con aún mayores limitaciones en la agricultura. Ello se justifica en que limitarlo a los niveles de 2005 no resolvería ni mucho menos los problemas de exceso de nitrógeno. Ya en el artículo de Ruiz, 2007, el gráfico 6 (basado en la base de datos EQMAS, 2006, elaborada por el IGME (2006)) mostraba un contenido en nitratos por CC.AA. en el que claramente más del 40% de los puntos de medición de La Rioja y Navarra, más del 30% de los puntos de la Comunidad Valenciana y Extremadura, y en torno al 20% de los puntos en Aragón, Andalucía, Murcia y País Vasco, indicaban cantidades superiores a 50g/l (el máximo aceptado por la Directiva Marco del Agua, 2000). A partir de buena parte de esta información en la figura 3 de Eugercios Silva *et al.* (2017) se muestran las masas de agua subterránea contaminadas por nitratos en 2015, revelando cómo hay niveles preocupantes de contaminación, además de en las provincias citadas, en general en todas las de la costa de Cataluña, Comunidad Valenciana, pero también en gran parte de las provincias de Castilla-La Mancha y Andalucía, Badajoz (Extremadura) y varias provincias por las que discurre el río Ebro.

En definitiva, las energías renovables están creciendo de forma notable, en buena medida por la combinación de un aumento de demanda y de los retos y de la ambición en la UE y España por incrementar su peso. Como hemos visto, la ocupación de suelo por energía solar y de la biomasa pueden ocupar hasta el 0,9% y el 3,7% de la tierra total en España. Curiosamente en el caso de la solar incluso puede llegar a ser ligeramente mayor bajo escenarios de mayor limitación (natural, por reducción de disponibilidad de agua, o impuesta normativamente, *e.g.* por limitación a la expansión de regadíos, al uso de fertilizantes, etc.) de las actividades agrarias, que en muchos casos son un uso alternativo (prioritario, si la actividad es más rentable) de los mismos espacios.

Hasta la fecha, el uso de la tierra para energía renovable es insignificante en comparación con otros usos humanos de la tierra. Sin embargo, los resultados obtenidos muestran que, en escenarios futuros con un sistema eléctrico en gran parte descarbonizado, las altas tasas de penetración de energía solar y de la biomasa requerirían que se ocupasen cantidades significativas de suelo con paneles solares, heliostatos y cultivos energéticos. Por lo tanto, las políticas mediante las cuales se decide la ubicación para la energía renovable deben evitar impactos adversos sobre la tierra y posiblemente limitar la competencia por los suelos agrarios rurales. Por ejemplo, aprovechando en lo posible su ubicación en áreas urbanas y tierras cultivables degradadas (Hernandez *et al.*, 2015), o instalando parques solares en pastos actuales y manteniendo el carbono secuestrado en los suelos, *e.g.* permitiendo el pastoreo extensivo de animales (Armstrong *et al.*, 2016). Los resultados de este estudio también indican que los estándares mínimos de eficiencia para los módulos solares ayudan a reducir los requerimientos de uso de suelo para energía solar y a limitar la competencia por la tierra. Finalmente, el uso de la tierra para energía solar también puede verse como una forma de adaptación a los impactos que el cambio climático ejerce sobre los recursos hídricos: los propietarios de la tierra pueden proteger sus rentas gracias a proyectos de energía solar en el caso de que el valor agrícola de sus tierras disminuya debido a la escasez regional de agua.

## REFERENCIAS

ADEH, E. H., GOOD, S. P., CALAF, M. y HIGGINS, C. W. (2019). Solar PV power potential is Greatest over croplands. *Sci. Rep.*, 9, pp. 1–6.

AGROINFORMACIÓN. (2020). Denuncian la indefensión de 217 pequeños agricultores a los que Iberdrola va a expropiar con el respaldo del Gobierno.

AMADUCCI, S., YIN, X. y COLAUZZI, M. (2018). Agrivoltaic systems to optimise land use for electric energy production. *Appl. Energy*, 220, pp. 545–561. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.APENERGY.2018.03.081>

ARÉVALO, L. F., TORRES, J., NALVARTE, J. y RAMÍREZ, Y. (2008). Impactos socio-económicos de la producción de biocombustibles en la Amazonía peruana.

ARMSTRONG, A., OSTLE, N. J. y WHITAKER, J. (2016). Solar park microclimate and vegetation management effects on grassland carbon cycling. *Environ. Res. Lett.*, 11, 74016. Disponible en: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/7/074016>

BANSE, M. y SORDA, G. (2009). Impact of different biofuel policy options on agricultural production and land use in Germany. *Contrib. Pap. GeWiSoLa*, pp. 1–16.

CALVIN, K., PATEL, P., CLARKE, L., ASRAR, G., BOND-LAMBERTY, B., CUI, R.Y., DI VITTORIO, A., DORHEIM, K., EDMONDS, J. y HARTIN, C. (2019). GCAM v5. 1: representing the linkages between energy, water, land, climate, and economic systems. *Geosci. Model Dev.*, 12.

CALVIN, K., WISE, M., KYLE, P., PATEL, P., CLARKE, L. y EDMONDS, J. (2014). Trade-offs of different land and bioenergy policies on the path to achieving climate targets. *Clim. Change*, 123, pp. 691–704. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10584-013-0897-y>

CAPELLÁN-PÉREZ, I., DE CASTRO, C. y ARTO, I. (2017). Assessing vulnerabilities and limits in the transition to renewable energies: Land requirements under 100% solar energy scenarios. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 77, pp. 760–782. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.137>

CAZCARRO, I., MARTÍN-RETORTILLO, M. y SERRANO, A. (2019). Reallocating regional water apparent productivity in the long term: methodological contributions and application for Spain. *Reg. Environ. Chang.*, 19, pp. 1455–1468. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s10113-019-01485-9>

CEDEX. (2013). Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua - Informe Final. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Ministerio de Fomento, España. Disponible en: <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

COMISIÓN EUROPEA. (2010). La Directiva de nitratos de la UE.

DANIEL, R. (2019). Fiebre por la tierra agrícola para montar huertos solares. *El Econ.*

DE CASTRO, C., MEDIAVILLA, M., MIGUEL, L. J. y FRECHOSO, F. (2013). Global solar electric potential: A review of their technical and sustainable limits. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 28, pp. 824–835. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.040>

DE MARCO, A., PETROSILLO, I., SEMERARO, T., PASIMENI, M. R., ARETANO, R. y ZURLINI, G. (2014). The contribution of Utility-Scale Solar Energy to the global climate regulation and its effects on local ecosystem services. *Glob. Ecol. Conserv.*, 2, pp. 324–337. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.10.010>

DE VRIES, B. J. M., VAN VUUREN, D. P. y HOOGWIJK, M. M. (2007). Renewable energy sources: Their global potential for the first-half of the 21<sup>st</sup> century at a global level: An integrated approach. *Energy Policy*, 35, pp. 2590–2610. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2006.09.002>

DENG, Y. Y., HAIGH, M., POWWELS, W., RAMAEKERS, L., BRANDSMA, R., SCHIMSCHAR, S., GRÖZINGER, J. y DE JAGER, D. (2015). Quantifying a realistic, worldwide wind and solar electricity supply. *Glob. Environ. Chang.*, 31, pp. 239–252. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.01.005>

DENHOLM, P. y MARGOLIS, R. M. (2008). Land-use requirements and the per-capita solar footprint for photovoltaic generation in the United States. *Energy Policy*, 36, pp. 3531–3543. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.05.035>

DIAS, L., GOUVEIA, J.P., LOURENÇO, P. y SEIXAS, J. (2019). Interplay between the potential of photovoltaic systems and agricultural land use. *Land use policy*, 81, pp. 725–735. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.11.036>

DON, A., OSBORNE, B., HASTINGS, A., SKIBA, U., CARTER, M.S., DREWER, J., FLESSA, H., FREIBAUER, A., HYVÖNEN, N., JONES, M. B., LANIGAN, G. J., MANDER, Ü., MONTI, A., DJOMO, S. N., VALENTINE, J., WALTER, K., ZEGADA-

LIZARAZU, W. y ZENONE, T. (2012). Land-use change to bioenergy production in Europe: implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy*, 4, pp. 372–391. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1757-1707.2011.01116.x>

DUPRAZ, C., MARROU, H., TALBOT, G., DUFOUR, L., NOGIER, A. y FERARD, Y. (2011). Combining solar photovoltaic panels and food crops for optimising land use: Towards new agrivoltaic schemes. *Renew. Energy*, 36, pp. 2725–732. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.03.005>

EUGERCIOS SILVA, A. R., ÁLVAREZ-COBELAS, M. y MONTERO GONZÁLEZ, E. (2017). Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas*, 26, pp. 37–44. Disponible en: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.06>

FARGIONE, J., HILL, J., TILMAN, D., POLASKY, S. y HAWTHORNE, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science* (80-. ). 319, pp. 1235–1238. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1152747>

FIELD, C. B., CAMPBELL, J. E. y LOBELL, D. B. (2008). Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends Ecol. Evol.* 23, pp. 65–72. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.12.001>

FRAUNHOFER INSTITUTE FOR SOLAR ENERGY SYSTEMS. (2018). *Photovoltaics Report*.

GARCÍA, P. A. M. y DOMINGO, M. T. N. (2009). *Descripción, evolución y retos del sector de los biocombustibles*.

GASPARATOS, A., DOLL, C. N. H., ESTEBAN, M., AHMED, A. y OLANG, T. A. (2017). Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 70, pp. 161–184. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2016.08.030>

GONZÁLEZ-EGUINO, M., CAPELLÁN-PÉREZ, I., ARTO, I., ANSUATEGI, A. y MARKANDYA, A. (2017). Industrial and terrestrial carbon leakage under climate

policy fragmentation. *Clim. Policy*, 17, S148–S169. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1227955>

GRANDELL, L. y HÖÖK, M. (2015). Assessing rare metal availability challenges for solar energy technologies. *Sustain.*, 7, pp. 11818–11837. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/su70911818>

HERNANDEZ, R. R., EASTER, S. B., MURPHY-MARISCAL, M. L., MAESTRE, F. T., TAVASSOLI, M., ALLEN, E. B., BARROWS, C. W., BELNAP, J., OCHOA-HUESO, R., RAVI, S. y ALLEN, M. F. (2014). Environmental impacts of utility-scale solar energy. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 29, pp. 766–779. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.041>

HERNANDEZ, R. R., HOFFACKER, M. K. y FIELD, C. B. (2014). Land-use efficiency of big solar. *Environ. Sci. Technol.*, 48, pp. 1315–1323. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/es4043726>

— (2015). Efficient use of land to meet sustainable energy needs. *Nat. Clim. Chang.*, 5, pp. 353–358. Disponible en: <https://doi.org/10.1038/nclimate2556>

HERNANDEZ, R. R., HOFFACKER, K., MURPHY-MARISCAL, M. L., WU, G. C., HOFFACKER, M. K., MURPHY-MARISCAL, M. L., WU, G. C. y ALLEN, M. F. (2016). Solar energy development impacts on land cover change and protected areas. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 113, E1768–E1768. Disponible en: <https://doi.org/10.1073/pnas.1602975113>

HOCHMAN, G., SEXTON, S. E. y ZILBERMAN, D. D. (2008). The Economics of Biofuel Policy and Biotechnology. *J. Agric. Food Ind. Organ.* Disponible en: <https://doi.org/10.2202/1542-0485.1237>

IGME. (2006). Base de datos EQMAS.

IRENA. (2012). Renewable energy technologies: cost analysis series. Concentrating Solar Power. *Compr. Renew. Energy*, 3.

JACOBSON, M. Z. y DELUCCHI, M. A. (2011). Providing all global energy with wind, water, and solar power, Part I: Technologies, energy resources, quantities



and areas of infrastructure, and materials. *Energy Policy*, 39, pp. 1154–1169. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.11.040>

JAMWAL, V. L., KAPOOR, N. y GANDHI, S. G. (2020). Biotechnology of Biofuels: Historical Overview, Business Outlook and Future Perspectives BT - Biotechnology Business - Concept to Delivery. En: A. SAXENA (Ed.). *Springer International Publishing, Cham*, pp. 109–127. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-3-030-36130-3\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-030-36130-3_6)

JANDA, K., KRISTOUFEK, L. y ZILBERMAN, D. (2012). Biofuels: Policies and impacts. *Agric. Econ. (Czech Republic)*, 58, pp. 372–386. Disponible en: <https://doi.org/10.17221/124/2011-agricecon>

JGCRI. (2019). GCAM v5.2 Documentation [WWW Document].

KUMAR, S., SHRESTHA, P. y ABDUL SALAM, P. (2013). A review of biofuel policies in the major biofuel producing countries of ASEAN: Production, targets, policy drivers and impacts. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 26, pp. 822–836. Disponible en: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.06.007>

LOPEZ, A., ROBERTS, B., HEIMILLER, D., BLAIR, N. y PORRO, G. (2012). *US renewable energy technical potentials: a GIS-based analysis*.

LOVICH, J. E. y ENNEN, J. R. (2011). Wildlife Conservation and Solar Energy Development in the Desert Southwest, United States. *Bioscience*, 61, 982. Disponible en: <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.12.8>

LUIS, J., POL, V. y PORRAS GÓMEZ, C. (2008). Los biocombustibles y su impacto en la crisis alimentaria. *Fund. Altern.*, 29–51. Exlibris ediciones. Disponible en: <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2846.7280>

MAHTTA, R., JOSHI, P. K. y JINDAL, A. K. (2014). Solar power potential mapping in India using remote sensing inputs and environmental parameters. *Renew. Energy*, 71, pp. 255–262. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.05.037>

MARTÍN-CHIVELET, N. (2016). Photovoltaic potential and land-use estimation methodology. *Energy*, 94, pp. 233–242. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.10.108>

MAYER, J. N., PHILIPPS, D. S., HUSSEIN, N. S., SCHLEGL, D. T. y SENKPIEL, C. (2015). *Current and Future Cost of Photovoltaics*.

MITECO. (2018). *Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021)*. Madrid.

— (2019). Borrador del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. Madrid.

NASA Langley Atmospheric Sciences Data Center, n.d. *Average Monthly and Annual Direct Normal Irradiance Data, One-Degree Resolution of the World, 1983-2005* [WWW Document].

NATHAN, S. L. (2016). Research opportunities to advance solar energy utilization. *Science* (80-. ). 351, aad1920-1–9. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.aad1920.22>

NONHEBEL, S. (2003). Land-Use Changes Induced by Increased Use of Renewable Energy Sources. En: A. J. DOLMAN, A. VERHAGEN. y C. A. ROVERS (Eds.), *Global Environmental Change and Land Use*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 187–202. Disponible en: [https://doi.org/10.1007/978-94-017-0335-2\\_8](https://doi.org/10.1007/978-94-017-0335-2_8)

— (2005). Renewable energy and food supply: Will there be enough land? *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 9, pp. 191–201. Disponible en: <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2004.02.003>

ONG, S., CAMPBELL, C., DENHOLM, P., MARGOLIS, R. y HEATH, G. (2013). Land-use requirements for solar power plants in the United States, Golden, CO: National Renewable Energy Laboratory.

OVANDO, P. y CAPARRÓS, A. (2009). Land use and carbon mitigation in Europe: A survey of the potentials of different alternatives. *Energy Policy*, 37, pp. 992–1003. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2008.10.041>



OVERMARS, K. P., STEHFEST, E., ROS, J. P. M. y PRINS, A. G. (2011). Indirect land use change emissions related to EU biofuel consumption: an analysis based on historical data. *Environ. Sci. Policy*, 14, pp. 248–257. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.12.012>

POL, J. L. V. (2009). Biocombustibles contra los alimentos: sugerencias para un debate amplio y no polarizado. *Rev. Let. Verdes*, 4.

PRADOS, M. J. (2010). Renewable energy policy and landscape management in Andalusia, Spain: The facts. *Energy Policy*, 38, pp. 6900–6909. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2010.07.005>

RAO, G. L. y SASTRI, V. M. K. (1987). Land use and solar energy. *Habitat Int.*, 11, pp. 61–75. Disponible en: [https://doi.org/10.1016/0197-3975\(87\)90020-8](https://doi.org/10.1016/0197-3975(87)90020-8)

RAZO, C., ASTETE-MILLER, S., SAUCEDO, A. y LUDEÑA, C. (2007). Biocombustibles y su impacto potencial en la estructura agraria, precios y empleo en América Latina. Unidad de Desarrollo Agrícola División de Desarrollo Productivo y Empresarial. CEPAL, Naciones Unidas.

RUIZ, L. F. (2007). Los nitratos y las aguas subterráneas en España. *Enseñanza las Ciencias la Tierra*, 15, pp. 257–265.

SCHEIDEL, A. y SORMAN, A. H. (2012). Energy transitions and the global land rush: Ultimate drivers and persistent consequences. *Glob. Environ. Chang.*, 22, pp. 588–595. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.12.005>

SEARCHINGER, T., HEIMLICH, R., HOUGHTON, R. A., DONG, F., ELOBEID, A., FABIOSA, J., TOKGOZ, S., HAYES, D. y YU, T. -H. (2008). Use of U. S. Croplands for Biofuels Increases Greenhouse Gases Through Emissions from Land Use Change. *Science* (80-. ). 319, pp. 1238–1240. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1151861>

SWANSON, R. M. (2005). Approaching the 29% limit efficiency of silicon solar cells, en: Conference Record of the Thirty-First IEEE Photovoltaic Specialists Conference, 2005. pp. 889–894. Disponible en: <https://doi.org/10.1109/PVSC.2005.1488274>

TIMILSINA, G. R., KURDGELASHVILI, L. y NARBEL, P. A. (2012). Solar energy: Markets, economics and policies. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 16, pp. 449–465. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.08.009>

TRAINOR, A. M., McDONALD, R. I. y FARGIONE, J. (2016). Energy Sprawl Is the Largest Driver of Land Use Change in United States. *PLoS One*, 11, pp. 1–16. Disponible en: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0162269>

TRIEB, F., SCHILLINGS, C., PREGGER, T. y O’SULLIVAN, M. (2012). Solar electricity imports from the Middle East and North Africa to Europe. *Energy Policy*, 42, pp. 341–353. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.ENPOL.2011.11.091>

TURNEY, D. y FTHENAKIS, V. (2011). Environmental impacts from the installation and operation of large-scale solar power plants. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 15, pp. 3261–3270. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.04.023>

VALERO, A., VALERO, A., CALVO, G. y ORTEGO, A. (2018). Material bottlenecks in the future development of green technologies. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 93, pp. 178–200. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2018.05.041>

VAN DE VEN, D. -J., CAPELLÁN-PÉREZ, I., ARTO, I., CAZCARRO, I., DE CASTRO, C., PATEL, P. y GONZÁLEZ-EGUINO, M. (2020). *The potential land use requirements and related land use change emissions of solar energy*. Forthcoming.

WISE, M. y CALVIN, K. (2011). GCAM 3.0 Agriculture and Land Use. *Technical Description of Modeling Approach* (No. 20971).

WISE, M., CALVIN, K., THOMSON, A., CLARKE, L., BOND-LAMBERTY, B., SANDS, R., SMITH, S. J., JANETOS, A. y EDMONDS, J. (2009). Implications of Limiting CO<sub>2</sub> Concentrations for Land Use and Energy. *Science* (80-. ), 324, pp. 1183–1186. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1168475>

WULLSCHLEGER, S. D., DAVIS, E. B., BORSUK, M. E., GUNDERSON, C. A. y LYND, L. R. (2010). Biomass production in switchgrass across the United States: Database description and determinants of yield. *Agronomy Journal*, 102(4), 1158–1168.

## APÉNDICE

Para mapear las cuencas hidrográficas agregadas, así como las ubicaciones de la energía solar actualmente instalada por provincia, se han utilizado correspondencias como la ejemplificada abajo (cuadro S1), para asociar las superficies de las provincias en cada cuenca.

Cuadro S1

## Mapeo/correspondencia de provincias españolas y cuencas hidrográficas, con cuencas hidrográficas del modelo GCAM

Cuenca agregada (GCAM)	Ebro	Miño	Galicia costa	Cantabria occidental	Duero	Cantabria oriental	Júcar	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Segura	Cuencas internas Cataluña	Islas Baleares	Cuencas mediterráneas Andalucía	Cuencas atlánticas Andalucía	
	Ebro	Costa atlántica	Costa atlántica	Costa atlántica	Duero	Costa atlántica	Costa sur y este	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Costa sur y este	Costa sur y este	Islas Baleares	Costa sur y este	Costa sur y este	
A Coruña	0	4	7.927	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lugo	0	6.250	1.691	1.903	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ourense	0	6.121	19	0	1.131	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pontevedra	0	1.131	3.340	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asturias	0	14	0	10.567	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cantabria	775	0	0	4.441	98	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Álava	2.587	0	0	0	0	450	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Guipúzcoa	45	0	0	0	0	1.933	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Vizcaya	60	0	0	190	0	1.963	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navarra	9.236	0	0	0	0	1.152	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
La Rioja	5.024	0.	0	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Huesca	15.634	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teruel	9.193	0	0	0	0	0	5.376	240	0	0	0	0	0	0	0	0
Zaragoza	17.275	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Madrid	0	0	0	0	16	0	0	8.012	0	0	0	0	0	0	0	0
Ávila	0	0	0	0	5.311	0	0	2.739	0	0	0	0	0	0	0	0
Burgos	5.302	0	0	2	8.703	285	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
León	0	3.880	0	276	11.424	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Palencia	39	0	0	7	8.006	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Salamanca	0	0	0	0	11.131	0	0	1.215	0	0	0	0	0	0	0	0
Segovia	0	0	0	0	6.914	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Soria	2.812	0	0	0	7.463	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0
Valladolid	0	0	0	0	8.110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Zamora	0	144	0	0	10.414	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0



## Cuadro S2

**Calculo de rendimiento solar por cuenca de GCAM, a través de ecuaciones 1, 2 y 3**

	Radiación solar (kWh/m <sup>2</sup> /day)	f1 (2010)	f1 (2050)	f2	f3	Rendimiento GJ/ha/año (2010)
Coste oeste de Francia	3.92	0.12	0.24	0.65	0.301	1210.473
Costa Atlántica	3.92	0.12	0.24	0.65	0.318	1279.778
Coste sur de Francia	4.10	0.12	0.24	0.65	0.301	1265.245
Islas Baleares	4.20	0.12	0.24	0.65	0.350	1503.852
Garona	3.92	0.12	0.24	0.65	0.301	1210.473
Costa sur y este	4.73	0.12	0.24	0.65	0.356	1725.261
Tajo	4.70	0.12	0.24	0.65	0.342	1647.512
Ebro	4.35	0.12	0.24	0.65	0.318	1418.11
Duero	4.47	0.12	0.24	0.65	0.322	1474.223
Guadiana	4.88	0.12	0.24	0.65	0.357	1786.478
Guadalquivir	4.99	0.12	0.24	0.65	0.368	1881.042







Información Publicaciones / Publications Information:

Funcas  
Caballero de Gracia, 28  
28013 Madrid  
España / Spain  
Tfno. / Phone: +34 91 596 54 81  
Fax: +34 91 596 57 96  
[publica@funcas.es](mailto:publica@funcas.es)

P.V.P.: Suscripción anual papel, 25 € (IVA incluido)  
Edición digital, gratuita



ISSN: 2445-2726  
Deposito Legal: M-7537-2016