



PAPÉLES
DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

TRANSICIÓN HACIA LA NEUTRALIDAD CLIMÁTICA: OBJETIVOS Y REALIDAD

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA es una revista que edita trimestralmente Funcas desde 1979. La revista pretende ofrecer una información rigurosa y responsable de los problemas económicos españoles. Cinco son los criterios a los que **PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA** desea ajustar su contenido.

- La plena libertad intelectual de quienes colaboran en sus páginas.
- La responsabilidad de las opiniones emitidas y el respaldo riguroso de las afirmaciones realizadas mediante datos y pruebas que avalen los planteamientos efectuados y las soluciones propuestas.
- El compromiso de las opiniones con los problemas planteados. La economía española se encuentra ante uno de los mayores retos de su historia, y dar opiniones comprometidas en estos momentos es obligación ineludible de los profesionales más cualificados.
- La búsqueda y la defensa de los intereses generales en los problemas planteados.
- La colaboración crítica de los lectores, para que nuestros Papeles se abran al diálogo y la polémica, si fuera preciso, para buscar soluciones a problemas de la economía española.

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA se ofrece como un medio de expresión a cuantos se interesen por nuestros temas económicos, cumpliendo con el único requisito de la previa aceptación de las colaboraciones remitidas por el Consejo de Redacción que, sin embargo, respetuoso con la libertad intelectual no modificará las ideas, opiniones y juicios expresados por los autores ni tampoco se solidarizará con ellas.

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA está abierta a la colaboración de todos los investigadores que deseen aportar sus trabajos sobre temas referentes a la economía española. Los originales deberán enviarse a papeleseconomiaespanola@funcas.es



PAPALES

DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

187

ISSN: 0210-9107

2026

TRANSICIÓN HACIA LA NEUTRALIDAD CLIMÁTICA: OBJETIVOS Y REALIDAD

PATRONATO

Isidro Fainé Casas
Presidente

Antonio Romero Mora
Director General de CECA

Fernando Conlledo Lantero
Secretario

Antón Joseba Arriola Boneta

Manuel Azuaga Moreno

Carlos Egea Krauel

Miguel Ángel Escotet Álvarez

Amado Franco Lahoz

José María Méndez Álvarez-Cedrón

Pedro Antonio Merino García

Antonio Pulido Gutiérrez

EDITA

Funcas

Caballero de Gracia, 28. 28013 Madrid

DIRECTOR

Santiago Carbó Valverde

CONSEJO DE REDACCIÓN

Carlos Ocaña Pérez de Tudela

Director

Elisa Chuliá Rodrigo

Juan José Ganuza Fernández

Santiago Lago Peñas

María José Moral Rincón

Francisco Rodríguez Fernández

Desiderio Romero Jordán

Vicente Salas Fumás

Ismael Sanz Labrador

Raymond Torres

COORDINADORA DE EDICIÓN Y DOCUMENTACIÓN

Myriam González Martínez

PORTADA

©Advantia, Comunicación Gráfica, S.A.

IMPRIME

Advantia Comunicación Gráfica, S.A.

Depósito legal

M. 402-1980

ISSN

0210-9107

Precio de número impreso: 20 €

Versión digital gratuita en:

www.funcas.es

PUBLICAR EN PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

- *Papeles de Economía Española* publica números monográficos sobre materias de interés de la economía española, europea e internacional.
- Todos los artículos son evaluados por un experto externo.
- Si desea enviar un trabajo para que sea evaluado en alguna de las temáticas de los próximos números, escriba a la siguiente dirección papeleseconomiaespanola@funcas.es, adjuntando, el artículo e indicando el número de la revista en el que está interesado publicarlo.
- Los artículos enviados deberán cumplir los requisitos que pueden consultarse en el siguiente enlace: [Instrucciones para los autores](#).
- Los próximos números de *Papeles de Economía Española* versarán sobre:

N.º 188 (II-2026)

“Economía y Política”

Fecha de publicación: junio de 2026

Fecha límite de envío de artículos: 30 de enero de 2026

N.º 189 (IV-2026)

“Sector público”

Fecha de publicación: septiembre 2026

Fecha límite de envío de artículos: 30 de junio de 2026

187

ISSN: 0210-9107

2026

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

Transición hacia la neutralidad climática: objetivos y realidad

Coordinado por María J. Moral

SUMARIO

INTRODUCCIÓN EDITORIAL

6

COLABORACIONES

I. DÓNDE ESTAMOS?

Emisiones y cambio climático.
¿Quién contamina el planeta? **13** Gerard Llobet

II. ACTIVIDAD ECONÓMICA Y DESCARBONIZACIÓN

Emisiones de gases de efecto invernadero por sectores
económicos: ¿qué sectores están adaptando
mejor su intensidad energética? **34** Jesús Rodríguez-López
Gustavo A. Marrero-Díaz
Andrés Lorente-de-las-Casas

Emisiones de gases de efecto invernadero en España.
Un análisis regional **59** Pilar Más Rodríguez
Lucien Antonio Vargas Giagnocavo

Evaluación del PERTE de descarbonización industrial **81** Pedro Linares

De líder en motores a rezagado en baterías:
el desafío español **99** Esther Gordo
María J. Moral

III: LOS HOGARES Y LA DESCARBONIZACIÓN

La huella de carbono de los hogares españoles: un análisis sociodemográfico	122	María Victoria Román Arkaitz Usubiaga-Liaño Iñaki Arto
Políticas de movilidad urbana y descarbonización: ¿son eficaces todas las medidas?	149	Albert Gragera Anna Matas
Posesión de vehículos e inercia del parque: la lenta reducción de las emisiones	169	María J. Moral

TRANSICIÓN HACIA LA NEUTRALIDAD CLIMÁTICA: OBJETIVOS Y REALIDAD

La Unión Europea (UE) es uno de los principales actores en la lucha contra el cambio climático convirtiéndose en líder tanto en la definición de los objetivos como en el diseño y la adopción de políticas para alcanzarlos. La defensa del Acuerdo de París ha presionado para que, incluso, en otras regiones del mundo se adopten políticas más activas en la reducción de emisiones. Pero, más allá de la acción diplomática internacional, ha pasado una década desde la firma de dicho acuerdo y todavía no existe una hoja de ruta global. En cualquier caso, la UE presenta un marco muy ambicioso de propuestas y políticas públicas enfocadas a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) para transitar hacia una economía baja en carbono.

El Pacto Verde Europeo busca la neutralidad climática en 2050

El *Pacto Verde Europeo* (*European Green Deal*) es un objetivo de largo plazo que busca que, en 2050, Europa sea un continente climáticamente neutro (sin emisiones de carbono y compensando cualquier emisión restante). Pero antes, se deben cumplir objetivos intermedios como el *Objetivo 2030*, según el cual la UE debería reducir, al menos, un 55 por 100 de sus emisiones para 2030 en comparación con los niveles de 1990. Evidentemente, el aumento de la eficiencia y la reducción del consumo energético contribuirán a ello, así como el mayor uso de energías renovables (se espera que

representen el 32 por 100 del consumo final en 2030) o la creación de un *Régimen de Comercio de Derechos de Emisión* (ETS).

Aunque la UE reconoce que la transición hacia una economía baja en carbono tendrá implicaciones socioeconómicas y ya ha lanzado el *Mecanismo de Transición Justa* para mitigar los impactos negativos, los desafíos tanto tecnológicos como sociales no se han eliminado. De manera que, para lograr los objetivos a largo plazo, será fundamental mantener el compromiso, la cooperación interna y la acción coordinada de todos los agentes: empresas, familias e instituciones públicas.

El propósito de este número de *Papeles de Economía Española* es evaluar si es viable este ambicioso marco, el grado de cumplimiento de los objetivos intermedios y proponer los retos más relevantes a los que se enfrenta la economía española.

En 2020 ya se publicó un número dedicado a la descarbonización y, en ese momento, el interés principal se focalizaba en diagnosticar e identificar qué políticas se debían potenciar para conseguir esa transición. Siendo positivos, se podría afirmar que la situación que apuntaba el premio Nobel de 2018, William Nordhaus, de que la sociedad se comportaba con las cuestiones de protección del medioambiente como si estuviera jugando a la ruleta en un casino parece que, al menos en Europa, se ha avanzado y se ha fijado un rumbo claro. Por ello, en este nuevo monográfico dedica-

¿Es viable el objetivo climático de la UE? ¿Cuál es el grado de cumplimiento de los objetivos intermedios?

do a la misma temática y con el título “Transición hacia la neutralidad climática: objetivos y realidad” se pone el foco en la medición de los logros conseguidos. El objetivo es doble, por una parte, mostrar la realidad que nos rodea y, por otra, evaluar si el acercamiento a los objetivos intermedios es lo suficientemente importante en España como para alcanzar la neutralidad climática en 2050.

En el diseño del sumario, la coordinadora **María José Moral** perseguía integrar el análisis del desempeño de los sectores productivos con el estudio del comportamiento de los hogares y, de forma transversal, examinar cómo las políticas públicas inciden en sus actividades y cómo deberían orientarse dichas políticas para reducir con más firmeza las emisiones de GEI. Para articular este hilo conductor, el presente número se estructuró en tres bloques que aglutinan ocho artículos. El carácter divulgativo de los estudios no relega, en ningún caso, la solidez y el rigor analítico que caracteriza a *Papeles de Economía Española* en el que la figura del evaluador externo, sin duda, también contribuye.

A continuación, se sintetizan los principales argumentos y resultados de las contribuciones que componen el monográfico.

El primer bloque consiste en un artículo firmado por **Gerard Llobet** que aporta una excelente exposición de la evolución histórica del problema de las emisiones y el calentamiento global. Muestra una panorámica de dónde se generan las emisiones y cómo esa distribución geográfica se ha ido desplazando con la actividad económica global lo que ha hecho emerger a países como China o India como zonas muy contaminantes. Además, ofrece una visión de conjunto sobre la composición sectorial de las emisiones de CO₂, con especial atención al papel del desarrollo económico y del sector eléctrico. El autor extrae implicaciones económicas y de política pública de interés para el debate actual sobre la transición energética, ideal para

situar al lector ante uno de los mayores desafíos de nuestra era: el cambio climático. En este sentido, advierte de que las consecuencias son y serán profundamente heterogéneas entre países, ya que las economías desarrolladas disponen de mayor capacidad para mitigar parte de los efectos negativos, lo que va a acentuar la brecha de desigualdad mundial.

Las economías desarrolladas pueden mitigar mejor los efectos del cambio climático. Esto aumentará la brecha de desigualdad mundial

En el segundo bloque de “Actividad Económica y Descarbonización” se examina el desempeño de los sectores económicos en España en términos de emisiones de GEI: si ya se identifica un cambio de comportamiento y, en caso afirmativo, si será suficiente para alcanzar la neutralidad climática.

Los profesores **Jesús Rodríguez-López**, **Gustavo Marrero-Díaz** y **Andrés Lorente-de-las-Casas** analizan las emisiones de GEI en España desde 1990 hasta 2023 con un enfoque sectorial. En su estudio, descomponen la magnitud de las emisiones en función de la intensidad de carbono, la intensidad energética y la actividad económica que muestran cada uno de los sectores y evalúan el cumplimiento de los objetivos climáticos europeos. Sus resultados identifican qué sectores están reduciendo en mayor medida la intensidad energética y, en consecuencia, están contribuyendo más al proceso de descarbonización de la economía. Al contextualizar los resultados dentro del marco regulatorio europeo y nacional se refuerza la conexión entre el análisis económico y el diseño de políticas públicas. Sus conclusiones ponen de relieve que el ritmo actual de reducción de emisiones no es suficiente para cumplir los compromisos europeos y ofrecen algunas direcciones en las que orientar políticas para poder revertir esta realidad.

El ritmo actual de reducción de emisiones en España no es suficiente para cumplir los objetivos climáticos

El análisis de las emisiones de GEI en España desde una perspectiva regional se presenta en el artículo firmado por **Pilar Más Rodríguez** y **Lucien Antonio Vargas Giagnocavo**. Estos autores enfatizan que, a pesar de que España se ha consolidado en las últimas décadas como un referente en el desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones de GEI, lo cierto es que existe una transición climática con marcados contrastes territoriales. Siguiendo la misma metodología que en el artículo anterior (descomposición inspirada en la identidad de Kaya) identifican el papel de la estructura productiva, el *mix* energético y los factores tecnológicos en la dinámica regional de las emisiones. La evidencia obtenida indica que la reducción en las emisiones responde a diferentes factores. Mientras que algunas regiones se apoyan en el aumento de la eficiencia energética, en otras regiones, es la sustitución de fuentes energéticas fósiles hacia energías menos contaminantes el factor que más contribuye a la descarbonización.

A pesar de todo, España es un referente en el desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones de GEI

El siguiente artículo se centra en la actividad industrial como agente contaminante y también como sector fundamental en la necesaria transformación para alcanzar la neutralidad climática. El profesor **Pedro Linares** aporta claves sobre el diseño y el desarrollo del PERTE de descarbonización industrial, uno de los principales instrumentos de apoyo público a la descarbonización en España que está utilizando, en su mayor parte, subvenciones directas a empresas. La evaluación que se realiza en el artículo es *ex ante*, ya que falta de información acerca de las tecnologías financiadas o la reducción de emisiones. En el estudio se apuntan las opciones tecnológicas disponibles que pueden impulsar una transformación industrial efectiva que, además, sea compatible con la competitividad. Sin embargo, el reto más importante que se señala sobre la efectividad real de los proyectos financiados es el corto espacio de tiempo de ejecución (deben estar cerrados en marzo de 2026).

Existe la tecnología para impulsar la transformación industrial compatible con la competitividad, pero requiere tiempo

El bloque de análisis de las actividades económicas se completa con un artículo centrado en la industria de automoción española. Este artículo lo firman **Esther Gordo** y **María J. Moral**. La industria de automoción ocupa una posición estratégica en la economía española y, además, depende totalmente de la regulación europea de descarbonización programada. Las autoras ponen de manifiesto que dicha regulación impone una tensión creciente entre el cumplimiento de los objetivos de cambio climático (a pesar de las recientes flexibilizaciones) y el mantenimiento de la competitividad. En este *trade-off*, los resultados indican que los grupos automovilísticos con factoría en España están adoptando diferentes estrategias de transición hacia el vehículo eléctrico que, en general, son muy lentas en comparación con la industria alemana. Teniendo en cuenta que la industria española está orientada a la exportación, el estudio confirma una pérdida de competitividad en los mercados europeos, que son los principales destinos. Por ello, las autoras manifiestan que mantener una transición lenta focalizada en la fabricación de vehículos híbridos no enchufables plantea riesgos a medio y largo plazo, dados los objetivos actuales.

La regulación en automoción plantea un trade-off entre cumplimiento de objetivos y competitividad

El tercer y último bloque se centra en “Los Hogares y la Descarbonización” y reúne artículos que analizan cómo el comportamiento de los hogares incide en la generación de emisiones de GEI y cómo se están adoptando medidas para disminuir las emisiones y avanzar en la descarbonización.

María Victoria Román, **Arkaitz Usubiaga-Liaño** e **Iñaki Arto** estudian la huella de carbono de los hogares españoles en función de sus características sociodemográficas. A partir de los microdatos de

la *Encuesta de Presupuestos Familiares* (EPF) y mediante una metodología de contabilidad ambiental basada en tablas input-output relacionan la huella de carbono con, por ejemplo, el nivel de gasto o la localización geográfica de los hogares. La evolución de la huella de carbono durante la última década, documentada en el artículo, señala que el nivel de gasto constituye el principal determinante de las emisiones asociadas al consumo. La actualización de la huella de carbono de los hogares españoles aporta conclusiones relevantes para el debate académico y orienta el diseño de políticas climáticas con enfoque distributivo, aún necesarias para avanzar hacia la neutralidad climática.

A mayor gasto de los hogares, mayor es el consumo y, por tanto, las emisiones

Dado que la huella de carbono de los hogares en relación con sus necesidades de movilidad no disminuye, el interés en el siguiente artículo se centra en las políticas públicas de apoyo a la movilidad sostenible. **Albert Gragera y Anna Matas** realizan una revisión crítica de las políticas recientes de movilidad urbana en España orientadas a la descarbonización del transporte a partir de evidencia tanto nacional como internacional. Este panorama permite evaluar pros y contras de un amplio abanico de medidas como subvenciones directas al precio del transporte público, la implantación de zonas de bajas emisiones e, incluso, inversiones para potenciar la movilidad activa. El examen sobre indicadores específicos es positivo especialmente en el uso del transporte público; si bien se detecta que el efecto total sobre la reducción de las emisiones de CO₂ es limitado porque el incentivo al uso del automóvil privado no cambia significativamente. Desde la perspectiva de la evaluación de políticas, resulta relevante su conclusión sobre el *trade-off* entre efectividad y aceptación social. Esto subraya la necesidad de abordar una estrategia integrada de descarbonización que refuerce el atractivo del transporte público desde perspectivas complementarias. Entre ellas apuntan el uso de instrumentos de precios que internalicen los costes externos del vehículo privado, o el desarrollo de inversiones

en infraestructuras que mejoren la calidad y accesibilidad del transporte público.

Reforzar el transporte público de forma transversal: invertir en infraestructuras, pero también internalizar los costes del vehículo privado

Por último, **María J. Moral** profundiza en el estudio de la preferencia por el vehículo privado de los hogares. Para que las políticas de incentivos a vehículos no contaminantes sean eficaces y menos regresivas, es necesario comprender por qué esta preferencia es tan elevada y qué características de los hogares la determinan. A partir de microdatos de la *Encuesta de Condiciones de Vida* (ECV), la autora muestra que la renta influye positivamente en la propensión a poseer coche y que esta propensión aumenta también en zonas rurales y con el tamaño del hogar, especialmente cuando hay hijos. Por otra parte, el examen de las matriculaciones indica que, pese a la transición hacia vehículos menos contaminantes, la inercia de las emisiones de CO₂ del parque automovilístico es difícil de modificar. Dada la elevada antigüedad del parque, los incentivos actuales son insuficientes para alcanzar los objetivos de descarbonización (a pesar del buen comportamiento de las ventas de vehículos eléctricos en 2025). Entre los cambios que se proponen en las políticas figura desvincular el achatarramiento de la compra de un vehículo nuevo, lo que daría a los hogares con rentas bajas la posibilidad de retirar sus vehículos. De lo contrario, utilizar únicamente prohibiciones que afectan a hogares de menor renta supondría ignorar la transición justa que debe acompañar a la neutralidad climática.

La fuerte preferencia por el vehículo privado y la elevada antigüedad del parque dificultan la reducción de emisiones

En conjunto, los ocho artículos que integran este monográfico de *Papeles de Economía Española* ofrecen una visión crítica de la situación actual respec-

to al cumplimiento de los objetivos climáticos de la UE. Los estudios subrayan que se están adoptando medidas y que los sectores económicos están respondiendo mediante la transformación de sus procesos productivos y la mejora de la eficiencia energética; aunque los hogares están encontrando más dificultades para reducir sus emisiones. En cualquier caso, emerge un resultado que obliga a mantener la atención en el futuro y es que todos los autores señalan que será difícil alcanzar los objetivos climáticos actualmente establecidos si no se intensifica la velocidad de descarbonización observada hasta ahora.

La neutralidad climática se extiende a todos los ámbitos de la economía y ya se está actuando en todos ellos. A partir de ahora es preciso poner el

La neutralidad climática requiere intensificar más la descarbonización, garantizando la transición justa y la eficiencia económica

acento en intensificar aquellas políticas que presentan mejores resultados de descarbonización sin olvidar el mantenimiento de la eficiencia y la competitividad de la economía española, así como el bienestar de los ciudadanos. En definitiva, se deben diseñar políticas medioambientales transversales que contribuyan a alcanzar el objetivo de neutralidad climática garantizando una transición justa para empresas y familias. La conjunción de ambas directrices es el verdadero reto.



COLABORACIONES

I. DÓNDE ESTAMOS

EMISIONES Y CAMBIO CLIMÁTICO ¿QUIÉN CONTAMINA EL PLANETA?

Gerard Llobet*

CEMFI y CEPR

Resumen

Este artículo ofrece una visión general sobre la evolución y distribución global de las emisiones de CO₂, su efecto sobre el cambio climático y los esfuerzos para su reducción. Analiza el origen de las emisiones y, en particular, cómo dependen del nivel de desarrollo de los países y la contribución de los diferentes sectores de la economía. Muestra que la reducción de las emisiones en los países desarrollados de las últimas décadas se asocia principalmente al proceso de descarbonización de la producción de electricidad, fruto de la sustitución del carbón por fuentes de energía renovable como la eólica o la solar.

Palabras clave: cambio climático, energía renovable, desarrollo económico, emisiones de CO₂.

Abstract

This paper provides an overview of the evolution and global distribution of CO₂ emissions, their effect on climate change, and the efforts aimed at their reduction. It analyzes the origin of emissions and, in particular, how they depend on the countries' level of development and the contribution of different economic sectors. It shows that the reduction of emissions in developed countries over recent decades is mainly associated with the process of decarbonizing electricity production, resulting from the substitution of coal with renewable energy sources such as wind or solar power.

Keywords: climate change, renewable energy, economic growth, CO₂ emissions.

JEL classification: Q42, Q54.

I. INTRODUCCIÓN: EL CAMBIO CLIMÁTICO

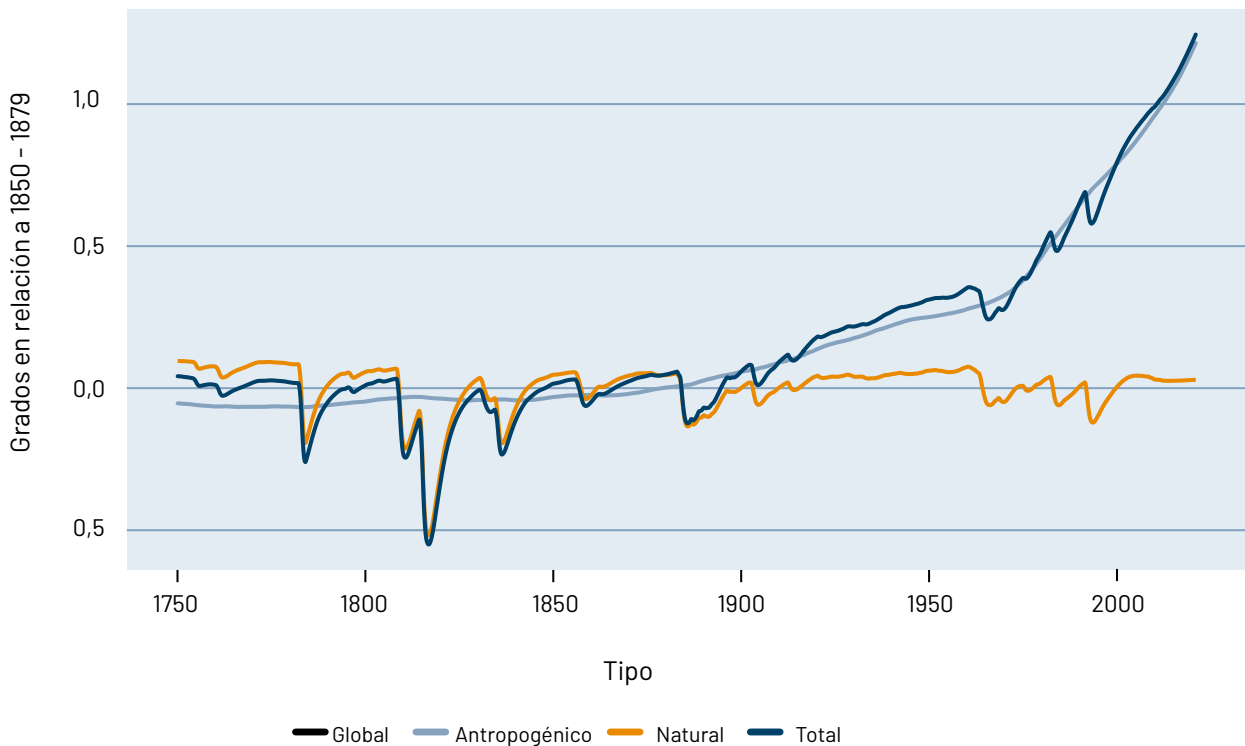
El mes de junio de 2025 fue el más cálido en España desde que existen registros. Mientras que en los años setenta del siglo XX los episodios de ola de calor raramente excedían los cinco días al año, desde 2020 este número ha crecido a más de 20 de manera habitual (AEMET, 2024). Esta es una de las muchas manifestaciones del cambio climático que, entre otras cosas, incrementa la prevalencia de fenómenos extremos.

El gráfico 1 muestra la evolución de la temperatura media del planeta entre 1750 y 2020 respecto a la media del período 1850-1879. El gráfico separa la parte de la anomalía térmica observada que se puede explicar por motivos naturales, tales como

variaciones en la radiación solar o erupciones volcánicas, atribuyendo el resto a la acción del hombre (1). El gráfico muestra que la temperatura históricamente ha fluctuado de manera considerable por motivos naturales, tal como sucedió, por ejemplo, en el primer cuarto del siglo XIX. Sin embargo, estas variaciones naturales son eminentemente transitorias y no explican el crecimiento sostenido de las temperaturas observado durante el último siglo. La divergencia entre ambas medidas es atribuible a la acción del hombre.

La ciencia muestra que el efecto antropogénico del cambio climático opera a través de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). Dichos gases capturan parte de la radiación infrarroja provenien-

GRÁFICO 1
EVOLUCIÓN DE LA TEMPERATURA DEL PLANETA 1750-2020



Fuente: globalwarmingindex.org.

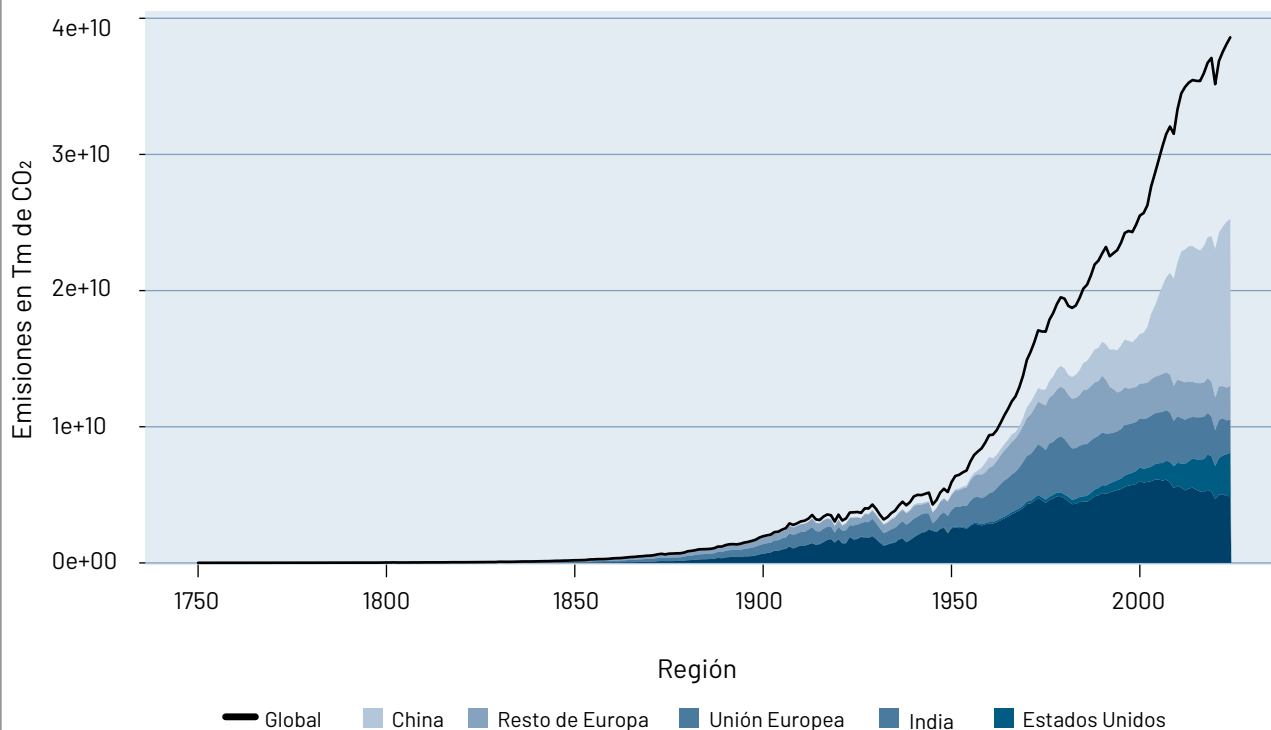
te de la luz solar que refleja la superficie del planeta y contribuyen al calentamiento de la atmósfera. Los GEI ya estaban presentes en la atmósfera antes de la acción del hombre y, al reducir la disipación del efecto calorífico del col, han sido los responsables de que el planeta tenga un clima relativamente benigno. La actividad humana ha potenciado este efecto al incrementar el volumen de estos gases en la atmósfera. Esta relación es conocida desde hace más de cincuenta años, como lo atestigua un trabajo de 1975 del Premio Nobel William Nordhaus de reciente publicación (Nordhaus, 2019).

Cuando hablamos de las emisiones de GEI, habitualmente nos referimos a las emisiones de CO₂ que provienen de la quema de combustibles fósiles, principalmente carbón, derivados del petróleo y gas natural. Es importante tener en cuenta, sin embar-

go, que aunque el CO₂ constituye la mayor parte de las emisiones de GEI, sus efectos por unidad de volumen son muy inferiores al de otros gases, como es el caso del metano. Este gas se libera a la atmósfera principalmente como subproducto de la extracción de hidrocarburos, además de otras actividades como la ganadería. En los últimos años, ha aumentado la percepción acerca de los efectos de las emisiones de metano y de cómo una mejor gestión de las explotaciones de petróleo y gas podría contribuir a mitigar su efecto sobre el cambio climático (2).

Los efectos del cambio climático están documentados en multitud de ámbitos. El nivel de los océanos ha aumentado en unos 20 centímetros entre 1901 y 2018. También se considera responsable de la mayor prevalencia de las sequías y de las olas de calor y del progresivo retroceso de los glaciares (IPCC, 2023).

GRÁFICO 2

EVOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂ DESDE 1750

Fuente: Global Carbon Budget (2025), procesado por Our World in Data.

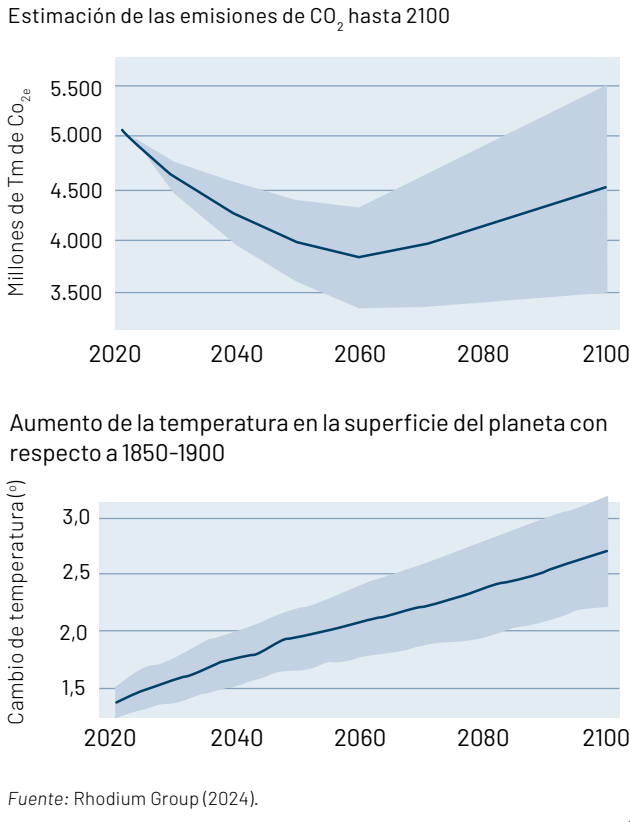
Se estima que entre 3.300 y 3.600 millones de personas viven en zonas altamente vulnerables al cambio climático, al amenazar su seguridad alimentaria y su acceso al agua. El calentamiento del agua del mar ha contribuido a la reducción de la pesca en muchas regiones, y el incremento de las temperaturas ha reducido la productividad de muchos cultivos.

Todo parece indicar que en las próximas décadas el cambio climático tendrá consecuencias económicas sustanciales y contribuirá a aumentar las desigualdades entre los países. Así, se estima que para final de este siglo la renta per cápita se reducirá en promedio entre un 1,1 y un 5,8 por 100 (Greenstone, 2024). Sin embargo, este efecto será prácticamente nulo para los países de la OCDE y se concentrará en los países con menor renta per cápita, con disminuciones de entre el 2 y el 8,1 por 100.

El aumento de las temperaturas incrementará la desigualdad en otros ámbitos, como la mortalidad, que crecerá más en los países en desarrollo. Así, Burgess *et al.*, 2024 muestran que en la India un día de temperaturas por encima de los 35 grados centígrados se asocia con un aumento en la probabilidad de muerte de un 0,8 por 100 en comparación con temperaturas de entre 22 y 24 grados. En los países más avanzados, este efecto será bastante más modesto debido a la mayor prevalencia del aire acondicionado.

La línea negra en el gráfico 2 muestra la evolución de las emisiones de CO₂ desde el inicio de la Revolución Industrial. También muestra cómo el origen de estas emisiones ha ido variando en el tiempo. Así, mientras que hasta la mitad del siglo XX Europa y los Estados Unidos eran los principales emisores

GRÁFICO 3
PREDICCIÓN DE EMISIONES Y TEMPERATURA HASTA 2100



de CO₂, en los últimos cincuenta años la situación ha cambiado radicalmente y China ocupa actualmente la primera posición mundial. La tendencia actual indica que las emisiones de la India superarán en breve las provenientes de la Unión Europea.

La concienciación acerca de los efectos negativos del cambio climático ha crecido en las últimas décadas. Teniendo las emisiones de CO₂ un efecto global, su reducción requiere de la cooperación entre los países. El Protocolo de Kioto de 1997 fue el primer acuerdo internacional en esa dirección. En él se apostaba por una reducción de las emisiones de GEI en 2020 de entre el 25 por 100 y el 40 por 100 con respecto al nivel de 1990. La meta era limitar el incremento global de las temperaturas a 1,5 grados por encima del nivel anterior a la Revolución Industrial. Sin embargo, las emisiones no solo no disminu-

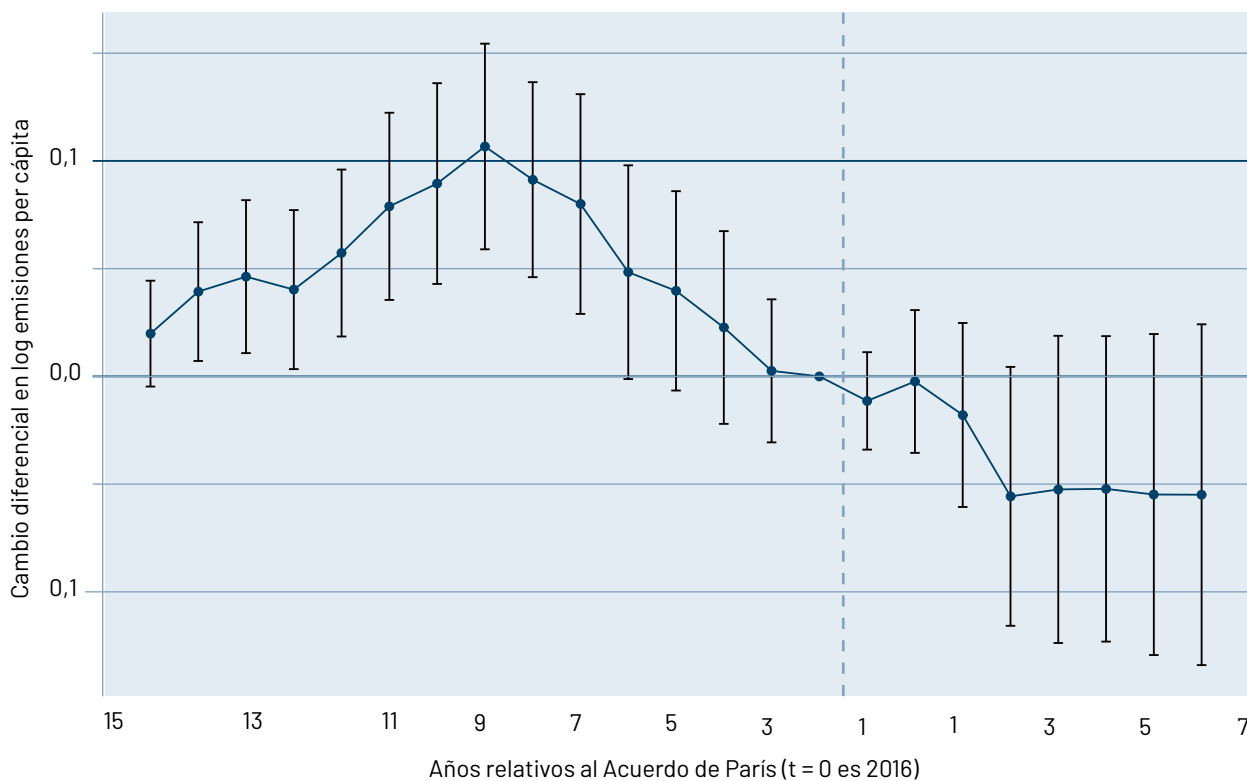
ieron, sino que siguieron creciendo desde entonces de tal forma que, actualmente, este incremento se considera inevitable.

El Acuerdo de París de 2015 buscaba sustituir el Protocolo de Kioto cuya vigencia terminaba en 2020, y revisaba los objetivos anteriores, poniendo ahora un límite en los 2 grados de incremento de la temperatura. Sin embargo, y con el objetivo de conseguir un consenso entre los firmantes, no imponía límites vinculantes. En lugar de ello, cada país debía proponer un objetivo de reducción voluntaria de emisiones de GEI. Basadas en estos compromisos y sin medidas adicionales, las predicciones realizadas para las próximas décadas (ver gráfico 3) auguran un incremento sostenido de la temperatura, superando en el escenario central los dos grados que ponía como objetivo el Acuerdo de París antes de 2060 (Rhodium Group, 2024). Se consideran muy probables escenarios con aumentos a final de siglo de entre 2,2 y 3,2 grados (percentiles 17 a 83 de la distribución de temperaturas). Siendo este incremento muy preocupante, se descartan los escenarios más catastróficos que en predicciones anteriores incluían hasta los 7 grados dentro del intervalo de confianza. De acuerdo con la misma predicción, las emisiones se reducirían hasta 2060, pero volverían a crecer a partir de esa fecha.

La efectividad de este acuerdo voluntario de reducción de emisiones está siendo objeto de debate aprovechando su décimo aniversario (3). Para analizar este resultado, aquí proponemos un *event study* que caracteriza cómo la tendencia de las emisiones ha variado después de 2015. El resultado se puede observar en el gráfico 4. Este gráfico muestra el diferencial de las emisiones entre los países desarrollados y los países en desarrollo. En la medida en que los compromisos eran más ambiciosos para los primeros, podemos entender un valor negativo del coeficiente desde 2016 como un síntoma de su efectividad. Este ejercicio, eminentemente descriptivo, no muestra un cambio visible asociado al Acuerdo de París (4).

La Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 2023 (conocida como COP28) puso de manifiesto esta falta de progreso y apeló a los países para que propusieran objetivos más am-

GRÁFICO 4
EFECTO DEL ACUERDO DE PARÍS



Notas: Los coeficientes representan el cambio diferencial en el logaritmo de las emisiones para los países desarrollados en relación con los países en desarrollo. Los coeficientes están normalizados con relación a 2015. Ver Anexo para más detalle

Fuente: Elaboración propia.

biciosos que revertieran la tendencia. El Rhodium Climate Outlook (Rhodium Group, 2024) estima que si los países adoptaran compromisos de eliminar las emisiones netas para 2050, podrían limitar el incremento de temperaturas a entre 1,5 y 2,2 grados, pudiéndose cumplir los objetivos del Acuerdo de París con una probabilidad del 62 por 100.

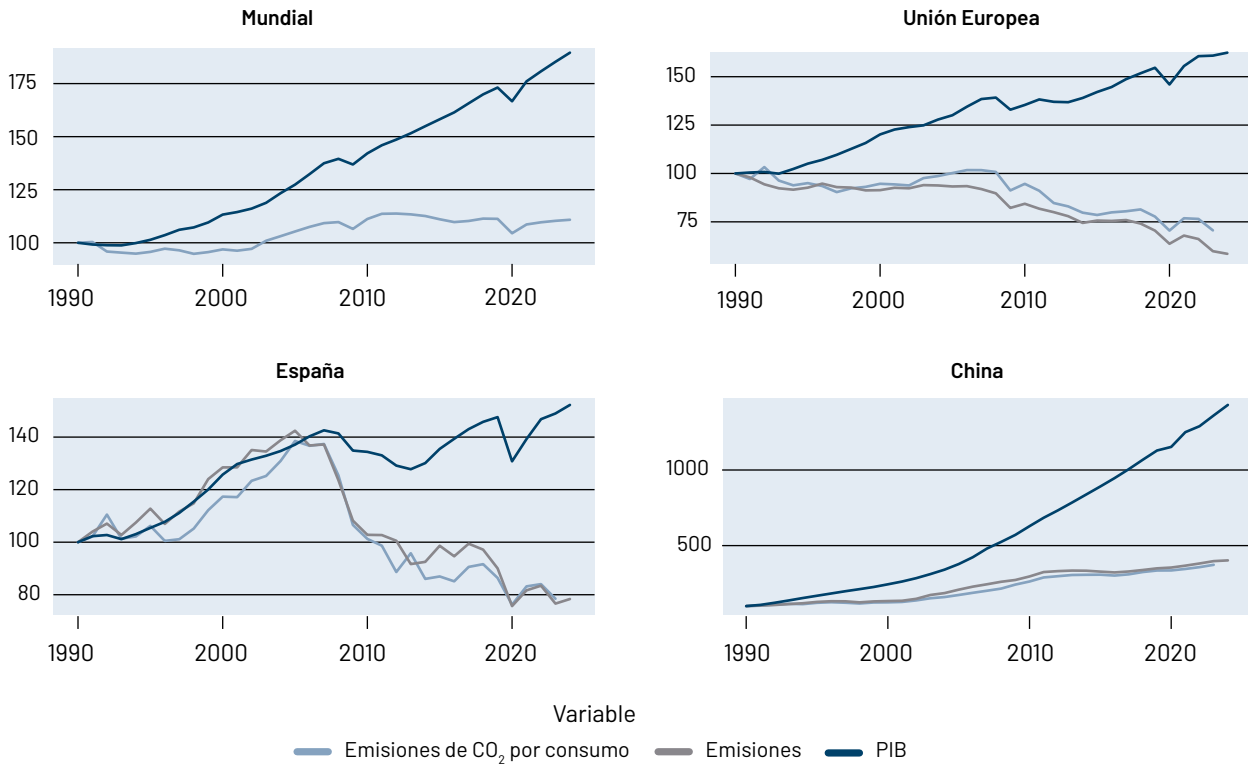
Los resultados anteriores, en gran medida, extrapolan los efectos del cambio climático en base a datos históricos. Sin embargo, es importante reconocer que este tipo de análisis tiene limitaciones porque se abstrae de cambios en las decisiones económicas, que tendrán cada vez una mayor relevancia en la medida en que el incremento global de la temperatura implica un efecto convexo sobre la economía. Para entender estos efectos, trabajos re-

cientos como (Cruz y Rossi-Hansberg, 2023) proponen un modelo que captura la heterogeneidad a nivel geográfico tanto en el desarrollo económico actual como en las consecuencias del cambio climático.

Los resultados muestran que, como se mencionaba anteriormente, los efectos en el crecimiento serán heterogéneos entre países y estarán condicionados por la temperatura actual. En particular, los autores estiman que en los sitios actualmente más fríos un incremento en la temperatura de un grado podría conllevar un crecimiento de los servicios locales (*amenities*, en inglés) de más de un 2 por 100 y de la productividad de un 7,44 por 100. En cambio, en los lugares más cálidos, estos servicios podrían reducirse en un 2 por 100, pero disminuir la productividad en más de un 16 por 100. De manera

GRÁFICO 5
EMISIONES PER CÁPITA

Evolución con base=1990



Fuente: Eurostat, OCDE y Banco Mundial, procesado por Our World in Data.

general, y consistente con la discusión anterior, parece que la mayor parte de los países más desarrollados, al estar en latitudes relativamente altas, con la excepción de países como España, se verán relativamente poco perjudicados a largo plazo por el cambio climático. Los países más negativamente afectados serán los que se encuentran más cerca del ecuador. Estos efectos tan heterogéneos implican que el efecto global del cambio climático dependerá mucho de cómo se redistribuyan las ganancias a través de la reasignación de bienes y factores de producción. Así, los resultados del modelo indican que el comercio puede tener un efecto significativo a nivel global al trasladar la producción a aquellos países en los que la productividad aumente más en detrimento de aquellos en los que la temperatura constituya un mayor impedimento.

Más importante aún es el efecto de la migración como manera de mitigar las consecuencias del cambio climático. En la medida en que las zonas que más se beneficiarán del cambio climático están actualmente muy poco habitadas precisamente por su clima poco propicio (por ejemplo, Alaska, Siberia o el norte de Canadá), su potencial de desarrollo estará determinado por el acceso a mano de obra que quiera emigrar a esas latitudes. A la vez, las consecuencias negativas para los países más afectados por el cambio climático, como algunas zonas de África, se mitigarán si sus habitantes pueden emigrar a zonas con un clima más benigno. Las ganancias serán menores cuanto mayores sean las fricciones asociadas a la migración, no solo en términos del coste personal, sino también debidas al abandono de activos productivos y a la congestión a nivel geográfico en el lugar de destino.

II. ANATOMÍA DE LAS EMISIONES DE CO₂

En el resto de este trabajo aportaremos una descripción general del origen de las emisiones de CO₂. Para ello, debemos adoptar una visión que incorpore las diferencias entre industrias, fuentes de energía y países. Empezamos por esta última dimensión.

1. Diferencias entre países

El gráfico 5 muestra cómo la economía mundial en las últimas décadas se ha vuelto menos intensiva en el uso de energía. El incremento de más del 80 por 100 del PIB per cápita mundial desde 1990 se ha llevado a cabo con alrededor de un 10 por 100 de crecimiento en las emisiones per cápita. Sin embargo, cuando analizamos las diferencias entre países, observamos dos tendencias distintas en las emisiones de CO₂. Así, en los países más desarrollados, como Estados Unidos o la Unión Europea, las emisiones per cápita han disminuido de manera significativa. Este resultado contrasta con los países en desarrollo, donde la tendencia es hacia un rápido incremento de las emisiones per cápita.

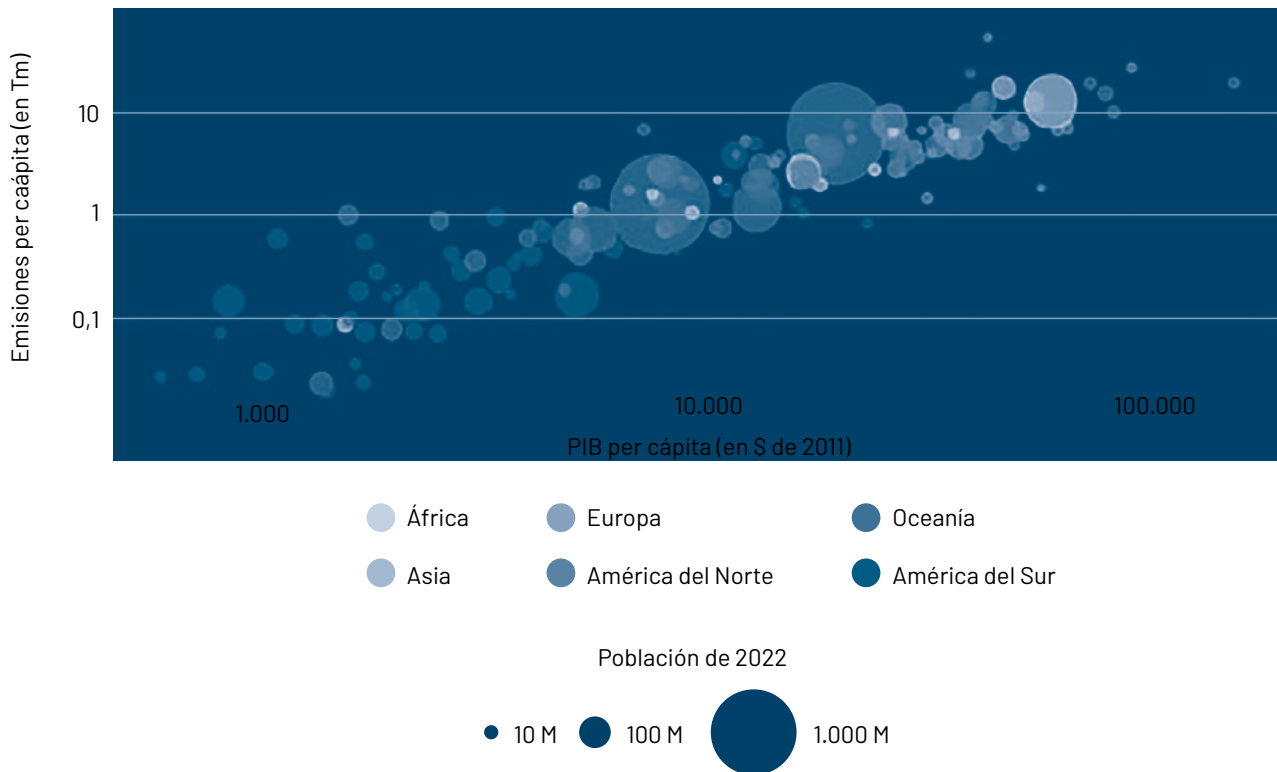
Podemos descomponer esta diferente evolución en dos efectos contrapuestos. Por un lado, como sugiere el gráfico 6, existe una relación muy estrecha entre emisiones y nivel de renta. En la medida en que grandes países en desarrollo como China o India han aumentado rápidamente el tamaño de sus economías, sus emisiones per cápita han aumentado, contribuyendo al incremento global de las emisiones (5).

El consumo de energía, origen principal de las emisiones de CO₂, está inherentemente relacionado con el nivel de bienestar de los ciudadanos. Una mayor riqueza ha permitido, por ejemplo, sustituir la bicicleta por el automóvil como medio de transporte en muchas ciudades asiáticas, y ha ayudado a que los hogares tengan acceso a una climatización adecuada. La transición de la agricultura a la producción industrial no solo ha aumentado el bienestar de millones de personas, sino que, al ser un sector más intensivo en el uso de energía, también ha conllevado un incremento en las emisiones.

Por otro lado, la mayor eficiencia de las economías en la emisión de GEI ha dado lugar a un desacople entre crecimiento económico y crecimiento de las emisiones, particularmente en los países más desarrollados. Este resultado se debe a una combinación de factores que incluyen una mayor eficiencia energética (irónicamente, sustituyendo en las ciudades el automóvil, que ha dejado de ser considerado como símbolo de progreso, por otros medios de transporte como la bicicleta), la creciente penetración de la energía renovable, pero también, y de manera muy notable, el desplazamiento de la producción industrial precisamente a China o a países en desarrollo del sudeste asiático. En contraste, los países más ricos cada vez están más especializados en el sector servicios que, habitualmente, requiere menos energía que la industria por unidad de valor generada.

Para entender esta evolución, el gráfico 5 proporciona dos medidas de emisiones per cápita con implicaciones algo diferentes. La medida habitual captura las emisiones generadas por las actividades económicas generadas en el país. En el caso de la Unión Europea, estas emisiones se redujeron per cápita en un 40 por 100 entre 1990 y 2023, a la vez que el PIB aumentaba en más de un 50 por 100. Esta cifra, sin embargo, sobreestima la verdadera disminución de las emisiones, en la medida en que no tiene en cuenta que el consumo de un bien genera emisiones si es producido en ese país, pero no si es importado (generando emisiones en las cuentas del país de origen), y lo contrario es cierto cuando la producción se exporta. Tal como también se muestra en el gráfico, si las emisiones se calculan sobre los bienes que consume la población del país, independientemente de donde se hayan producido, la disminución en el caso de la Unión Europea es inferior al 30 por 100. La especialización de los países desarrollados en el sector servicios implica que la importación de productos industriales que genera emisiones en los países en desarrollo es mayor que la disminución originada por sus exportaciones. Los efectos de este desplazamiento de la producción se pueden exacerbar si el país que exporta los bienes tiene una menor eficiencia energética o utiliza fuentes de energía más sucias (6). A ello habría que añadir también el volumen de las emisiones relacionadas con el transporte.

GRÁFICO 6
RELACIÓN ENTRE PIB PER CÁPITA Y EMISIONES EN 2022



Fuente: Global Carbon Budget (2025), población de varias fuentes, procesado por Our World in Data.

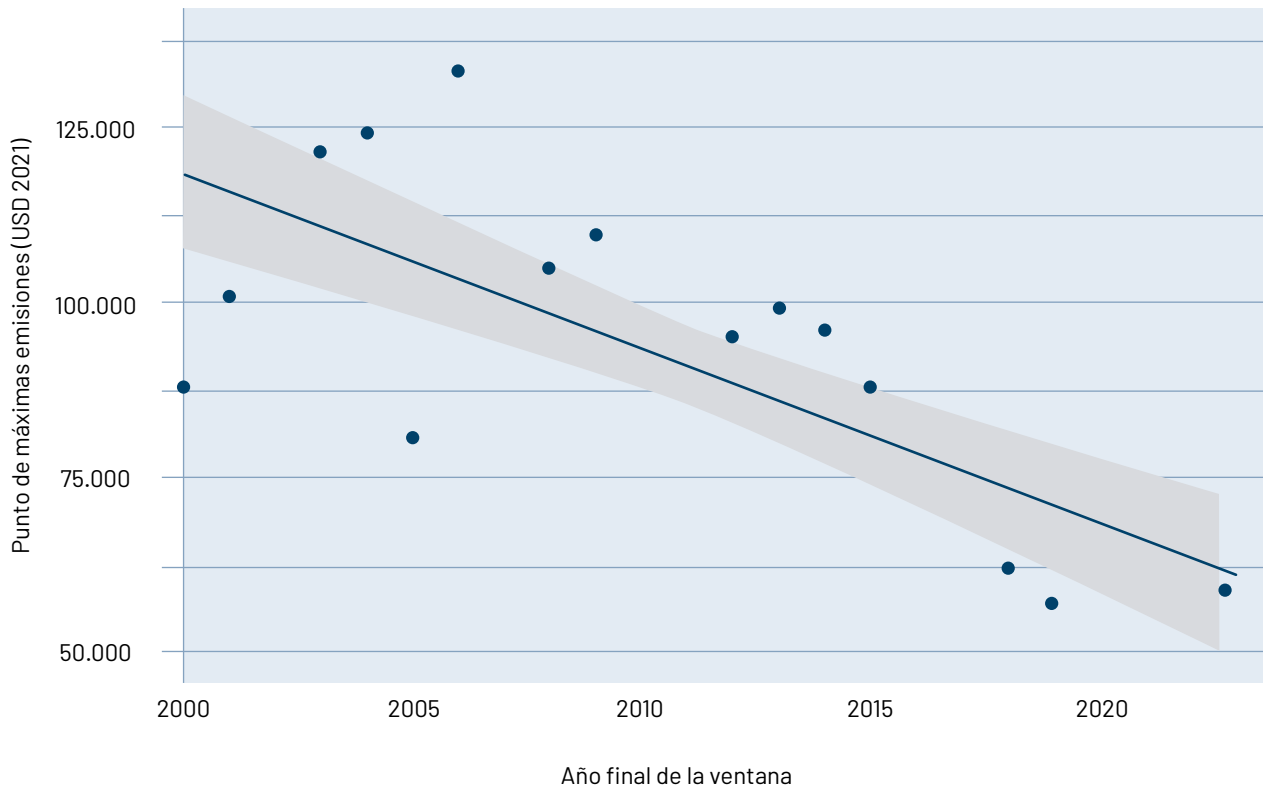
Por su relevancia a nivel global, es también importante analizar el caso de China, donde observamos que, aunque las emisiones per cápita se han multiplicado casi por cinco en las últimas tres décadas, la velocidad ha sido muy inferior al incremento del PIB per cápita, que se ha multiplicado por más de diez. Como veremos más adelante, este crecimiento en las emisiones se da en la mayor parte de los sectores, pero, principalmente, en la producción de electricidad y en la construcción. Medir las emisiones en términos de producción o consumo no da lugar a importantes diferencias.

En el caso español, las emisiones tienen un comportamiento un tanto peculiar que combina características de ambos modelos discutidos anteriormente, como puede verse en el mismo

gráfico 5. El desacople entre crecimiento y emisiones que observamos en la mayor parte de los países avanzados no se dio en España durante el período 1990-2007, cuando ambas series crecieron alrededor de un 40 por 100. Igual que en el caso de China, el incremento se concentró en sectores como la producción de electricidad y la construcción, a hombros del *boom* inmobiliario y, en menor medida, en el transporte. Desde 2007, en cambio, observamos una disminución de las emisiones muy notable y un desacople más acusado que en otros países europeos. Esta divergencia no es atribuible principalmente a la disminución de la actividad económica durante la Gran Recesión, sino, como veremos más adelante, a la descarbonización de la producción de electricidad asociada a la inversión en energía renovable.

GRÁFICO 7

NIVEL DEL PIB PER CÁPITA CON MÁXIMAS EMISIONES



Fuente: Elaboración propia. Datos de Global Carbon Budget (2025), población de varias fuentes, procesado por Our World in Data.

Otra diferencia importante en el caso de España es que, en comparación con la Unión Europea en términos globales, las medidas de emisiones que tienen en cuenta el destino del consumo arrojan resultados que no son muy distintos de las que se basan en la producción, particularmente en los últimos años.

El patrón de evolución conjunta del crecimiento económico y de las emisiones en etapas iniciales del desarrollo y la posterior divergencia en los países más avanzados, ilustrado anteriormente, es una manifestación de la llamada *curva de Kuznetz medioambiental*, que describe una relación en forma de U invertida. Empíricamente, podemos describir esta relación con la siguiente especificación econométrica,

$$\ln(CO_2)_{it} = \alpha_i + \lambda_t + \beta_1 \times \ln(PIBpc_{it}) + \beta_2 \times \ln(PIBpc_{it})^2 + \varepsilon_{it}, \quad [1]$$

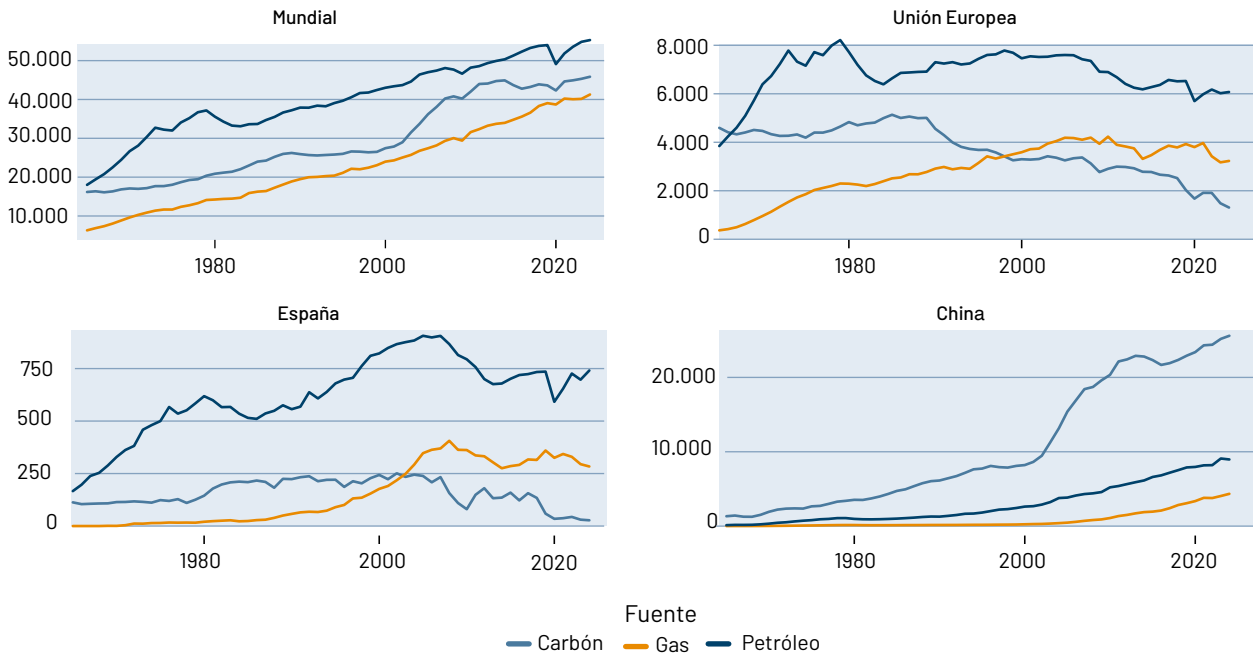
donde es el $PIBpc_{it}$ es el PIB per cápita del país i en el año t ; los parámetros α_i y λ_t recogen efectos fijos de país y tiempo y los parámetros $\beta_1 > 0$ y $\beta_2 < 0$ son los efectos de escala y progreso tecnológico. Con esta especificación podemos calcular el nivel de renta en que se alcanzan las máximas emisiones como

$$PIBpc_{it}^* = \exp\left(\frac{-\beta_1}{2\beta_2}\right).$$

El gráfico 7 muestra la evolución en el tiempo del nivel de PIB per cápita en el que las emisiones de CO_2 alcanzan su valor máximo. Aunque la ecuación [1] implica un único punto de máximo para unos coeficientes dados, este valor puede variar a lo largo del tiempo si la relación entre emisiones y renta cambia. Para capturar esta posible evolución, la ecuación [1] se reestima utilizando ventanas

GRÁFICO 8
FUENTES DE ENERGÍA

En teravatios Hora (TWh)



Fuente: The Energy Institute Statistical Review of World Energy 2025, procesado por Our World in Data.

móviles de quince años. Cada punto del gráfico corresponde, por tanto, al nivel de PIB per cápita que maximiza las emisiones según los coeficientes estimados en cada ventana temporal. Aunque los resultados oscilan considerablemente entre años, podemos observar una clara tendencia decreciente que sugiere que las emisiones máximas han pasado de alcanzarse en más de 100.000 euros per cápita a principios de siglo a cerca de la mitad en la actualidad (7).

Para entender mejor los patrones anteriores, nuestro siguiente paso es analizar el origen de las emisiones de CO₂ a partir de las fuentes de energía que las generan, su evolución en el tiempo y las diferencias entre países en su uso.

2. Emisiones y fuentes de energía

Globalmente, las tres principales fuentes de emisiones de CO₂ son el carbón, el gas natural y el petróleo y sus derivados. El gráfico 8 muestra

la energía producida utilizando cada una de estas fuentes. A nivel mundial, observamos que el petróleo es predominante, seguido por el carbón y el gas natural. Destaca en particular el enorme crecimiento del consumo de carbón a principios de este siglo, que se ha mantenido competitivo en la producción de electricidad. Esto es así a pesar de que el precio del gas natural se ha reducido en las últimas décadas (hasta 2022) y que tiene notables ventajas respecto al carbón, puesto que genera la mitad de las emisiones de CO₂ y es mucho más limpio en términos de otras sustancias contaminantes que tienen efectos más locales, como el azufre, y que da lugar a la conocida como lluvia ácida.

Aquí encontramos también una importante diferencia entre los países avanzados y aquellos en desarrollo. Como se puede observar en el gráfico, en el caso de la Unión Europea el carbón ha ido reduciendo su importancia y en 2020 su uso en la producción de energía era menos de la mitad que en 1965. A la vez, el consumo de gas natural ha au-

mentado progresivamente, con la única excepción de los últimos años, debido al COVID-19 y a los altos precios que siguieron a la invasión rusa de Ucrania en 2022. De la misma manera, el uso del petróleo se ha mantenido relativamente constante, en parte debido al incremento de la eficiencia energética del transporte. El caso español tiene características parecidas a la Unión Europea en su conjunto, destacando por el rápido proceso de sustitución del carbón por el gas natural en la producción de electricidad en las últimas dos décadas.

Como contraste, observamos que países en desarrollo como China (y también la India) aún dependen en gran medida del carbón. Son además los responsables de la mayor parte del incremento de su uso a nivel global. Este combustible ha alimentado la producción necesaria para cubrir el incremento de la demanda eléctrica asociado a su rápido crecimiento económico. A pesar de su mayor coste medioambiental, muchos países valoran los puestos de trabajo a nivel local que genera (8) y la independencia estratégica que conlleva en comparación con el gas natural. Aunque la inversión en energía renovable en China ha sido ingente, su expansión está limitada por el coste aún elevado del almacenamiento y la limitada interconexión de la red eléctrica entre las regiones, que no permite aprovechar todas las ganancias derivadas de la variabilidad de la meteorología entre regiones.

La distinta composición del consumo energético de cada país tiene importantes implicaciones a la hora de explicar las diferencias entre las emisiones de los países ricos y aquellos en desarrollo. El desplazamiento de la producción industrial a estos últimos implica un incremento en las emisiones globales, al aumentar el uso de carbón.

Las predicciones apuntan a que en la próxima década la tasa de crecimiento mundial del consumo de energía se reducirá a cerca del 0,5 por 100 por año, en comparación con el 1,4 por 100 de los últimos diez años. Esto sucederá debido a una combinación de factores que incluyen un menor incremento de la población, mayor eficiencia energética, mayor crecimiento del sector servicios en detrimento de la industria y la electrificación de sectores como la automoción. Este menor incre-

mento permitiría una gradual reducción del consumo de carbón y del petróleo, manteniendo estable el uso de gas natural a niveles parecidos a los finales de esta década. En este escenario, la producción utilizando energía renovable se multiplicaría por tres y permitiría reducir la cuota de mercado de los combustibles fósiles del 80 por 100 en 2023 a cerca del 58 por 100 en 2050 (International Energy Agency, 2024).

3. Emisiones por sector

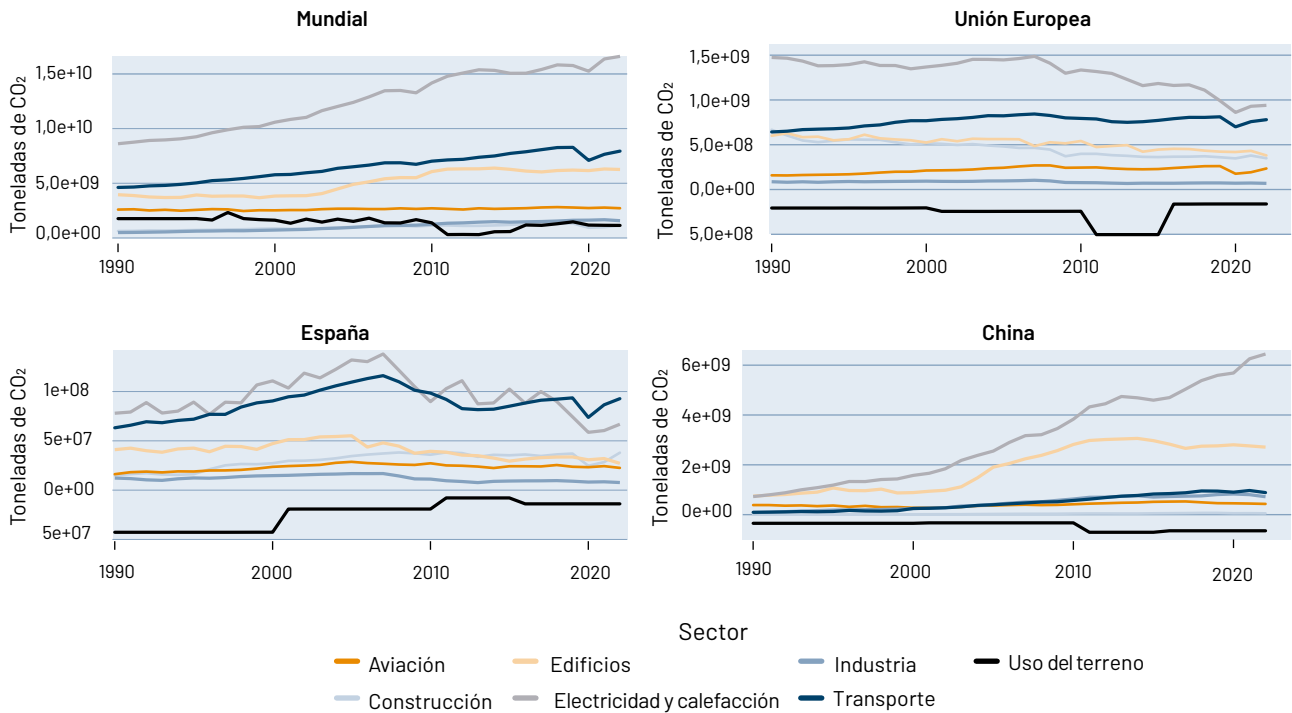
El gráfico 9 muestra la composición y la evolución de las emisiones en los diferentes sectores de la economía. Destaca el papel predominante que tiene la producción de electricidad y calefacción, que absorbe la mayor parte del consumo de carbón y gas natural y una proporción significativa del petróleo. Por ello, no es sorprendente que este sector sea responsable de casi la mitad de las emisiones de CO₂ a nivel mundial. A gran distancia, el transporte es la segunda fuente de emisiones más importante (excluyendo la aviación y el transporte marítimo). En tercer lugar, se encuentran la industria y la construcción.

Como en los casos anteriores, esta visión agregada esconde dos modelos distintos. Así, por ejemplo, en el caso de China, es difícil sobrevalorar el efecto de la producción de electricidad y calefacción en las emisiones globales. Como hemos visto en la sección anterior, al haberse satisfecho la demanda principalmente mediante la construcción de plantas de carbón (y en menor medida de gas natural), China actualmente genera el 40 por 100 de las emisiones globales de CO₂ asociadas a este sector.

Es importante destacar que el segundo sector que más ha contribuido a las emisiones de CO₂ en las últimas décadas en China es la construcción, probablemente debido a la enorme inversión de las infraestructuras públicas y en vivienda, mientras que el transporte ha tenido un papel menos destacado y que probablemente habrá llegado a su máximo, dada la reciente expansión del coche eléctrico.

Con respecto a la Unión Europea, observamos que los dos sectores más contaminantes coinciden con lo que observamos a nivel mundial. La diferen-

GRÁFICO 9
EMISIONES POR SECTOR



Fuente: Climate Watch, procesado por Our World in Data.

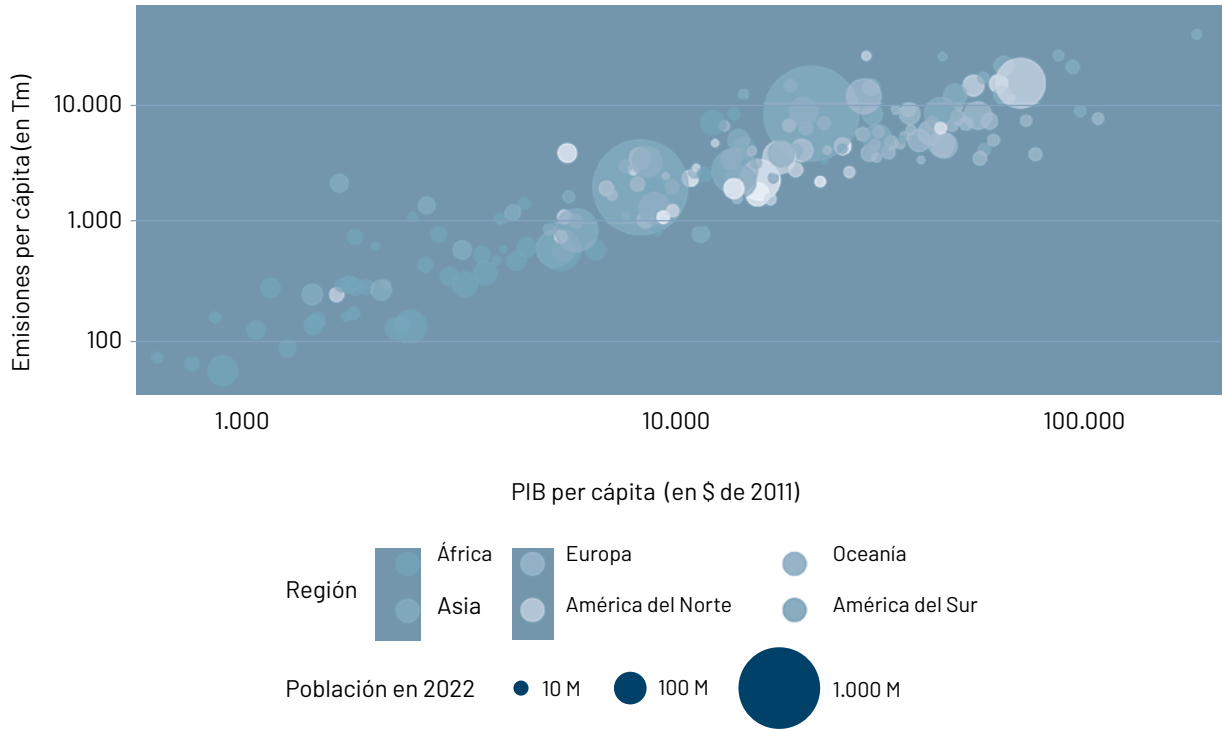
cia está en la tendencia, en especial de la producción de electricidad y calefacción, que cada vez representa una menor proporción de las emisiones. Entre 1990 y 2021, las emisiones de este sector se han reducido en un 36 por 100. Esto contrasta con el transporte, cuyas emisiones han aumentado, aunque a una tasa inferior de lo que observamos a nivel mundial. Dos diferencias importantes son la menor contribución de la construcción y la industria, que representan solo el 14 por 100 y el 6 por 100 de las emisiones, respectivamente, y la mayor importancia de la aviación que, aun así, apenas implica el 3 por 100 del total de CO₂ emitido.

De nuevo, el caso de España es especialmente interesante. Como se ha mencionado anteriormente, en los últimos veinticinco años podemos distinguir dos períodos muy diferentes. Hasta alrededor de 2007, las emisiones crecieron de manera muy rápi-

da, a una tasa parecida a la de la actividad económica. El contraste con la posterior reducción de las emisiones es especialmente llamativo y se explica, principalmente, por la producción de electricidad y gas, cuyas emisiones han caído de 138 millones de toneladas en 2007 a 60 millones en 2021. La enorme inversión en energía renovable está detrás de este resultado e implica que ya no es el sector más contaminante. También se observa una disminución en las emisiones relacionadas con el transporte desde 2007 que, sin embargo, se han recuperado en los últimos años.

La experiencia del caso español ilustra cómo el sector eléctrico es esencial a la hora de comprender la evolución de las emisiones tanto en los países desarrollados como en aquellos en desarrollo. La evolución de las emisiones a nivel mundial en las próximas décadas dependerá en gran medida del

GRÁFICO 10
CONSUMO DE ELECTRICIDAD Y PIB PER CÁPITA EN 2022



Fuente: Ember, procesado por Our World in Data.

desarrollo de la energía renovable como sustituto de los combustibles fósiles. Además, la importancia del sector eléctrico no hará más que aumentar en las próximas décadas debido a la electrificación de otros ámbitos como la calefacción, el transporte o la industria y al crecimiento de la demanda en los países en desarrollo. Sin una producción de electricidad libre de emisiones, las ganancias de este costoso proceso de electrificación pueden verse muy reducidas.

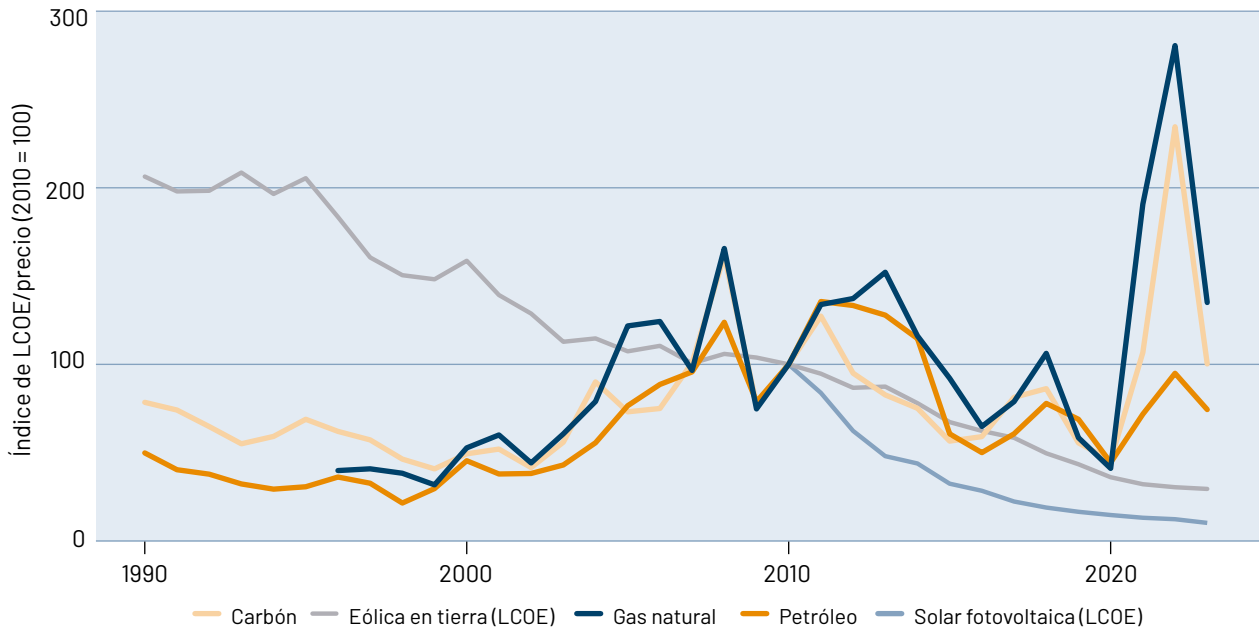
III. LA IMPORTANCIA DEL SECTOR ELÉCTRICO

En la última década, el consumo de electricidad ha crecido al doble de la tasa correspondiente al consumo de energía en general. Así, mientras que en 2024 el consumo de energía creció globalmente al 2,2 por 100, el consumo eléctrico lo hizo en un 4,3 por 100 (International Energy Agency, 2025).

Dos terceras partes de este incremento se deben a China. Se espera que el crecimiento en el consumo de electricidad se acelere aún más en las próximas décadas. Incluso en un escenario conservador, el consumo eléctrico se incrementará cada año en una magnitud equivalente a la demanda de Japón. En escenarios donde los países intervinieran de manera más decidida para cumplir los objetivos de reducción de emisiones (y que pasan por la rápida electrificación de otros sectores), el incremento de la demanda eléctrica sería notablemente superior.

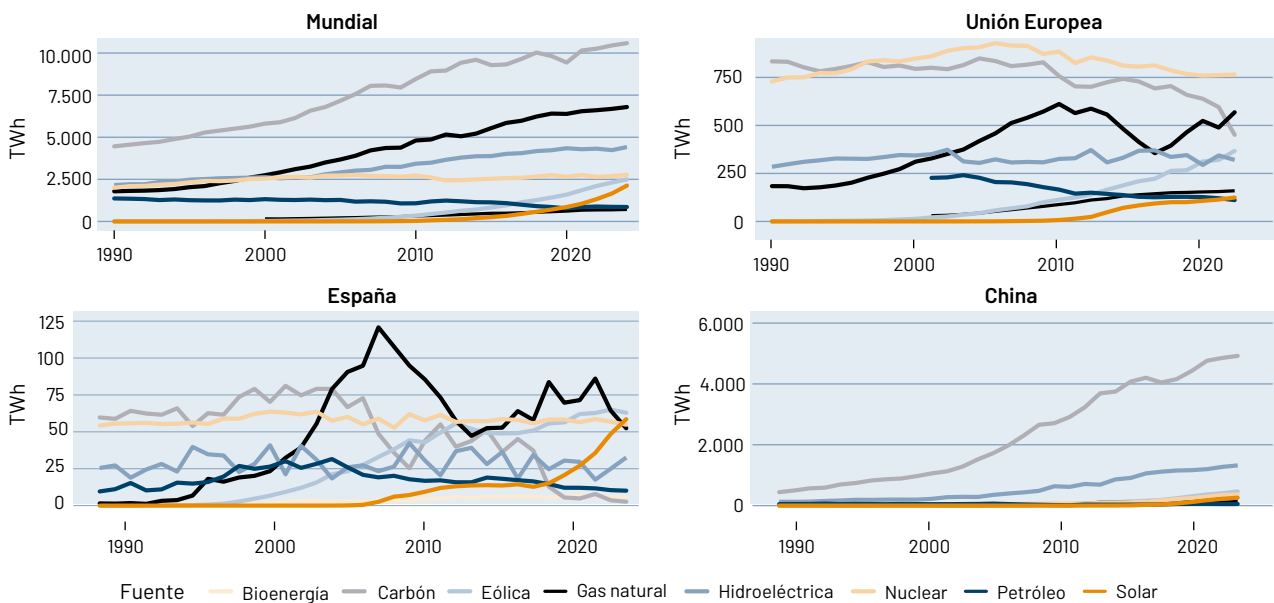
Si adoptamos una perspectiva internacional, es interesante constatar la gran heterogeneidad en el consumo de electricidad entre países, que es atribuible principalmente al nivel de renta, tal como documenta el gráfico 10. Mientras que en países como Estados Unidos se generaban en 2024 alrededor de 12.000 kWh de electricidad per cápita, en China la cifra era de alrededor de 7.000 y en España

GRÁFICO 11
COSTE NIVELADO DE LA ELECTRICIDAD



Fuente: IRENA, procesado por Our World in Data.

GRÁFICO 12
PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD POR FUENTE DE ENERGÍA



Fuente: Ember, procesado por Our World in Data.

era de algo menos de 6.000. Esto contrasta con los países con menores niveles de renta. En la India, la generación per cápita era de 1.400 kWh. Globalmente, más de 3.800 millones de personas viven en países con un consumo eléctrico per cápita inferior a los 1.500 kWh (Greenstone, 2024).

Las predicciones para las próximas décadas sugieren que el mayor aumento de la generación eléctrica tendrá lugar precisamente en los países en desarrollo. Esto es problemático porque precisamente es en estos países donde el carbón sigue siendo predominante y su uso va en aumento. En los países desarrollados, sin embargo, la tendencia es la contraria. Un incremento moderado de la demanda de electricidad y una mayor renta han permitido sustituir el carbón por otras fuentes más limpias como el gas natural y, más recientemente, por plantas de energía renovable, debido a la rápida disminución de su coste, como podemos apreciar en el gráfico 11(9).

El gráfico 12 muestra la evolución de las distintas fuentes de energía en la producción de electricidad. A nivel mundial, observamos que el carbón es la fuente de energía predominante, a pesar de ser también la más contaminante. Alimenta el 30 por 100 de la producción mundial y ha crecido enormemente en las últimas décadas. En 2024, la producción de electricidad que utilizaba esta fuente de energía era más del doble que en 1990. En países como China, el carbón representa casi el 60 por 100 de la producción eléctrica, pasando de unos 400 TWh en 1990 a cerca de 6.000 TWh en 2024. La situación es aún más acusada en la India, donde el carbón alimenta el 75 por 100 de toda la producción eléctrica. El hecho de que la economía china sea mucho mayor, sin embargo, implica que el 60 por 100 de la producción mundial de electricidad utilizando carbón se lleve a cabo en este país.

El gas natural es la segunda fuente de electricidad a nivel mundial y representa más de un 20 por 100 de la producción global. El petróleo tiene una aportación inferior, pero aun así significativa. Las emisiones de CO₂ del resto de las fuentes relevantes de electricidad no son muy significativas (10).

Entre las fuentes libres de emisiones, destaca la energía hidroeléctrica, que representa global-

mente un 15 por 100 de la producción, y la energía nuclear, con una cuota de alrededor del 7,5 por 100. Sin embargo, el crecimiento más destacado corresponde a la energía solar y eólica, que actualmente representan ya el 7 por 100 y el 8 por 100 de la producción mundial, respectivamente.

Encontramos una gran heterogeneidad entre países. Por un lado, esto se debe a la disponibilidad de las distintas fuentes de energía, especialmente en el caso del gas natural, petróleo, hidroeléctrica y, hasta cierto punto, del carbón. Como hemos dicho, muchos países en desarrollo que no tienen grandes yacimientos de gas natural se apoyan en el carbón como la principal fuente de energía. En otros casos, como en los países nórdicos, la energía hidroeléctrica es dominante (en Noruega, por ejemplo, representa más del 90 por 100 de la producción) y explica el bajo nivel de emisiones asociadas a la producción de electricidad.

El resto de los países han optado típicamente por un mix energético bastante más diversificado, en el que el carbón ha tenido un papel importante, tal como se puede ver a nivel global en el caso de la Unión Europea durante los años noventa. La energía hidroeléctrica y la nuclear han sido también relevantes (11).

En este contexto, la tendencia en Europa en el siglo XXI se puede resumir en dos cambios. Por un lado, el carbón está siendo abandonado de manera progresiva (actualmente constituye el 12 por 100 de la producción eléctrica), reemplazado en parte por el gas natural. Por otro lado, la energía solar y eólica han crecido hasta representar el 9 y el 17,5 por 100 de toda la producción de electricidad en Europa en 2024. La energía eólica es actualmente la tercera fuente principal de energía en Europa, detrás de la nuclear y el gas natural.

En el año 1990 en España, el carbón era la fuente principal de energía en la producción de electricidad. El resto provenía de la energía hidroeléctrica y nuclear, con una contribución parecida entre ellas y con una producción que se ha mantenido relativamente estable en el tiempo. El enorme crecimiento de la demanda eléctrica entre 1990 y 2008, donde se llegó a un pico de 308 TWh fue satisfecha prin-

CUADRO N.º1

CUOTAS DE MERCADO EN LA PRODUCCIÓN DE ELECTRICIDAD POR TECNOLOGÍA Y EN RELACIÓN A SU PRECIO Y AL PRECIO DEL CARBÓN. SISTEMA DE ECUACIONES APARENTEMENTE NO RELACIONADAS (SUR) INCLUYENDO EFECTOS FIJOS DE PAÍS. LA MUESTRA ES UN PANEL EQUILIBRADO ENTRE 2010 Y 2024

	Gas	Solar	Eólica	Hidro
Precio	-0,081 (0,083)	-1,810 *** (0,046)	-1,048 *** (0,063)	-0,035 (0,119)
Precio del carbón	0,216** (0,108)	0,352*** (0,081)	-0,096 (0,070)	0,142** (0,056)
ln(PIBpc)	-0,067** (0,215)	0,252*** (0,312)	-0,084 (0,266)	-0,149*** (0,195)
Observaciones	2.198	2.198	2.198	2.198
R-cuadrado	0,002	0,449	0,121	0,017
Número de países	157	157	157	157

Nota: La variable dependiente en cada ecuación es $\ln(Cuota_{i,t} / Cuota_{carbón,t})$, donde el denominador es $\ln(Cuota_{carbón,t})$, la participación del carbón en la generación eléctrica y j corresponde a otras fuentes de energía (gas, solar, eólica e hidro). Los errores estándar se reportan entre paréntesis. Niveles de significatividad: estadística: $p < 0,10^*$, $p < 0,05^{**}$, $p < 0,01^{***}$.

principalmente con la inversión en centrales de ciclo combinado (es decir, que utilizan gas natural). Con el tiempo y a medida que la demanda eléctrica se ralentizaba, las plantas de ciclo combinado fueron desplazando el carbón hasta tal punto que en España este combustible ha desaparecido completamente del mix energético. Esta sustitución, la gran inversión en renovables realizada en los últimos veinte años y la reducción del consumo eléctrico (en 2024 fue de solo 280 TWh) explican gran parte de la caída de las emisiones de CO₂ per cápita en España.

Es importante poner de manifiesto que en los últimos años el gas natural también ha ido desapareciendo del mix español. Mientras que en 2008 representaba cerca del 39 por 100 de la producción, en 2024 su cuota de mercado no llegaba ya al 19 por 100. Mientras tanto, en 2024, la energía eólica y solar se han erigido como las dos principales fuentes de energía en España con una cuota del 22 y 21 por 100, respectivamente.

En el cuadro n.º 1 describimos, utilizando datos para 157 países, la relación entre las cuotas de mercado de cada tecnología con su precio y el precio del carbón. El resultado muestra, como sería

de esperar, que la expansión de la energía solar y eólica está muy directamente vinculada con la importante disminución de su coste en los últimos años. Esto contrasta con el caso de otras fuentes de energía debido, probablemente, a las oscilaciones en el precio del gas y a los determinantes políticos en las inversiones en energía hidroeléctrica. Asimismo, incrementos en el precio del carbón también están relacionados con la expansión de la cuota de mercado del gas natural, su sustituto más cercano. Sin embargo, también correlacionan con el incremento en la cuota de la energía solar e hidroeléctrica.

IV. CONCLUSIÓN ¿QUIÉN CONTAMINA EL PLANETA?

El objetivo de este artículo era ofrecer una visión global de la evolución de las emisiones de CO₂. Como hemos visto, el determinante principal del consumo de energía es el nivel de renta per cápita. Sin embargo, su efecto no es monótono. En los países en vías de desarrollo, las emisiones aumentan de manera significativa de la mano del crecimiento económico. Esto, junto con el incremento de la población, explica por

qué China es responsable de una gran (y creciente) proporción de las emisiones actuales a nivel global. En muchos países ricos, con un menor nivel de crecimiento y un menor incremento en la demanda de energía, las emisiones están disminuyendo, espoleadas por las políticas de ahorro energético y de sustitución de tecnologías contaminantes por otras más limpias.

Por otro lado, cuando ponemos el foco en las actividades económicas que generan más emisiones, observamos que están concentradas en unos pocos sectores. Entre ellos, destaca la producción de electricidad y calefacción que, utilizando principalmente carbón y en segundo término gas natural, ha crecido significativamente como respuesta al incremento en la demanda global de energía. Este fenómeno ya sucedió en los países desarrollados durante su etapa de industrialización, pero su efecto global tuvo una menor escala al constituir un nivel de actividad económica muy bajo para los estándares actuales. La situación actual es radicalmente distinta y observamos una rápida expansión en los países en desarrollo, que representan la mayor parte de la población mundial y en los que las inversiones en energía renovable son a todas luces insuficientes para cubrir los enormes incrementos en la demanda.

Estos resultados sugieren que la descarbonización del planeta pasa inevitablemente por el mercado eléctrico y por el cierre, en primer lugar, de las plantas de producción que utilizan carbón. Sin embargo, los incentivos económicos apuntan en la dirección contraria. En los países desarrollados, los mercados de emisiones han permitido eliminar o reducir enormemente el uso de carbón y, como hemos visto, esto se ha trasladado en una rápida reducción de las emisiones, siendo España un ejemplo de éxito. En cambio, en muchos países en desarrollo, el precio del carbón local (que no tiene en cuenta su coste social al no existir un mercado global de emisiones) es inferior al del gas natural y además proporciona empleo y una mayor seguridad energética. Las inversiones en energía renovable son, en comparación, caras e insuficientes, incluso en países como China.

Un obstáculo adicional al despliegue de la energía renovable en algunos países en desarrollo

son los contratos a largo plazo entre el gobierno y las empresas eléctricas para la provisión de electricidad utilizando carbón, los denominados *power purchase agreements* o, *PPAs* (Dobermann, Hayat y Srivastav, 2024). Estos contratos implican habitualmente precios altos y se calculan para garantizar una rentabilidad acorde con el alto riesgo de inversión en el país. Sin embargo, en los últimos años muchos hogares están optando por desconectarse de este servicio y reemplazarlo por la instalación de paneles solares, aprovechando la gran disminución de su precio. Esta reducción del número de usuarios está poniendo en riesgo la rentabilidad del servicio y países como Pakistán están respondiendo con el establecimiento de impuestos a los paneles solares (12).

A esto debemos añadir que el resto de políticas orientadas a reducir las emisiones originará un importante incremento de la demanda eléctrica en las próximas décadas. Este es, por ejemplo, el caso de la electrificación del transporte, la calefacción y de muchos procesos industriales. Abordar este reto requerirá enormes inversiones en energía renovable y, en su caso, en energía nuclear.

NOTAS

- (*) Agradezco a Gonzalo Romero-Villanueva su inestimable ayuda en la realización de este trabajo, que también se ha beneficiado de los comentarios de la editora, María José Moral, y de un/a evaluador/a anónimo/a.
- (1) Ver Frankopan (2023) para una revisión de la literatura académica acerca de los cambios en la temperatura global en un horizonte de millones de años.
- (2) Su menor tiempo de permanencia en la atmósfera también se ha utilizado para argumentar que la reducción de las emisiones de este gas podría tener un efecto significativo a corto plazo.
- (3) Ver "10 Years After a Breakthrough Climate Pact, Here's Where We Are" (*New York Times*, 7 de noviembre de 2025).

- (4) En el Apéndice proporcionamos más detalles sobre este ejercicio.
- (5) A esto debemos añadir, por supuesto, el incremento en su población, en el caso de China con anterioridad a su transición demográfica, que ha aumentado también sus emisiones totales.
- (6) Este efecto recibe el nombre en inglés de *carbon leakage* e implica que cualquier análisis que basa el cálculo de las emisiones en la producción y no en el consumo puede ser engañoso y sobreestimar las consecuencias de las regulaciones medioambientales impuestas en los países más industrializados, como es el caso de los mercados de emisiones. En la medida en que el resultado de dichas medidas sea el desplazamiento de la producción a países con límites más laxos, cálculos basados en la producción sobreestimarán los efectos de estas regulaciones.
- (7) En el Apéndice proporcionamos más detalles de este procedimiento y aportamos otra especificación con resultados comparables.
- (8) Este efecto no es específico de los países en desarrollo y también se ha documentado para Estados Unidos (Aspuru, 2024).
- (9) La medida utilizada, el llamado coste nivelado de la energía (en inglés *levelized cost of energy* o *LCOE*), tiene en cuenta el coste de producción y la inversión a lo largo de la vida útil de la planta para hacer comparables las plantas que utilizan combustibles fósiles y las plantas renovables.
- (10) El carbón genera unas emisiones equivalentes de CO₂ (CO_{2e}) de 740 a 1.689 gramos por kWh. Le sigue el petróleo, con unas emisiones de 510 a 1.170 gramos y el gas natural con entre 290 y 930. Estas emisiones tienen en cuenta todo el ciclo de vida de la planta, incluida la construcción y desmantelamiento. Por este motivo, se estima que las plantas solares generan unas emisiones de 41 gramos por kWh, seguidas por la energía nuclear con 12 y la eólica e hidroeléctrica con emisiones de 11 y 4 gramos por kWh, respectivamente (IPCC, 2023).
- (11) Francia es un caso excepcional por su decidida apuesta por la energía nuclear que ha representado el 80 por 100 de la producción de electricidad en los últimos treinta años.

- (12) Ver "How China sparked a rooftop solar revolution in Pakistan" (*The Economist*, 3 de noviembre de 2025) y "Cheap Solar is Transforming Lives and Economies Across Africa" (*New York Times*, 30 de diciembre de 20

BIBLIOGRAFÍA

- AEMET. (2024).** *Olas de calor en España desde 1975. Área de climatología aplicaciones operativas.*
- Aspuru, P. (2024).** *Delaying the coal twilight: Local mines, regulators, and the energy transition.* Mimeo.
- Burgess, R., Deschenes, O., Donaldson, D. y Greenstone, M. (2024).** *Weather, climate change and death in India.* Mimeo.
- Cruz, J-L. y Rossi-Hansberg, E. (2023).** The economic geography of global warming. *Review of Economic Studies*, 91(2), 899-939.
- Dobermann, T., Hayat, F. y Srivastav, S. (2024).** *The economic costs of lopsided contracts: Evidence from pakistan's power sector.* Mimeo.
- Frankopan, P. (2023).** *The Earth Transformed: An Untold History.* Bloomsbury Publishing.
- Greenstone, M. (2024).** The economics of the global energy challenge. *SSRN Electronic Journal.*
- International Energy Agency. (2024).** World energy outlook 2024. *Technical report*, IEA
- International Energy Agency. (2025).** Global energy review 2025. *Technical report*, IEA.
- IPCC. (2023).** *Climate change 2023: Synthesis report. contribution of working groups i, ii and iii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, 2023.*
- Nordhaus, William D. (2019).** Can we control carbon dioxide? (from 1975). *American Economic Review*, 109(6), 2015-2035.
- Rhodium Group. (2024).** *Rhodium climate outlook 2024: Probabilistic global emissions and energy projections.*

ANEXO

1. El Acuerdo de París

El gráfico 4 muestra la dinámica temporal de las emisiones en torno a la ratificación del Acuerdo de París. La metodología de *event study* estima la diferencia en la variable dependiente entre el grupo de tratamiento y el grupo de control para cada período de tiempo, normalizada respecto a un año base previo al tratamiento. A diferencia del estimador estático de diferencias-en-diferencias, este enfoque permite evaluar la validez del supuesto de tendencias paralelas examinando los coeficientes previos al tratamiento (si son estadísticamente indistinguibles de cero) y observar la heterogeneidad dinámica del efecto a lo largo del tiempo, identificando si el impacto es inmediato, gradual o nulo.

Consideramos como grupo de tratamiento a los países desarrollados, que debían asumir compromisos ambiciosos, comparados con el resto de los países (el grupo de control). La especificación econométrica es la siguiente:

$$\ln(CO_2)_{it} = \alpha_i + \lambda_t + \gamma_i \times t + \sum_{k=-15}^7 \beta_k \mathbf{1}(t - T_{Paris} = k) D_i + \delta \ln(PIBpc)_{it} + \varepsilon_{it}. \quad [1]$$

Como en otras especificaciones, α_i y λ_t capturan efectos fijos de país y año. El término $\gamma_i t$ captura la trayectoria anterior al Acuerdo de París para cada país. El efecto fijo D_i toma valor 1 si y solo si el país es desarrollado y $T_{Paris} = 2016$. Finalmente, δ captura la elasticidad renta de las emisiones. El valor de los parámetros de interés, β_k , se muestra en el gráfico 4.

2. Curva de Kuznets medioambiental

La curva de Kuznets medioambiental mostrada en el gráfico 7 utiliza datos del PIB per cápita y emisiones de CO₂ a partir de la especificación en [1]. Para ello, se ha incluido datos de países de ingreso medio-bajo, medio-alto y alto, de acuer-

do con la clasificación del Banco Mundial. Esto excluye a los países de menores ingresos dado que, estando muy lejos del punto de máximo de emisiones, no aportan información sobre cómo estimar este parámetro.

En lugar de reproducir las tablas que corresponden a todas las ventanas móviles detrás del gráfico 7, en el cuadro n.º 1 se incluyen los resultados de una especificación parecida,

$$\ln(CO_2)_{it} = \alpha_i + \lambda_t + (\delta_1 + \gamma_1 T) \times \ln(PIBpc_{it}) + (\delta_2 + \gamma_2 T) \times \ln(PIBpc_{it})^2 + \varepsilon_{it}, \quad [2]$$

que permite que los parámetros $\beta_i = \delta_i + \gamma_i T$ varíen en el tiempo. Utilizando estos datos podemos calcular que el punto de máximas emisiones estaba en los 106,000 dolares per cápita en el año 2000, 66,879 en 2010 y 47,405 en 2020, que está en línea con los resultados del gráfico 7.

CUADRO N.º 2

CURVA DE KUZNETS MEDIOAMBIENTAL DINÁMICA

	Log emisiones de CO2 per cápita
$\ln(PIB_{pc})$	3,055*** (0,722)
$\ln(PIB_{pc})^2$	-0,132*** (0,037)
$\ln(PIB_{pc}) \times T$	0,380* (0,216)
$\ln(PIB_{pc})^2 \times T$	-0,023** (0,011)
Observaciones	5.544
R-cuadrado	0,967
Países	167

Notas: Variable dependiente: $\ln(CO_2)$ per cápita. La tendencia temporal se mide en décadas desde el año 2000 ($t=0$ en 2000, $t=1$ en 2010, $t=2$ en 2020). Errores estándar agrupados a nivel de país entre paréntesis. Niveles de significatividad: $p < 0,10^*$, $p < 0,05^{**}$, $p < 0,01^{***}$.



COLABORACIONES

**II. ACTIVIDAD ECONÓMICA
Y DESCARBONIZACIÓN**

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO POR SECTORES ECONÓMICOS: ¿QUÉ SECTORES ESTÁN ADAPTANDO MEJOR SU INTENSIDAD ENERGÉTICA?

Jesús Rodríguez-López

Universidad Pablo de Olavide e Ivie

Gustavo A. Marrero-Díaz

Universidad de La Laguna y CEDESOG

Andrés Lorente-de-las-Casas

Universidad de La Laguna, CEDESOG e Instituto Universitario de la Empresa

Resumen

Para cumplir con el objetivo de reducción del 55 por 100 de gases de efecto invernadero (GEI) en 2030, las emisiones netas en España aún deberían disminuir un 43 por 100 adicional. En este trabajo se analiza la evolución del flujo neto de emisiones entre 1990 y 2023 y los factores que lo han condicionado: la intensidad energética, la intensidad del carbono y la actividad económica. Nuestras conclusiones son las siguientes. Primero, desde 2005 se ha producido una continua reducción de las emisiones, como consecuencia de (i) la moderación en la intensidad energética, (ii) la desaceleración económica entre 2008 y 2014; y (iii) el efecto composición que supone que el valor añadido bruto (VAB) del sector servicios haya ido aumentando hasta más del 70 por 100 del total, y, sin embargo, sus emisiones solo representan el 3 por 100 del total emitido. Segundo, el sector de transportes constituye un importante escollo en la consecución de estos objetivos: pese a que su intensidad energética se ha reducido, la intensidad del carbono se ha mantenido plana a lo largo de las tres décadas analizadas, indicando una falta de alternativas en sus fuentes energéticas. El diseño de las políticas energéticas y de medioambiente y las medidas fiscales que intenten moderar las cifras de estas emisiones, deberían atender este aspecto.

Palabras clave: CO₂, emisiones de GEI, intensidad energética, intensidad del carbono.

Abstract

To meet the target of reducing greenhouse gas (GHG) emissions by 55% by 2030, net emissions in Spain would still need to decrease by an additional 43%. This paper analyzes the evolution of net emissions flow between 1990 and 2023 and the factors that have influenced it: energy intensity, carbon intensity, and economic activity. Eventually, we conclude the following. First, since 2005 there has been a continuous reduction in emissions, as a consequence of (i) the moderation in energy intensity, (ii) the economic slowdown between 2008 and 2014, and (iii) the composition effect, whereby the gross value added (GVA) of the services sector has increased to over 70% of the total, while its emissions account only for 3% for total emissions. Second, the transport sector presents a significant obstacle to achieving these objectives: although its energy intensity has decreased, its carbon intensity has remained flat over the three decades analyzed, indicating a lack of alternative energy sources. Energy and environmental policies, as well as fiscal measures aimed at reducing these emissions, should address this issue.

Keywords: CO₂, GHG emissions, energy intensity, carbon intensity.

JEL classification: C23, E13, H22, Q20, Q43, Q54, R40.

I. INTRODUCCIÓN

La creciente preocupación por el cambio climático ha generado la necesidad de un proceso de transición energética que sustituya progresivamente el uso de combustibles fósiles por fuentes limpias y renovables. Para cumplir los objetivos del Acuerdo de París de 2015 (1), las

emisiones mundiales de gases de efecto invernadero (GEI) deben reducirse de forma sustancial con el fin de alcanzar la neutralidad climática a mediados de siglo (IPCC, 2018; ONU, 2015).

El cambio climático se ha convertido en uno de los principales desafíos políticos de la actualidad y de las próximas décadas. La capacidad de

reducir y controlar las emisiones de GEI tiene implicaciones cruciales sobre el medioambiente y el bienestar de los ciudadanos (Stern, 2007). Además, los efectos de estos gases se extienden más allá del flujo emitido hacia la concentración acumulada en la atmósfera. El elevado tiempo de residencia de una parte de los GEI hace de esta cuestión un problema de largo plazo, que excede la gestión de fluctuaciones puntuales en las emisiones (IPCC, 2021). Todo ello requiere políticas y esfuerzos globales que impliquen a la mayor parte de los países del planeta.

En este trabajo analizamos la evolución del flujo de GEI en España desde 1990 hasta 2023 y evaluamos su trayectoria y el grado de cumplimiento de los objetivos establecidos. El objetivo general, recogido en la Ley Europea del Clima, fija como meta legalmente vinculante alcanzar las cero emisiones netas de GEI en 2050, estableciendo, además, un objetivo intermedio de reducción de al menos el 55 por 100 para 2030 respecto a los niveles de 1990 (Comisión Europea, 2021). Como veremos, los últimos datos disponibles indican que aún queda distancia para alcanzar estos objetivos, si bien desde mediados de la década de 2000 se aprecia una reducción significativa en las emisiones.

Con este propósito, utilizando la identidad de Kaya (Kaya y Yokoburi, 1997), realizamos una descomposición del flujo de emisiones entre tres factores: la intensidad del carbono, la intensidad energética y el valor añadido bruto per cápita. Esta factorización se aplica tanto al agregado de la economía como a un conjunto de seis sectores productivos y a los hogares. La desagregación sectorial permite, por una parte, identificar a los tres principales emisores de GEI en España —la industria, el sector de la energía y los servicios de transporte— que actualmente concentran en torno al 92 por 100 de las emisiones. Por otra parte, permite cuantificar el papel de los tres factores mencionados en la evolución de dichas emisiones.

La intensidad del carbono mide el volumen de GEI emitido por unidad de insumo energético utilizada en una economía. Una reducción de esta intensidad puede estar asociada a una reducción de las emisiones a partir de un cambio en las

fuentes de producción energética (energías renovables o plantas nucleares). Por su parte, la intensidad energética indica el volumen energético empleado por unidad de producto final. La reducción de la intensidad energética está asociada con una mejora en la eficiencia productiva (véase Díaz *et al.*, 2019, como indicamos más adelante). Entre los países se observa una correlación negativa entre la intensidad energética y el crecimiento económico: períodos donde se producen caídas de la intensidad energética están asociados con mejoras de productividad. Finalmente, el valor añadido bruto (VAB) per cápita recoge los efectos que tienen sobre las emisiones la actividad económica en su conjunto, tanto por parte de los hogares como por los distintos sectores productivos. Es importante resaltar que la descomposición de Kaya se basa en una identidad, no en una ecuación de comportamiento. Así pues, pese a que es útil para identificar las fuentes de emisiones, no se puede utilizar esta descomposición como inferencia causal.

Nuestros principales resultados son los siguientes. *Primero*, los últimos datos disponibles (2020-2023) indican que España está algo lejos de cumplir los objetivos de reducción de emisiones netas trazados por la Ley Europea del Clima. Para 2023, las emisiones netas son un 12,5 por 100 menores respecto a 1990. Por tanto, a fin de lograr el objetivo del 55 por 100 para 2030, apenas un lustro, restarían algo más de 42 puntos de esfuerzo adicional. En otras palabras, habría que conseguir una reducción de las emisiones netas de 8,5 puntos porcentuales por año, entre 2026 y 2030.

Segundo, la descomposición realizada indica que la actividad económica ha gobernado el flujo de emisiones de GEI a largo plazo en España. Ahora bien, desde 2005, se ha producido una importante caída en las emisiones netas que estaría explicada por dos factores. El primero es la moderación, tanto de la intensidad energética (principalmente), junto con una modesta reducción de la intensidad del carbono. El segundo elemento que explica esta caída es el efecto composición en la producción de bienes y servicios experimentado por la economía española: el aumento en el peso de los servicios, excluyendo el sector de transportes, desde un 58 por 100 a principios de los noventa hasta un

70,5 por 100 en 2020 (el transporte añadiría un 4,5 por 100 al valor). Las emisiones brutas de los servicios tan solo suponen el 3,5 por 100 del total (el transporte emite el 45,5 por 100 del total bruto). En resumen, desde 2005, en España se emite menos por una mejora en la eficiencia energética, por una moderada mejoría en la manera en la que producimos energía, y porque cada vez más nos dedicamos a actividades que emiten poco.

Tercero, la principal fuente de este problema está en el sector del transporte. Como veremos, también se ha observado una caída en las emisiones del transporte desde 2005, pero debido a mejoras en la intensidad energética. La intensidad del carbono presenta un comportamiento plano en este sector, indicando que hay poco margen de sustitución de fuentes energéticas. Por ejemplo, como discutimos más adelante, los efectos de la “dieselización” del parque de vehículos en España desde 1990 han sido muy controvertidos, y los análisis realizados indicarían efectos indeseados sobre las emisiones. Los efectos de la “electrificación” del parque pueden que sean positivos, pero aún no se dejan ver de forma clara sobre los datos. Otra posible causa es el aumento del peso relativo de los vehículos SUV (*sport utility vehicle*) en la matriculación de vehículos en España que, aunque tienen etiqueta ECO, tienen mayores consumos medios de combustible en los tramos de conducción donde funcionan con motor térmico que vehículos de otra categoría (véase Ramírez-Díaz *et al.*, 2022).

Finalmente, como concluiremos en este trabajo, el verdadero margen de reducción de emisiones que aún queda por consolidar es el de la intensidad del carbono. Como hemos indicado, en los sectores productivos, la reducción es moderada y, en ocasiones, tiene vaivenes erráticos. En los hogares, sin embargo, se observa una mejora en la intensidad del carbono. Pero lo cierto es que los hogares contribuyen poco al total emitido. La regulación energética, que proporciona incentivos a cómo y cuánta energía producir, juega un papel decisivo en este sentido (por ejemplo, ayudas a instalaciones fotovoltaicas para el autoconsumo, subsidios a la compra de vehículos eléctricos u otros electrodomésticos, ayudas para el arreglo de fachadas, bonos para el transporte público, etc.).

El trabajo se estructura en cinco secciones. La siguiente sección presenta un sumario de los principales objetivos sectoriales de emisiones de GEI y de algunas medidas adoptadas hasta el momento. En la tercera sección analizamos el estado de la cuestión y los datos empleados. A continuación, describimos la metodología de descomposición de Kaya y la aplicamos al nivel agregado, sectorial y a los hogares. Finalmente, la quinta sección recoge las conclusiones.

II. OBJETIVOS SECTORIALES DE EMISIONES DE GEI Y MEDIDAS ADOPTADAS

La política climática de la Unión Europea (UE) se articula en torno a un marco jurídico ambicioso y vinculante que consolida sus objetivos de neutralidad climática para 2050, en línea con el compromiso adquirido en el Acuerdo de París de 2015. Este marco quedó establecido con la aprobación de la Ley Europea del Clima (Reglamento (UE) 2021/1119), que fija como meta legalmente obligatoria alcanzar las cero emisiones netas de gases de efecto invernadero (GEI) para 2050. Como objetivo intermedio, el reglamento prevé una reducción de al menos el 55 por 100 de las emisiones netas en 2030 respecto a 1990.

Las emisiones brutas de GEI incluyen los flujos totales emitidos de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) y óxido nitroso (N₂O), expresados en kilotoneladas equivalentes de CO₂. El vapor de agua, aunque es el principal GEI natural, no se incluye en este cálculo. Por su parte, las emisiones netas se definen como la diferencia entre las emisiones brutas y la captación de GEI asociada al uso del suelo, los cambios de uso del suelo y la silvicultura (LULUCF, por sus siglas en inglés).

A este marco regulatorio se suma la reciente propuesta de la Comisión Europea (COM [2024] 63, febrero de 2024), que plantea un nuevo objetivo intermedio: reducir un 90 por 100 las emisiones netas para 2040. La propuesta incorpora además la creación de un Presupuesto Climático indicativo para el período 2030-2050. Esta iniciativa se fundamenta en el dictamen del Consejo Científico Asesor Europeo sobre Cambio Climático

(2023), que recomienda acelerar las reducciones antes de 2040, y en un refuerzo del marco de gobernanza del uso del suelo bajo el Reglamento LULUCF (Reglamento [UE] 2023/839).

El conjunto de medidas legislativas conocido como “Objetivo 55” (*Fit for 55*) adapta la legislación climática y energética de la UE para cumplir los objetivos de 2030. Entre las principales reformas destacan: a) la revisión del Régimen de Comercio de Derechos de Emisión (ETS); b) la creación del EU ETS2 para edificios y transporte; c) el Mecanismo de Ajuste en Frontera por Carbono (CBAM); d) la Directiva de Energías Renovables (objetivo mínimo del 42,5 por 100 en 2030); e) la Directiva de Eficiencia Energética; f) la reforma del reglamento LULUCF; g) nuevas exigencias para la aviación, el transporte marítimo y la infraestructura de recarga; h) la creación del Fondo Social para el Clima, destinado a apoyar a los hogares vulnerables en esta transición.

En este contexto geopolítico y energético, el Plan REPowerEU, presentado en mayo de 2022 (COM [2022] 230 final), refuerza el marco del Pacto Verde Europeo y del paquete “Objetivo 55”. REPowerEU surge como respuesta estratégica a la invasión rusa de Ucrania y a la necesidad urgente de reducir la dependencia energética respecto a los combustibles fósiles rusos. El plan se articula en torno a cuatro pilares: 1) ahorro energético inmediato y estructural; 2) diversificación de suministros; 3) sustitución acelerada de combustibles fósiles por fuentes renovables; y 4) coordinación de inversiones y reformas.

Entre las medidas más relevantes destacan el aumento de los objetivos de eficiencia energética (hasta un 13 por 100 adicional), el incremento del objetivo de energías renovables (hasta el 45 por 100 del consumo bruto final en 2030), el despliegue masivo de energía solar (320 GW en 2025 y 600 GW en 2030), la producción e importación de 20 millones de toneladas de hidrógeno renovable para 2030 y el impulso al biometano y a las bombas de calor. Asimismo, se proponen reformas para acelerar permisos, instrumentos financieros específicos y mayor flexibilidad en la asignación de fondos. En total, REPowerEU aspira a reducir más de 100.000

millones de m³ anuales de demanda de gas ruso mediante una combinación de eficiencia, electrificación y renovables.

En julio de 2022, la Comisión Europea aprobó el Reglamento Delegado (UE) 2022/1214, que incorpora determinadas actividades relacionadas con el gas fósil y la energía nuclear como “transitorias” dentro de la taxonomía europea de actividades sostenibles, siempre que cumplan criterios técnicos estrictos. La medida generó una notable controversia y fue objeto de críticas por parte de varios Estados miembros, entre ellos España, Dinamarca, Austria y Luxemburgo.

España ha adaptado este marco mediante dos documentos estratégicos: la Estrategia a Largo Plazo para una Economía Española Moderna, Competitiva y Climáticamente Neutra en 2050 (ELP 2050) y el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2023–2030 (PNIEC). La ELP 2050 establece la neutralidad climática como objetivo nacional para 2050, con una descarbonización del 90–100 por 100 en los sectores clave. El PNIEC, por su parte, contempla una reducción del 32 por 100 de las emisiones de GEI para 2030 respecto a 1990, así como metas de energías renovables, eficiencia energética y electrificación que contribuyen al cumplimiento de los objetivos europeos.

Ambos documentos recogen medidas sectoriales específicas: a) despliegue masivo de energías renovables; b) electrificación del transporte; c) rehabilitación energética de edificios; d) descarbonización industrial; e) impulso al biogás y al hidrógeno renovable; y f) refuerzo de los sumideros naturales de carbono. Estas estrategias permiten una alineación efectiva entre la ambición europea y la acción climática nacional.

En el cuadro n.º 1 se presenta una visión integrada de los objetivos de descarbonización por sectores clave en la normativa europea y española. La clasificación empleada atiende a los usuarios finales de energía como fuentes emisoras, por lo que no coincide con la clasificación de actividades económicas (NACE Rev. 2/ISIC Rev. 4) ni con el Sistema Europeo de Cuentas (ESA 2010). A continuación, se describen los principales objetivos por sectores.

CUADRO N.º 1

ALINEACIÓN DE LOS OBJETIVOS DE DESCARBONIZACIÓN EUROPEOS Y ESPAÑOLES

SECTOR (FUENTES DE EMISIÓN)	OBJETIVOS UE	OBJETIVOS ELP 2050	OBJETIVOS PNIEC 2023-2030
Energía (generación de energía eléctrica)	Reducción de emisiones ETS; 100 % ingresos climáticos; electrificación acelerada; 42,5 %-45 % renovables en 2030.	100 % electricidad renovable; electrificación >80 %; 250 GW renovables instalados.	81 % electricidad renovable; 160 GW renovables; 22,5 GW almacenamiento.
Transporte (turismos y vehículos industriales)	-55 % CO ₂ en coches y -50 % en furgonetas (2030); vehículos nuevos cero emisiones (2035); inclusión en ETS.	Reducción del 98 % de emisiones respecto a 1990; 100 % ventas de vehículos cero emisiones en 2040.	5,5 millones VE; +27 % modal urbano sostenible; refuerzo ferroviario.
Industria	Extensión del ETS; CBAM (ajuste de carbono en frontera); refuerzo innovación y eficiencia energética.	Reducción del 90 % emisiones; electrificación; hidrógeno y eficiencia industrial.	11.600 M€ inversión; electrificación; hidrógeno verde (11 GW).
Edificación (residencial y terciario)	Ahorro energético +11,7 %; mínimo 49 % de renovables; renovación anual 3 % edificios públicos.	Reducción del 85 % (residencial) y 87 % (terciario); edificios NZEB; ahorro 50 %.	1,37 millones de viviendas rehabilitadas; 3,5 GW autoconsumo; bombas de calor.
Agropecuario y uso del suelo	310 MtCO ₂ eq sumidero neto en 2030; restauración de bosques y suelos; plantación de 3.000 millones de árboles.	Reducción del 58 % emisiones (base 1990); mejora agrícola; aumento secuestro de carbono.	Reducción fertilizantes y purines; 20,4 TWh biogás; secuestro mejorado.
Residuos	Extensión economía circular; reducción vertido residuos biodegradables; uso de biogás.	Reducción del 50 % emisiones; reciclaje; reducción 80 % vertido residuos biodegradables.	Reducción residuos biodegradables; impulso economía circular.
Gases fluorados	Eliminación progresiva de HFC; control y recuperación de emisiones industriales.	Reducción del 85 % emisiones respecto a 1990; tecnologías sustitutivas de HFC.	Regulación y control gases; sustitución progresiva; medidas preventivas.

Nota: Estrategia a Largo Plazo para una Economía Española Moderna, Competitiva y Climáticamente Neutra en 2050 (ELP, 2050); Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2023-2030 (PNIEC). Las emisiones del sector residencial se refieren exclusivamente a la combustión en los hogares (gas, gasóleo, biomasa, etc.). No incluyen las emisiones derivadas del consumo de electricidad (atribuidas al sector energético), ni al uso de combustibles para transporte (asignado al sector transporte). Según la clasificación del IPCC, el sector residencial se corresponde con la categoría 1A4a, mientras que el sector "Comercial y público" se corresponde con 1A4b. Ambos forman el agregado "Edificación" en los objetivos del PNIEC y la ELP.

Energía. La UE prevé una transformación completa del sistema eléctrico basada en energías renovables. El paquete "Objetivo 55" establece un objetivo del 42,5 por 100 de renovables en el consumo final para 2030 (con un 45 por 100 indicativo). El ETS se refuerza mediante una reducción más rápida del techo de emisiones y la inclusión de nuevos sectores. La ELP 2050 proyecta un sistema eléctrico 100 por 100 renovable con más de 250 GW instalados y una electrificación superior al

80 por 100 de los usos finales. El PNIEC fija para 2030 un 81 por 100 de generación renovable, 160 GW de potencia renovable y 22,5 GW de almacenamiento.

Transporte. El transporte es uno de los principales focos de emisiones (véase el apartado 1 de la sección IV). La UE exige para 2030 una reducción del 55 por 100 en turismos y 50 por 100 en furgonetas nuevas, con el objetivo de que todos los vehículos nuevos sean de cero emisiones en 2035.

El transporte por carretera se incorpora al nuevo EU ETS2. La ELP 2050 prevé una reducción del 98 por 100 de las emisiones, con ventas de vehículos ligeros 100 por 100 de cero emisiones en 2040. También prevé un incremento del 40 por 100 en el transporte ferroviario de alta velocidad y del 60 por 100 en transporte público. El PNIEC concreta que habrá 5,5 millones de vehículos eléctricos en circulación en 2030, con un incremento del 27 por 100 en el transporte urbano sostenible, y una fuerte inversión en la electrificación del ferrocarril y modos limpios.

Industria. La UE refuerza el ETS industrial e introduce el mecanismo de ajuste en frontera de carbono (CBAM en sus siglas en inglés) para evitar fugas de carbono. Se promueve la eficiencia energética y el hidrógeno renovable. También impulsa la eficiencia energética y el uso de hidrógeno renovable. La ELP 2050 exige una reducción del 90 por 100 de las emisiones industriales mediante electrificación, sustitución de combustibles fósiles, digitalización y uso de hidrógeno. El PNIEC incluye una inversión pública-privada de 11.600 millones para descarbonización industrial, con objetivos concretos de electrificación, eficiencia e instalación de 11 GW de hidrógeno renovable.

Edificación (residencial y terciario). Los edificios consumen un 40 por 100 de la energía y generan el 36 por 100 de las emisiones relacionadas con el uso de energía en la UE. El objetivo europeo es reducir el consumo energético un 11,7 por 100 para 2030 y que el 49 por 100 de la energía utilizada en edificios provenga de renovables, renovando además el 3 por 100 de la superficie de edificios públicos cada año. La ELP 2050 plantea una reducción del 85 por 100 de las emisiones en edificios residenciales y del 87 por 100 en terciarios, con una mejora del 50 por 100 en eficiencia energética y el cumplimiento generalizado del estándar NZEB (edificio de consumo casi nulo). El PNIEC prevé la rehabilitación energética de 1,37 millones de viviendas, la instalación de 3,5 GW de autoconsumo residencial y el despliegue de bombas de calor para climatización limpia.

Agropecuaria y uso del suelo (LULUCF). La agricultura y el uso del suelo son fundamentales para el secuestro de carbono. La UE establece un objetivo de sumidero neto de 310 MtCO₂eq para 2030,

mediante restauración de suelos, humedales y reforestación (incluyendo la plantación de 3.000 millones de árboles). La ELP 2050 fija una reducción del 58 por 100 de las emisiones agropecuarias respecto a 1990, con un fuerte impulso a la sostenibilidad ganadera y al aumento del secuestro en suelos agrícolas. El PNIEC incluye medidas para reducir el uso de fertilizantes y purines, fomentar el biogás (20,4 TWh) y mejorar el manejo del carbono en los suelos agrícolas.

Residuos. La UE promueve una reducción de residuos biodegradables en vertederos, con refuerzo de la economía circular y uso de biogás. El marco comunitario exige restricciones a la incineración y promueve la valorización energética controlada. La ELP 2050 establece una reducción del 50 por 100 de emisiones del sector, principalmente a través del reciclaje, el compostaje y la reducción del 80 por 100 del vertido de residuos biodegradables. El PNIEC detalla el uso de residuos como fuente energética renovable, el impulso a la valorización energética sostenible y la integración del sector en los planes autonómicos de economía circular.

Gases fluorados. Aunque representan un porcentaje menor de emisiones, su potencial de calentamiento global es muy alto. La UE impulsa su eliminación progresiva, con restricciones normativas y tecnologías alternativas sin HFC (hidrofluorocarbonos). La ELP 2050 establece una reducción del 85 por 100 de emisiones respecto a 1990, mediante la eliminación de estos compuestos y su reemplazo por soluciones tecnológicas limpias y reciclaje de refrigerantes. El PNIEC propone medidas regulatorias para sustituir los HFC, establecer sistemas de recuperación, y reforzar la inspección y control de fugas industriales.

III. DESCRIPCIÓN DE LOS DATOS Y ESTADO DE LA CUESTIÓN

Los gráficos 1 a 3 representan el nivel de las series descritas en el Apéndice A. Las emisiones agregan las de CO₂ con las de otros GEI relevantes, como el metano (CH₄) y el óxido nitroso (N₂O), expresadas todas ellas en kilotoneladas equivalentes de CO₂ (ktCO₂) (2). Por esta razón, en adelante nos

referiremos indistintamente a estas series como emisiones de GEI o de CO₂. Para facilitar la comparación temporal y expresarnos en los términos de los objetivos establecidos por la Ley Europea del Clima —que, recordemos, fija una reducción de al menos el 55 por 100 respecto a 1990—, el valor inicial de todas las series se ha normalizado a 100. Resaltamos los siguientes aspectos:

Primero, las emisiones brutas crecieron un 52 por 100 entre 1990 y 2005, para posteriormente iniciar una senda descendente (gráfico 1). En 2020, incluso con el efecto del COVID-19, las emisiones brutas totales fueron apenas un 6 por 100 inferiores a las de 1990. Las emisiones netas siguen un patrón paralelo: alcanzaron un máximo en 2007 (+57 por 100 respecto a 1990), cayendo de forma más acusada desde entonces, situándose un 12,5 por 100 por debajo del nivel de 1990 en 2023. Mientras tanto, la población española aumentó un 24 por 100 entre 1990 y 2023 (gráfico 1). Así, aunque las emisiones netas están aún lejos del objetivo del 55 por 100, las emisiones por habitante se han reducido un 24 por 100 en este período. Esto sugiere que fijar objetivos generales de reducción de emisiones sin considerar el crecimiento de la población en períodos prolongados dificulta de por sí su cumplimiento. Como se detalla en la siguiente subsección, la caída de las emisiones brutas per cápita se acelera de manera clara a partir de 2005.

Segundo, las emisiones brutas de CO₂ de los sectores productivos y los hogares presentan una dinámica parecida a la indicada por las emisiones totales (gráfico 2). Sin embargo, el ritmo de caída en las emisiones es más acelerado en los sectores productivos que en los hogares: en 2023 y respecto a 1990, un 6,2 por 100 menor en los sectores, pero un 1,8 por 100 mayor en los hogares.

Tercero, el VAB total (gráfico 3) tiene una evolución creciente, exceptuando la gran recesión 2008–2014 y la contracción de 2020 durante la pandemia del COVID-19. En conjunto, mientras el VAB real creció un 84 por 100 entre 1990 y 2023, las emisiones netas disminuyeron un 12,5 por 100, lo que indica un cierto desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones, acorde con la evidencia reciente para economías avanzadas

(IPCC, 2022). Esto contrasta, sobre todo a partir de 2007, con la evolución del consumo final energético (CFE), también en el gráfico 3, que presenta una dinámica paralela a la de las emisiones totales. Como puede apreciarse en el gráfico 3, las tasas de crecimiento del consumo energético son siempre más fuertes que las del VAB, tanto en expansiones como en recesiones. En 2021, última observación disponible para el CFE, su nivel es aún un 37,6 por 100 mayor al de 1990.

El año 1990 resulta especialmente relevante porque constituye el punto de referencia oficial para los objetivos de reducción de emisiones establecidos tanto en el Acuerdo de París como en la Ley Europea del Clima. Además, la década de los años noventa coincide con la primera fase de adopción de políticas de promoción de energías renovables en la mayoría de los países desarrollados (IEA, 2023), si bien algunos países —como Estados Unidos, España, Dinamarca o Portugal— habían iniciado esta transición incluso antes (Lorente-de-las-Casas y Marrero, 2025). El año 2020, sin embargo, refleja una situación excepcional marcada por la pandemia de COVID-19, lo que introduce distorsiones en la evolución estructural de las emisiones y del consumo energético (OCDE, 2021).

Para completar esta sección, el cuadro n.º 2 resume el estado de avance respecto a los objetivos descritos en el cuadro n.º 1, utilizando los datos de la Agencia Internacional de la Energía (IEA) y del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI). Este cuadro presenta las emisiones brutas y netas de GEI (en kilotoneladas equivalentes de CO₂ para 1990 —año base de la Ley Europea del Clima 2020—), último año disponible en la muestra del IEA, y 2023, último año disponible en la muestra del INGEI. De acuerdo con el IEA, en términos brutos, la reducción observada en 2020 es del 3 por 100 respecto a 1990, mientras que la reducción neta alcanza el 12 por 100. Esta mejora relativa de las emisiones netas se explica por un aumento del 41 por 100 en la absorción de GEI por los sumideros LULUCF (cuya fuente es el INGEI). Por otro lado, los sectores productivos han reducido sus emisiones un 5 por 100, mientras que las emisiones asociadas a los hogares se han incrementado un 21 por 100.

En síntesis, para cumplir con el objetivo de reducción neta del 55 por 100 fijado para 2030, las emisiones netas deberían disminuir un 43 por 100 adicional respecto a 2020. Cuando se usan series del INGEI, que proporciona datos hasta 2023, las cifras de reducción relativas a 1990 son muy parecidas: la ratio 2020/1990 es 0,87 y en 2023/1990 también es 0,87 (hay un repunte de esta ratio hasta 0,94 y 0,96 en 2021 y 2022, respectivamente, años de recuperación pos-COVID).

IV. LA DESCOMPOSICIÓN DE KAYA: NIVEL AGREGADO

En esta sección presentamos una metodología para la descomposición de las emisiones de CO₂ per cápita (Kaya y Yokoburi, 1997). Las emisiones son la suma del CO₂ emitido en cada momento de tiempo por la actividad de los sectores productivos, y las emisiones por la actividad de consumidores y hogares. En términos per cápita, las emisiones se descomponen de la siguiente manera:

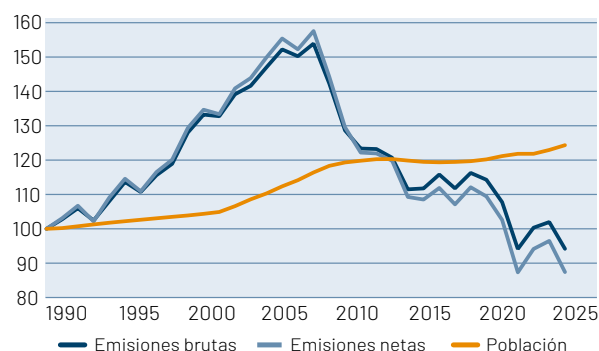
$$\frac{CO_{2t}}{Pob_t} = \frac{CO_{2t}^s}{Pob_t} + \frac{CO_{2t}^H}{Pob_t}, \quad [1]$$

donde Pob_t denota la población de hecho en el año t . Un trabajo pionero de la descomposición de Kaya para las emisiones de CO₂ para España entre 1980 y 1990 puede verse en Alcántara y Roca (1995), que no atiende a sectores de actividad, sino a consumidores primarios de energía. Más recientemente, Rivera-Niquepa *et al.* (2025) estiman una descomposición de Kaya para la desagregación sectorial recogida en el cuadro n.º A1 (Apéndice A), excluyendo los hogares, para el período 1995–2020.

De acuerdo con la identidad de Kaya, el nivel de las emisiones (totales, sectoriales y de los hogares) per cápita puede descomponerse del siguiente modo:

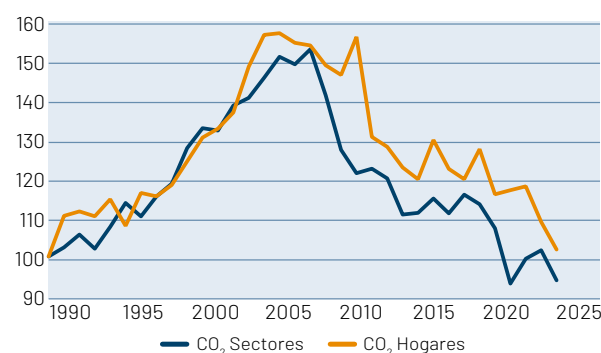
$$\frac{CO_2}{Pob} = \underbrace{\frac{CO_2}{CFE}}_{\text{Intensidad carbono}} \times \underbrace{\frac{CFE}{VAB}}_{\text{Intensidad energética}} \times \underbrace{\frac{VAB}{Pob}}_{\text{Actividad económica}}, \quad [2]$$

GRÁFICO 1
EMISIONES BRUTAS Y NETAS DE GEI Y POBLACIÓN
(1990=100)



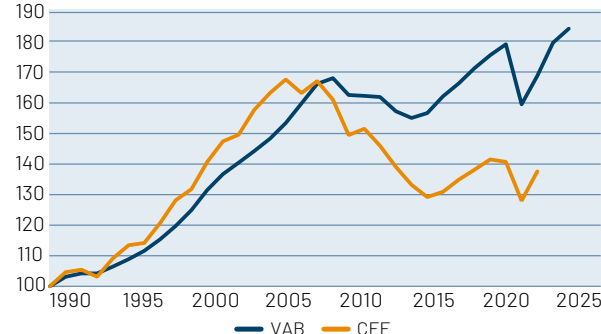
Fuente: Elaboración propia.

GRÁFICO 2
EMISIONES DE SECTORES Y HOGARES
(1990=100)



Fuente: Elaboración propia.

GRÁFICO 3
VALOR AÑADIDO BRUTO Y CONSUMO FINAL ENERGÉTICO
(1990=100)



Fuente: Elaboración propia.

donde recordamos que CFE denota el consumo final energético, y VAB representa el valor añadido bruto real de todos los sectores productivos (euros de 2020). Según se aprecia en la expresión [2], las emisiones totales per cápita pueden analizarse como el producto de la *intensidad del carbono*, la *intensidad energética* y la *dinámica de la actividad económica*. Como el consumo final energético CFE está medido en kilo-toneladas de petróleo equivalente (ktoe), el cociente entre el CO₂ emitido y CFE indica la intensidad del carbono en cada momento de tiempo, es decir, el CO₂ emitido por unidad ktoe energética empleada. Del mismo modo, la relación entre el consumo final energético y el VAB real, CFE/VAB, mide la intensidad con la que han sido

usados los recursos energéticos por cada unidad de producto final agregado, es decir, el consumo energético por unidad de producto final.

Del mismo modo, a partir de [1], la *tasa de crecimiento* del CO₂ per cápita puede ser escrita de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \gamma_{co_2pc} &= \gamma_{co_2} - \gamma_{Pob} \\ &= \omega_{co_2} \underbrace{(\gamma_{co_2}^s - \gamma_{Pob})}_{\text{Sectores Productivos}} + (1 - \omega_{co_2}) \underbrace{(\gamma_{co_2}^H - \gamma_{Pob})}_{\text{Hogares}}, \quad [3] \end{aligned}$$

CUADRO N.º2
EMISIONES NETAS DE GEI Y OBJETIVOS (KTON. DE CO₂ EQUIV.), ESPAÑA 1990–2023

FUENTE IEA	1990	2020	2023	2020-1990	2023-1990
Emisiones brutas GEI a + b	206.283	200.191	-	0,97	-
(a) Sectores	192.882	183.975	-	0,95	-
(b) Hogares	13.401	16.216	-	1,21	-
(c) LULUCF	36.174	51.084	-	1,41	-
Emisiones netas GEI a + b - c	170.109	149.107	-	0,88	-
FUENTE INGEI	1990	2020	2023	2020-1990	2023-1990
Emisiones brutas GEI a + b	286.655	269.803	269.968	0,94	0,94
(a) Sectores	272.854	253.624	255.917	0,93	0,94
(b) Hogares	13.801	16.179	14.050	1,17	1,02
(c) LULUCF	36.174	51.084	51.033	1,41	1,41
Emisiones netas GEI a + b - c	250.481	218.719	218.935	0,87	0,87

Nota: Las emisiones brutas de GEI proceden del International Energy Agency (IEA), 1990-2020. Del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI), Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, hemos obtenido series de emisiones de GEI y LULUCF para 1990–2023. LULUCF indica "Usos del suelo, cambios de usos del suelo y silvicultura" (*Land Use, Land Use Change and Forestry*).

donde y_x (obviando el subíndice temporal t) representa la tasa de crecimiento de $x \in \{CO_2, Pobl\}$ y ω_{CO_2} indica la fracción de CO_2 emitida por todos los sectores productivos en relación con las emisiones totales:

$$\omega_{CO_2}^S = \frac{CO_{2t}^S}{CO_{2t}^S + CO_{2t}^H}$$

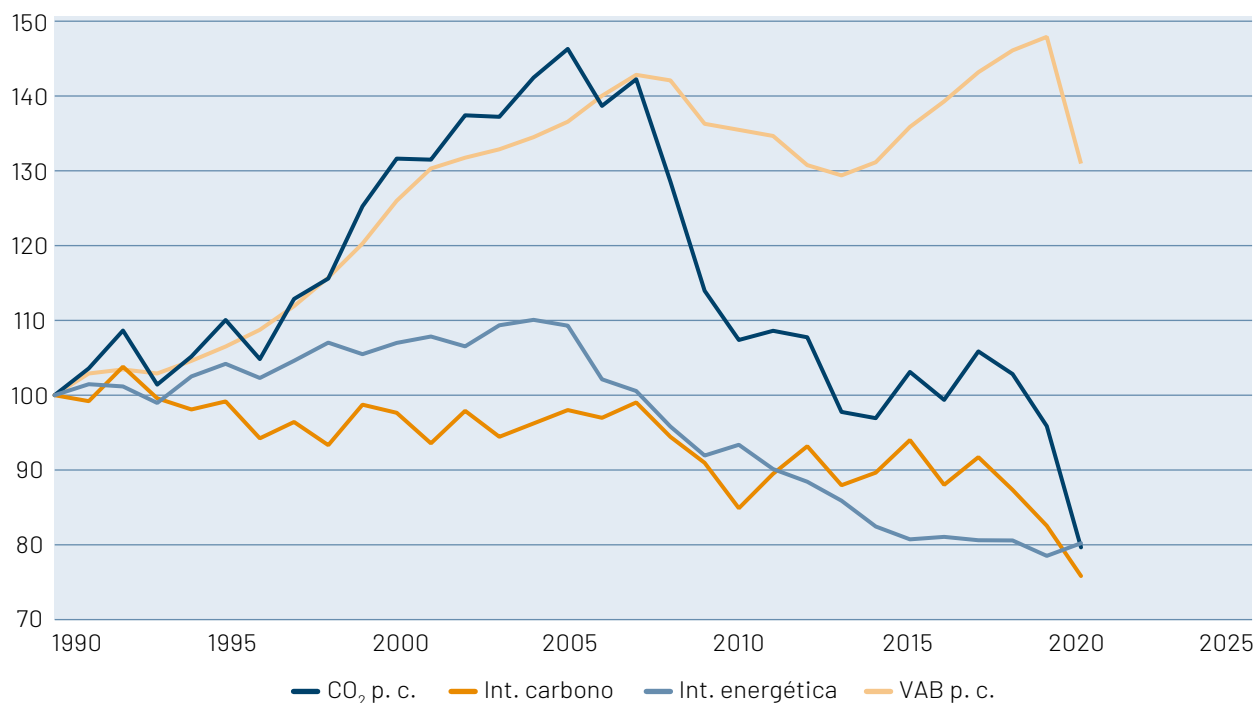
De esta manera, analizaremos la dinámica de las emisiones per cápita tanto a escala agregada como de forma separada para los sectores productivos y los hogares.

La descomposición indicada en la expresión [2] está representada en el gráfico 4 usando los datos del IEA (los niveles iniciales de 1990, momento de referencia, han sido normalizados

a 100). La evolución de las emisiones brutas y del VAB ya fue descrita en los gráficos 1 a 3. Se observa que, durante la primera mitad de la muestra hasta 2005, la evolución de las emisiones estuvo gobernada por la actividad económica. En este período la intensidad en carbono casi no varió y la intensidad energética incluso aumentó, pero en mucha menor medida que las emisiones y la actividad económica.

Esta coevolución (CO_2 -VAB) se revierte claramente a partir de la segunda mitad de la muestra. Desde el pico máximo de 2005 (un 46 por 100 mayor que en 1990), las emisiones per cápita entran en una senda descendente y se reducen un 66 por 100 entre 2005 y 2020. La caída a partir de 2005 está guiada por la moderación en la intensidad del carbono (CO_2/CFE), pero sobre todo por la caída en la intensidad energética (CFE/VAB) - casi un 30 por 100 entre 2005 y 2020.

GRÁFICO 4
DESCOMPOSICIÓN DE LAS EMISIONES DE CO_2 PER CÁPITA (P. C.)
(1990=100)



Fuente: Elaboración propia.

Para entender mejor esta evolución, el gráfico 5 representa la descomposición según la expresión [2] para sectores productivos y hogares por separado (3). En los sectores productivos, que representan el 93 por 100 de las emisiones brutas totales, la caída en las emisiones está vinculada a la desaceleración de la intensidad energética, con cierta contribución de la intensidad del carbono hacia el final del período analizado (probablemente reflejando el año de la pandemia). En los hogares, aunque el perfil tendencial y cíclico es similar, la caída de las emisiones en el conjunto del período es más modesta y está asociada, principalmente, a la reducción en la intensidad del carbono.

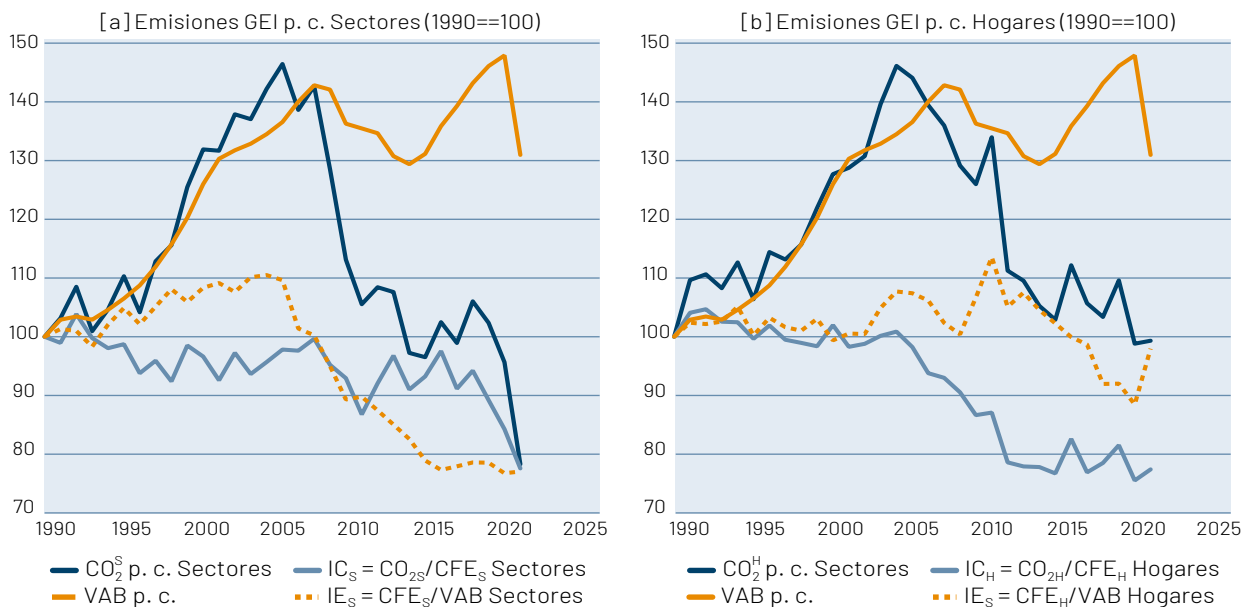
En conjunto, este análisis agregado muestra que España ha logrado un cierto desacoplamiento entre actividad económica y emisiones desde 2007 en adelante. Sin embargo, el ritmo de reducción observado no es suficiente para asegurar la senda hacia el -55 por 100 en 2030, por lo que es necesario descender al análisis sectorial para identificar dónde puede acelerarse la descarbonización.

Por último, aplicando tasas de variación logarítmicas sobre la expresión [2] se obtiene la tasa de crecimiento de las emisiones per cápita como la suma de las tasas de crecimiento de la intensidad del carbono, la intensidad energética y del VAB total per cápita:

$$\gamma_{co2pc} = \gamma_{co2} - \gamma_{Pop} + \underbrace{(\gamma_{co2} - \gamma_{CFE})}_{Int. \text{ carbono}} + \underbrace{(\gamma_{CFE} - \gamma_{VAB})}_{Int. \text{ energética}} + \underbrace{(\gamma_{VAB} - \gamma_{Pop})}_{Actividad \text{ econ.}}, \quad [4]$$

El cuadro n.º 3 presenta la descomposición del crecimiento de las emisiones de CO₂ per cápita para España, a partir de las expresiones [3] y [4]. Se ha sintetizado el análisis en cinco periodos de tiempo (4): (i) el período inicial 1990-1994 tras la reunificación de Alemania, marcado por el fin de una expansión que dio comienzo tras la incorporación de España a la CEE y por el inicio de una recesión (alrededor del tercer trimestre de 1992), condicionada por los ajustes en el mecanismo de

GRÁFICO 5
DESCOMPOSICIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂ PER CÁPITA (P. C.) EN SECTORES Y HOGARES
(1990=100)



Fuente: Elaboración propia.

tipos de cambio del Sistema Monetario Europeo anterior al euro; (ii) el período de expansión que sigue al proceso de adaptación e implementación del euro, 1995-2007; (iii) la recesión tras el colapso financiero y del crédito, 2008-2014; (iv) el período de recuperación 2015-2019; y (v) el peculiar año 2020, de la pandemia del COVID-19.

Las tasas de crecimiento del cuadro n.º 3 están expresadas en términos anuales y se calculan como promedio de cada período. A luz del cuadro n.º 3, llegamos a las siguientes conclusiones.

En primer lugar, las tasas de crecimiento per cápita están guiadas por el crecimiento de las emisiones totales, según se aprecia en la fila (a), "Emisiones de CO₂". De hecho, a partir de la recesión de 2008, la población crece poco (en torno a un 0,4 por 100). Además, este crecimiento de las emisiones está determinado por la actividad de los sectores productivos (fila (c) contribución de los "Sectores"), cuyo peso supone algo más del 93 por 100 de esta dinámica. Los hogares pesan poco y sus emisiones apenas contribuyen (fila (d), contribución de los "Hogares").

CUADRO N.º 3
TASAS MEDIAS DE CRECIMIENTO DE EMISIONES DE CO₂, 1990-2020

		1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019	2020
Emisiones CO ₂ per cápita	$\gamma_{CO_2pc} = a - b = c + d = e + f + g$	1,5	2,7	-4,8	0,3	-16,5
(a) Emisiones brutas CO ₂	γ_{CO_2}	1,9	3,7	-4,4	0,6	-16,0
(b) Población	γ_{Pob}	0,4	1,0	0,4	0,3	0,5
Peso emisiones sectores	ω_{CO_2}	0,932	0,935	0,930	0,932	0,919
Peso emisiones hogares	$(1 - \omega_{CO_2})$	0,068	0,065	0,070	0,068	0,081
Crec. CO ₂ per cápita sectores	$\gamma_{CO_2pc}^S$	1,4	2,7	-4,8	0,4	-17,9
Crec. CO ₂ per cápita hogares	$\gamma_{CO_2pc}^H$	3,1	1,5	-3,7	-0,6	0,5
(c) Sectores	$\omega_{CO_2} \cdot \gamma_{CO_2pc}^S$	1,3	2,6	-4,5	0,3	-16,4
(d) Hogares	$(1 - \omega_{CO_2}) \cdot \gamma_{CO_2pc}^H$	0,2	0,1	-0,3	0,0	0,0
(e) Intensidad del carbono	CO ₂ /CFE	-0,4	0,2	-1,0	-1,3	-7,5
(f) Intensidad energética	CFE/VAB	0,6	0,0	-2,6	-0,9	2,4
(g) Actividad económica	VAB/Pob	1,2	2,5	-1,1	2,5	-11,5

Nota: Las series de emisiones (brutas y netas) de CO₂ y de consumo final energético proceden del International Energy Agency (IEA). Las series de VAB sectoriales proceden del Instituto Valenciano de investigaciones Económicas (Ivie), nominales y reales a precios constantes de 2020. Las series de población proceden del Instituto Nacional de Estadística (INE). Las ponderaciones son calculadas a partir de una media móvil entre las ponderaciones del año actual y del anterior. Las tasas de crecimiento de este cuadro están expresadas en términos anuales y se calculan como el promedio de cada período.

Segundo, en lo que se refiere a qué factor ha condicionado esta dinámica (*i.e.*, crecimiento del 2,7 por 100 durante la expansión, y decrecimiento desde la recesión en adelante), los resultados no son tan definitivos. La intensidad del carbono (fila e) ha contribuido a moderar el ritmo de emisiones durante toda la serie, acelerándose su ritmo de caída a partir de 2008 (5). En 2020, la intensidad del carbono presenta una contracción del 7,5 por 100. La intensidad energética (fila f) también tiene una contribución media negativa (6), pero con un fuerte incremento del 2,4 por 100 en 2020 relativo a 2019. La actividad económica (fila g), medida como el crecimiento del VAB per cápita, presenta una correlación positiva y paralela con las emisiones, esto es, las variaciones medias de ambas tasas de crecimiento van siempre en el mismo sentido.

Aunque en ningún caso el análisis realizado permite sacar conclusiones causales ni hacer recomendaciones de política energética, los resultados sí sugieren que España está avanzado en la dirección correcta en términos de intensidades —tanto energética como de carbono—, pero el ajuste requerido para alcanzar los objetivos de 2030 sigue siendo considerable. La mejora reciente no garantiza por sí sola el cumplimiento de los compromisos europeos.

En este sentido, Díaz *et al.* (2019) para una muestra amplia de 134 países durante 1960-2010, analizan la relación entre el crecimiento económico, la intensidad energética, y el *mix* energético. Estos autores encuentran una correlación negativa entre el crecimiento y la intensidad energética (habitual en la literatura), en cierto modo similar a la que se sugiere en el cuadro n.º 2: mientras mayor es la intensidad energética (*i.e.*, menos eficiente es el uso de energía respecto a la actividad generada), menor es el crecimiento del PIB per cápita. En media, de acuerdo con estos autores, la elasticidad del crecimiento per cápita respecto a la intensidad energética varía entre -0,5 y -1,0. Esta correlación negativa se sostiene tanto para países avanzados, en desarrollo y emergentes. Al mismo tiempo, Díaz *et al.* (2019) reportan evidencia de que la transición desde energías producidas por fuentes fósiles hacia energías renovables pero convencionales, en lugar de las

renovables avanzadas (eólicas, fotovoltaicas o geotérmicas), podría generar problemas de crecimiento y desarrollo económico.

1. Sectores productivos

Tras analizar el comportamiento agregado, resulta necesario estudiar qué sectores explican la mayor parte de la reducción (o incremento) en emisiones, especialmente considerando su relevancia de cara a los objetivos climáticos de los próximos años. Así, aplicamos la metodología establecida en la expresión [4] al crecimiento de las emisiones brutas de los sectores de actividad. Consideramos la actividad productiva agregada en los seis sectores del cuadro n.º 2 y ponderamos las distintas tasas sectoriales de crecimiento ($Y_{\tilde{x},x}^S = \{CO_2, CFE, VAB\}$) del siguiente modo:

$$\underbrace{(Y_{CO_2}^S - Y_{CFE}^S)}_{\text{Int. carbono}} = \sum_{s=1}^6 (\omega_{CO_2}^S \cdot Y_{CO_2}^S - \omega_{CFE}^S \cdot Y_{CO_2}^S)$$

$$\underbrace{(Y_{CFE}^S - Y_{VAB}^S)}_{\text{Int. energética}} = \sum_{s=1}^6 (\omega_{CFE}^S \cdot Y_{CFE}^S - \omega_{VAB}^S \cdot Y_{VAB}^S)$$

$$\underbrace{(Y_{VAB}^S - Y_{POB}^S)}_{\text{Actividad econ.}} = \sum_{s=1}^6 \omega_{VAB}^S (Y_{VAB}^S - Y_{POB}^S),$$

donde $\{\omega_{CO_2}^S, \omega_{CFE}^S, \omega_{VAB}^S\}_{S=1}^6$ denotan los pesos sectoriales de las emisiones brutas, el consumo final energético y el VAB, respectivamente (7). En el Apéndice A, el cuadro n.º A2 presenta un resumen de los pesos sectoriales. Por sí solos, tres sectores, industria, energía y transportes, emiten algo más del 92 por 100 de los GEI. Industria y transporte realizan un 70 por 100 del consumo energético. El sector servicios, que excluye conscientemente al transporte, concentra algo más del 70 por 100 de la actividad económica y emite tan solo un 3,5 por 100 de los GEI, si bien su peso sobre el consumo final de energía ha pasado del 7 por 100 al 15,5 por 100. Además, la participación del sector servicios en el VAB total ha aumentado unos 12 puntos porcentuales desde 1990, mientras que los sectores industriales y la construcción han cedido cerca de 10 puntos de

CUADRO N.º 4

TASAS MEDIAS DE CRECIMIENTO DE LAS EMISIONES BRUTAS SECTORIALES, 1990-2020

		1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Emisiones brutas Sectores p. c.	$\gamma_{CO_2pc} = a - b = c + d + e$	1,4	2,7	-4,8	0,4
(a) Emisiones brutas Sectores CO ₂	$\gamma_{CO_2^S}$	1,8	3,8	-4,5	0,6
(b) Población	γ_{Pob}	0,4	1,0	0,4	0,3
(c) Intensidad del carbono	CO_2^S/CFE^S	-0,4	0,2	-0,6	-1,6
(d) Intensidad energética	CFE^S/VAB	0,5	0,0	-3,2	-0,5
(e) Actividad económica	VAB/POB	1,2	2,5	-1,1	2,5

Nota: Las series de emisiones (brutas y netas) de CO₂ y de consumo final energético proceden del International Energy Agency (IEA). Las series de VAB sectoriales proceden del Instituto Valenciano de investigaciones Económicas (Ivie), nominales y reales a precios constantes de 2020. Las series de población proceden del Instituto Nacional de Estadística (INE). Las tasas de crecimiento de este cuadro están expresadas en términos anuales y se calculan como el promedio de cada período.

participación. Este cambio en la composición sectorial explica, como ilustra el gráfico 1, que el VAB real haya crecido un 60 por 100 en 2020 respecto a 1990, al mismo tiempo que las emisiones *netas* totales de GEI se hayan reducido un 12 por 100.

Una vez hecha la ponderación, la descomposición del crecimiento de los GEI emitidos por la actividad de los sectores productivos en intensidad del carbono, intensidad energética y actividad económica, se presenta en el cuadro n.º 4. Las tasas de crecimiento per cápita son idénticas a los del cuadro n.º 3 (tasas anuales medias para cada período). La descomposición cuantifica de forma clara la dinámica anticipada en el gráfico 3a. Entre 1990 y 2007, el crecimiento de las emisiones está guiado por el fuerte crecimiento de la actividad económica (*i.e.*, el crecimiento del VAB per cápita (p. c.) explica un 90 por 100 de cada punto porcentual del crecimiento de los GEI entre 1995 y 2007). Por su parte, a partir de 2008, 2/3 de la caída en las emisiones está explicada por la reducción de la intensidad energética, y en el período final, 2015–2019, la caída en la intensidad del carbono es 3,6 veces mayor.

El cuadro n.º 5 resume la contribución sectorial al *crecimiento* de las emisiones brutas per cápita. Cada cifra indica promedios anuales. El sector transporte es el sector que más contribuye al crecimiento de emisiones: en los períodos 1990-1994 y 1995-2007 su contribución fue el 71,4 por 100 y 51,9 por 100, respectivamente. Entre 2015 y 2019 su contribución fue compensada casi exclusivamente por las importantes reducciones del sector energía, sugiriendo la efectividad en la introducción de energías renovables en la generación de electricidad. Hay que destacar también que el sector servicios siempre ha reducido su contribución a las emisiones en todo el período analizado. El sector transporte incluye las emisiones procedentes de la combustión para toda la actividad de transporte, con independencia del sector. Esto abarca la aviación nacional, la navegación nacional, el transporte por carretera, el ferrocarril y los transportes por tubería (oleoducto/gasoducto)(8).

Como ejercicio complementario, hemos desglosado la contribución de cada uno de los sectores a las intensidades del carbono y energética

CUADRO N.º 5

CONTRIBUCIÓN SECTORIAL AL CRECIMIENTO DE EMISIONES BRUTAS PER CÁPITA

	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,1	0,0	0,0	0,0
Industria	0,1	0,3	-0,9	0,3
Energía	0,3	1,8	-2,1	-0,9
Construcción	0,0	-0,1	0,2	0,0
Servicios(excepto Transporte)	-0,1	-0,6	-0,2	-0,1
Transporte	1,0	1,4	-1,8	1,0
Emisiones brutas CO ₂ p. c.:	1,4	2,7	-4,8	0,4

y al crecimiento del VAB total p. c. que hemos expuesto de forma agregada el cuadro n.º 4 (véase los cuadros B1 del Apéndice B). Si bien hay que interpretar los resultados de este ejercicio con cautela, dado que estamos tomando ponderaciones sectoriales distintas sobre el VAB total, sobre el consumo final y sobre las emisiones brutas, sus resultados robustecen el análisis realizado. *Primero*, los servicios y los transportes fueron los que más contribuyeron a la descarbonización entre 1990 y 2007. A partir de 2008 en adelante, la reducción de la intensidad del carbono está guiada por el sector energético. *Segundo*, la caída en la intensidad energética a partir de 2005, como ya anticipaba el gráfico 3a, está asociada a la mayoría de los sectores, salvo la construcción en 2008-2014 (1.2) y el transporte en 2015-2019. Los servicios reducen la intensidad en el uso energético desde el comienzo de la muestra. Pero es el transporte el sector que de manera más decisiva *ha contribuido* a la evolución de la intensidad energética a lo largo de todos estos años. Durante la recesión de

2008-2014, hay una fuerte disminución de la *contribución* de la intensidad energética del sector, medida como CFE_s/VAB_s . *Finalmente*, la actividad económica está gobernada por los servicios, cuya participación en el VAB total (y contribución al crecimiento del mismo) ha sido creciente durante estos años. Exceptuando los transportes (sector H 49-53), los servicios representaron en 2015-2019 el 70 por 100 del VAB, pero sus emisiones representan un 3,5 por 100 de las emisiones de los sectores productivos. Incluso, para este mismo período de tiempo, en lo que se refiere a las emisiones totales, la participación de los servicios (excluyendo al transporte) en las emisiones fue menos de la mitad que la de los hogares: 3,3 por 100 versus 6,8 por 100.

En conjunto, estos resultados indican que el esfuerzo adicional que España debe realizar de aquí a 2030 deberá concentrarse, principalmente, en los sectores de industria, energía y, especialmente, transporte, que sigue siendo el mayor contribuyente neto a las emisiones. El sector

servicios, en cambio, actúa como un elemento de alivio estructural, aumentando su peso en el VAB mientras mantiene niveles bajos de emisiones.

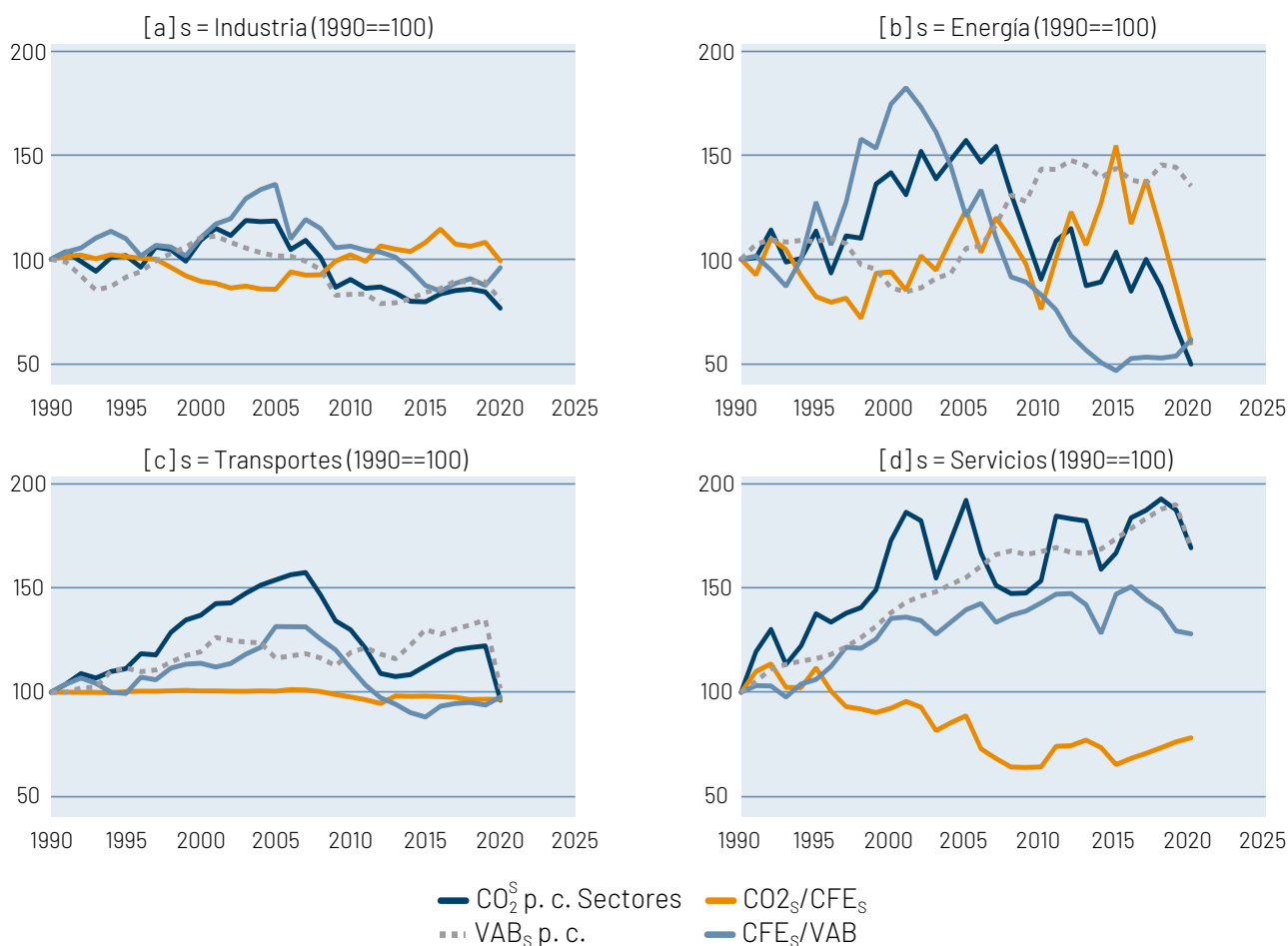
El papel de la industria, la energía y los transportes

A continuación, indagamos en los tres sectores de actividad que más contribuyeron al flujo de emisiones totales, la industria, la energía, y los transportes, junto con el sector que mayor

aportación hace al crecimiento económico, los servicios (excepto los transportes).

El gráfico 6 proporciona la descomposición de los niveles de acuerdo con la expresión [2]. Hay tres patrones comunes a la dinámica de las emisiones de GEI en la industria, la energía, y los transportes (paneles a, b y c, gráfico 6), que condiciona el flujo de las emisiones totales (estos tres sectores responden por sí solos de cerca de un 90 por 100 de las emisiones totales). *Primero*, las tres series presentan un crecimiento entre 1990 y 2005,

GRÁFICO 6
EL PAPEL DE LOS SECTORES CLAVE



Fuente: Elaboración propia.

y una caída posterior, que es más acusada en la industria y la energía, pero menos en los transportes (cuyos niveles per cápita en 2020 fueron similares a los de 1990).

Segundo, en estos tres sectores la evolución de los GEI emitidos (aumento hasta 2005, disminución posterior) está guiada por la intensidad energética, sobre todo en el sector de la energía (cuya caída desde antes de 2005 es espectacular).

Tercero, la reducción en la intensidad del carbono (CO_2/CFE), contribuye poco a la reducción de emisiones de los GEI. La intensidad del carbono tiene una evolución un tanto errática y peculiar en la energía, cuya actividad debiera estar recogiendo el reemplazo de fuentes energéticas emisoras por fuentes no-emisoras (como las renovables), tal como se indicó anteriormente. Habría que disponer de datos más precisos para ver en qué medida el desmantelamiento de plantas nucleares (fuentes no-emisoras) ha condicionado los vaivenes de la intensidad del carbono en la energía, según se aprecia en el gráfico 6b.

En el transporte, es especialmente llamativa la ausencia de descarbonización a lo largo de estas tres décadas (gráfico 6c). Solo la contribución de los avances tecnológicos en la eficiencia de la combustión de combustibles fósiles parece condicionar las emisiones de los transportes, pero la relación entre emisiones y energía consumida es muy estable durante todo el período en este sector. Andreoni y Galmarini (2012) destacan que entre 2001 y 2008, para países de la UE-27, el crecimiento de las emisiones de CO_2 en el sector de transporte está determinado por el crecimiento económico. Esto se ve reflejado en este trabajo si consideramos el cambio de signo en la contribución de este sector para los distintos períodos (cuadro n.º B1 del Apéndice B). Precisamente en el período 2008-2014, de crisis económica, la contribución del sector transportes a las emisiones brutas per cápita es -1,8, un 37,5 por 100 del total de la caída. El sector energía lideró esta caída con un 43,8 por 100.

Como señalan Marrero *et al.* (2021), el transporte es el principal contribuyente de las emisiones de CO_2 en Europa, un 27 por 100 (en España,

recordemos, un 37 por 100 y subiendo), y está condicionando las políticas de reducción de emisiones en la Unión Europea. Estos autores aportan evidencia de una convergencia condicional en las emisiones de CO_2 del transporte entre países europeos. Además, no encuentran evidencia de clubes de convergencia en emisiones de CO_2 del transporte. La relevancia de este tipo de convergencia radica en que los países comparten patrones similares en el crecimiento de estas emisiones, más o menos determinado por la homogeneidad entre países europeos. Por el contrario, en un club de convergencia, cada club presentaría su propio patrón de crecimiento determinado por las condiciones iniciales, un resultado que suele observarse para una muestra más heterogénea (por ejemplo, entre países de la OCDE).

Por otra parte, la dieselización del parque de vehículos industriales y de turismo desde comienzos de los noventa ha podido condicionar la dinámica tanto de la intensidad del carbono como la energética de los transportes, según se dibuja en el gráfico 6c. Marrero *et al.* (2020), usando un modelo de equilibrio general dinámico donde diferencian vehículos de gasolina y gasóleo (motores diésel), llegan a una conclusión que contradice ciertas “creencias” extendidas en Europa: la dieselización no ayudó a reducir ni el consumo energético ni las emisiones de CO_2 del parque de vehículos. Usando el modelo, concluyen, además, que el impuesto especial sobre los hidrocarburos, gasolina y gasóleo es ineficiente y debería tener en cuenta la mayor carga de CO_2 de cada litro de gasóleo por cada litro de gasolina, +14,5 por 100 (véase Environmental Protection Agency, 2011; Santos, 2017). Conforme a este resultado, el hecho de haber favorecido el uso del gasóleo frente a la gasolina generó un efecto reemplazo de vehículos de gasolina por vehículos diésel, y un efecto rebote en el uso de los vehículos diésel, que no fue eficiente y no ayudó a reducir las emisiones (los resultados del análisis de panel de González *et al.* (2019), corroboran estas conclusiones) (9). Así, estos efectos negativos, según concluyen estos autores, sobrepasaron los efectos positivos de disponer de un parque de vehículos con menor intensidad energética (los motores diésel consumen entre un 12 por 100 y un 15 por 100 menos de combustible por kilómetro recorrido).

Aunque las medidas tecnológicas orientadas a la mejora de la eficiencia de los vehículos y su electrificación han tenido resultados positivos, no han sido suficientes. Según Tzeiranaki *et al.* (2023), incluso bajo escenarios de elevada electrificación y eficiencia energética, el transporte por carretera europeo no alcanza los objetivos climáticos sin medidas adicionales como el cambio modal y la reducción de la demanda de movilidad. Las políticas de cambio modal, por tanto, resultan esenciales para una reducción sostenida de las emisiones del transporte. Este enfoque implica desplazar viajes desde el vehículo privado hacia el transporte colectivo (urbano e interurbano) así como hacia modos activos de movilidad (bicicleta, desplazamientos peatonales), y desplazar el transporte de mercancías por carretera hacia el tren (Jing *et al.*, 2022; Gamage *et al.*, 2025). Este cambio modal tiene un gran potencial al reducir significativamente los kilómetros recorridos por vehículos privados y, con ello, la energía consumida por pasajero-kilómetro.

Por tanto, las mejoras tecnológicas (por ejemplo, electrificación de vehículos) por sí solas no garantizan reducciones profundas de emisiones del transporte: se requiere combinar la electrificación con cambios modales que incrementen la participación del transporte público y modos activos. Por ejemplo, un estudio aplicado al transporte de pasajeros en British Columbia muestra que los objetivos de reducción de emisiones solo se alcanzan cuando se combina una elevada electrificación con un aumento significativo del transporte colectivo y la movilidad activa, ilustrando la importancia de políticas que integren ambos enfoques (Atabaki *et al.*, 2023).

Completando este apartado, hay que resaltar que las emisiones de GEI de los servicios son crecientes (panel d, gráfico 6), guiadas por el crecimiento económico y una creciente intensidad energética a lo largo de los años de la muestra, que contrasta con la caída de esta intensidad en los otros sectores. La intensidad del carbono, emisiones de CO₂ por unidad energética empleada, es decreciente en el sector servicios, lo que contrarresta la subida de la intensidad energética. En cualquier caso, la aportación de los servicios (excepto transportes) al CO₂ emitido es marginal en comparación con los otros tres sectores indicados.

De esta manera, el efecto composición, resultado del aumento de la participación de los servicios en el VAB total, ayudaría a explicar la reducción de emisiones a partir de 2005.

2. Hogares

Finalmente, estudiamos los hogares. El uso de energía en electrodomésticos, automóviles y viviendas genera emisiones de gases de efecto invernadero, según fue descrito en el gráfico 3b.

La predicción del consumo energético y las emisiones por parte de las familias es una cuestión complicada. Por ejemplo, Davis *et al.* (2014) analizaron los efectos de una política en México de subsidios al reemplazo de frigoríficos y aparatos de aire acondicionado en 1,9 millones de hogares. El reemplazo de frigoríficos, según concluyen, contribuyó a reducir la intensidad energética de los hogares, pero el de aparatos de aire acondicionado aumentó el consumo energético y las emisiones de CO₂ asociadas. Este hecho se entiende dada la diferente elasticidad de uso de estos equipos respecto al coste operativo: los frigoríficos tienen una elasticidad nula o muy baja, mientras que los aparatos de aire tienen una elasticidad bastante alta. Marrero *et al.* (2020), como ya se ha mencionado, analizaron los efectos de los impuestos especiales sobre los hidrocarburos en Europa, advirtiendo que su diseño es ineficiente, generando un exceso de emisiones y un aumento en la intensidad energética.

En los hogares, la reducción observada depende en mayor medida de la intensidad del carbono y, más recientemente, de mejoras en eficiencia energética (gráfico 3b). Sin embargo, su peso relativo puede aumentar en la medida en que otros sectores se descarbonizan más rápidamente, por lo que las políticas de eficiencia en edificios, movilidad y consumo energético adquieren una importancia creciente.

El cuadro n.º 6 cuantifica estas observaciones descomponiendo las tasas de crecimiento de las emisiones de los hogares siguiendo la expresión [4]. *Primero*, el consumo energético suele ser

CUADRO N.º 6

TASAS DE CRECIMIENTO MEDIO PER CÁPITA (P. C.) DE LAS EMISIONES BRUTAS DE LOS HOGARES, 1990-2020

		1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Emisiones brutas Hogares p. c.	$\gamma_{CO_2pc} = a - b = c + d + e$	3,1	1,5	-3,7	-0,6
(a) Emisiones brutas Hogares CO ₂	$\gamma_{CO_2^H}$	3,6	2,6	-3,3	-0,3
(b) Población	γ_{Pob}	0,4	1,0	0,4	0,3
(c) Intensidad del carbono	CO_2^H/CFE^H	0,7	-0,7	-2,6	-0,1
(d) Intensidad energética	CFE^H/VAB	1,2	-0,2	0,0	-2,9
(e) Actividad económica	VAB/Pob	1,2	2,5	-1,1	2,5

inelástico respecto a la renta (salvo en el primer período indicado 1990-1994, donde las tasas de crecimiento de la intensidad energética y del VAB per cápita son iguales), por lo que la actividad económica es crucial. *Segundo*, desde 1995 la intensidad del carbono presenta una moderación que se acelera a partir de 2008 en adelante, paralelo a la implementación de las políticas que favorecen las energías renovables. *Tercero*, como ya se ha señalado, la contribución de la intensidad energética es clave en 2015-2019 (-2,9 por 100), que permite sobrecompensar el empuje de la actividad económica (+2,5 por 100) sobre las emisiones.

De cara a 2030, los hogares pueden desempeñar un papel significativo en la reducción de emisiones si se refuerzan políticas orientadas a electrificación, eficiencia y señales de precios coherentes. Sin ello, es posible que el componente doméstico limite la capacidad global del país para cumplir con los objetivos climáticos.

V. CONCLUSIONES

En este trabajo hemos presentado los principales objetivos por sectores clave recogidos en la normativa europea, la ELP 2050 y el PNIEC

2023-2030. A su vez, usando series del IEA, se ha realizado un ejercicio de descomposición del crecimiento de los GEI, agregado y desagregado, para identificar qué factores y qué sectores están gobernando la evolución de estas emisiones. Nuestras conclusiones han sido las siguientes.

En primer lugar, según los datos del INGEI, las emisiones netas de GEI en 2023 representan un 87,5 por 100 de las de 1990. En consecuencia, a falta de menos de una década, España está aún lejos del objetivo del 55 por 100 (> 12,5 por 100) requerido por la Ley Europea del Clima. Esta comparación simple muestra que, aunque existen avances relevantes, la magnitud de la reducción pendiente entre los años 2026 y 2030 sigue siendo elevada, lo que exigirá una aceleración muy importante en la reducción de emisiones entre 2026 y 2030, incluso asumiendo mejoras en los datos aún no publicados de 2024 y 2025.

En segundo lugar, desde la segunda mitad de los 2000, se ha producido una caída crucial en las emisiones netas. De acuerdo con la descomposición realizada, la reducción ha estado asociada a la mejora en la eficiencia energética, a una modesta mejoría en la intensidad del carbono (i.e., la manera en la que producimos energía), y a que el peso de los

sectores de servicios sobre el VAB total, que son actividades que emiten poco (3 por 100 del total), ha aumentado considerablemente. Entre 1990 y 2005, las emisiones estuvieron muy condicionadas por el crecimiento del VAB per cápita.

Esto sugiere un cambio estructural en la forma en la que la economía española produce y utiliza la energía. El ritmo de caída en las emisiones es más acelerado en los sectores productivos que en los hogares, como consecuencia de la fuerte moderación en la intensidad energética. En los hogares, la caída es más modesta y, como hemos visto, está asociada a la reducción de la intensidad del carbono.

Es de reseñar la caída de la intensidad energética, así como de sus emisiones, en el sector de la energía. Desde la primera mitad de los 2000, la intensidad energética muestra una tendencia decreciente, moderando su caída a partir de 2015, y condicionando las emisiones de este sector.

En tercer lugar, el verdadero margen de reducción de emisiones que aún queda por consolidar es el de la intensidad del carbono, sobre todo en lo referente al transporte, que muestra una evolución plana a pesar de las medidas implementadas. Esto indica un escaso margen de sustitución de fuentes energéticas en el transporte, especialmente en vehículos pesados, maquinaria de transporte de mercancías y flotas de uso intensivo. La electrificación del parque de vehículos de turismo puede facilitar una mayor reducción de emisiones, siempre y cuando las fuentes energéticas sean poco intensivas de carbono. Los resultados ponen de relieve la importancia de complementar las estrategias tecnológicas con políticas públicas de cambio modal, como el fomento del transporte colectivo, el coche compartido y la movilidad activa. Aunque el PNIEC 2023-2030 ya recoge medidas explícitas en esta línea (por ejemplo, zonas de bajas emisiones, mejora del transporte público y de la infraestructura para movilidad activa), sigue siendo necesario profundizar en los patrones de movilidad urbana.

Finalmente, la regulación energética, que proporciona incentivos a cómo y cuánta energía producir, y cómo y cuánto usarla, juega un papel decisivo

en este sentido. En este contexto, resulta prioritario diseñar políticas públicas integradas que aceleren la descarbonización sectorial. En particular, los sectores de energía, industria y transporte deben ser objeto de reformas ambiciosas en fiscalidad ambiental, regulación energética y planificación urbana. Por ejemplo, los incentivos a la electrificación deberían ir acompañados de una señal de precios robusta del carbono y de un marco normativo que promueva la movilidad sostenible, la eficiencia industrial y el autoconsumo energético. Además, se requiere una gobernanza coherente entre las escalas nacional, autonómica y local, coordinada con los compromisos del PNIEC 2023-2030 y la Estrategia de Largo Plazo 2050, así como con los marcos de actuación europeos recogidos en el paquete "Objetivo 55", la Ley Europea del Clima y la nueva propuesta de reducción del 90 por 100 de las emisiones para 2040. La década actual será, por tanto, determinante para convertir los compromisos climáticos en una transformación efectiva y justa del modelo energético y productivo español.

NOTAS

- (1) Firmado en la actualidad por 194 partes: 193 países y la Unión Europea.
- (2) Es razonable, sin embargo, que en algunos ámbitos se hable solamente de emisiones de CO₂ dado que estas representan el 98,5 por 100 del total de emisiones GEI para cualquiera de los años analizados, representando las emisiones de metano el 0,5 por 100 y las de óxido nitroso el 1 por 100. Si nos referimos a la producción de energía solamente, el 99,5 por 100 de las emisiones del sector son de CO₂.
- (3) La dinámica en los gráficos 1 y 2 es común en otros países de nuestro entorno, sobre todo en lo referente al período de fuerte expansión que sigue a la adopción del euro en 1999. Véase, por ejemplo, **Andreoni y Galmarini** (2012b) para Italia durante 1998-2006.
- (4) **Rivera-Niquepa** (2025) identifican para España seis períodos de manera endógena, usando contrastes de ruptura de la tendencia de las emisiones: 1995-2007, 2007-2009, 2009-2011, 2011-2013, 2013-2018 y 2018-2020.

- (5) Véase **Andreoni y Galmarini (2012b)** para el caso italiano, con resultados similares para 1995–2007.
- (6) **Andreoni y Galmarini (2016)** destacan el escaso crecimiento de la intensidad energética de Italia, Portugal y España, en relación con otros países europeos, durante 1995–2007.
- (7) Los pesos $\{\omega_{CO_2}^s, \omega_{CFE}^s\}_{s=1}^6$ se calculan con referencia a los totales (GEI y CFE) sectoriales, es decir, excluyendo la participación de los hogares. Para las ponderaciones del crecimiento del VAB real sectorial ω_{VAB}^s utilizamos los VAB sectoriales a precios corrientes. De este modo, tenemos en cuenta la variación en los precios relativos.
- (8) El “transporte por carretera” comprende las emisiones derivadas del uso de combustible en los vehículos de carretera, incluido el uso de vehículos agrícolas en carreteras y excluidas las emisiones del consumo militar.
- (9) Los sucesivos planes RENOVE, PREVER, PIVE, etc. incentivaron que el reemplazo fuese en favor de los vehículos con motores diésel.
- Atabaki, M. S., Bagheri, M. y Aryanpur, V. (2023).** Exploring the role of electrification and modal shift in decarbonizing the road passenger transport in British Columbia. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 56, Article 103070. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2023.103070>
- Davis, L. W., Fuchs, A. y Gertler, P. (2014).** Cash for Coolers: Evaluating a Large-Scale Appliance Replacement Program in Mexico. *American Economic Journal: Economic Policy*, 6(4), 207–238. <https://www.aeaweb.org/articles?id=10.1257/pol.6.4.207>
- Díaz, A., Marrero, G. A., Puch, L. A. y Rodríguez-López, J. (2019).** Economic growth, energy intensity and the energy mix. *Energy Economics*, 81, 1056–1077. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2019.05.022>
- Environmental Protection Agency (EPA). (2011).** *Greenhouse gas emissions from a typical passenger vehicle*. <http://www.epa.gov/otaq/climate/documents/420f14040a.pdf>
- Garage, C., Vega, A., McCann, B. y Cadden, T. (2025).** Assessment of the Impact of the Road Freight Modal Shift to Rail Freight on Ireland’s Carbon Emissions. *Transportation Research Procedia*, 86, 213–222. <https://doi.org/10.1016/j.trpro.2025.04.028>

BIBLIOGRAFÍA

- Alcántara, V. y Roca, J. (1995).** Energy and CO₂ emissions in Spain: methodology of analysis and some results for 1980–90. *Energy Economics*, 17(3), 221–230. [https://doi.org/10.1016/0140-9883\(95\)00014-L](https://doi.org/10.1016/0140-9883(95)00014-L)
- Andreoni, V. y Galmarini, S. (2012).** European CO₂ emission trends: A decomposition analysis for water and aviation transport sectors. *Energy*, 45(1), 595–602. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.07.039>
- Andreoni, V. y Galmarini, S. (2012b).** Decoupling economic growth from carbon dioxide emissions: A decomposition analysis of Italian energy consumption. *Energy*, 44(1) 682–691. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.05.024>
- Andreoni, V. y Galmarini, S. (2016).** Drivers in CO₂ emissions variation: A decomposition analysis for 33 world countries. *Energy*, 103, 27–37. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2016.02.096>
- González, R. M., Marrero, G. A., Rodríguez-López, J. y Marrero, A. S. (2019).** Analyzing CO₂ emissions from passenger cars in Europe: A dynamic panel data approach. *Energy Policy*, Volume 129. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2019.03.031>
- IEA. (2023).** *World Energy Outlook 2023*. International Energy Agency.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2018).** *Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways*.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). (2021).** *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the IPCC*. Cambridge University Press.
- Jing, Q.-L., Liu, H.-Z., Yu, W.-Q. y He, X. (2022).** The Impact of Public Transportation on Carbon Emissions—From the Perspective of Energy Consumption. *Sustainability*, 14(10), 6248. <https://doi.org/10.3390/su14106248>

- Kaya, Y. y Yokoburi, K. (1997).** *Environment, energy, and economy : strategies for sustainability*. Tokyo [u.a.]: United Nations Univ. Press. ISBN 9280809113.
- Lorente-de-Las-Casas, A. y Marrero, G. A. (2025).** Impact of renewable energies on CO₂ emissions in the OECD. *Energy Sources, Part B: Economics, Planning, and Policy*, 20(1), <https://doi.org/10.1080/15567249.2025.2517325>
- Marrero, Á. S., Marrero, G. A., Marina González, R. y Rodríguez-López, J. (2021).** Convergence in road transport CO₂ emissions in Europe. *Energy Economics*, Vol. 99, 105322. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2021.105322>
- Marrero, G. A., Rodríguez-López, J. y González, R. M. (2020).** Car usage, CO₂ emissions and fuel taxes in Europe. *Series*, 11, 203-241. <https://doi.org/10.1007/s13209-019-00210-3>
- OCDE. (2021).** *Green Recovery Policies and COVID-19*. Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Ramírez-Díaz, A. J., Ramos-Real, F. J., Rodríguez-Brito, M. G., Rodríguez-Donate, M. C. y Lorente de las Casas, A. (2022).** Determining Factors of Consumers' Choice of Sport Utility Vehicles in an Isolated Energy System: How Can We Contribute to the Decarbonization of the Economy? *Energies*, 15(17), 6454. <https://doi.org/10.3390/en15176454>
- Rivera-Niquepa, J. D., Yusta, J. M. y De Oliveira-De Jesus, P. M. (2025).** Kaya factor decomposition assessment of energy-related carbon dioxide emissions in Spain: A multi-period and multi-sector approach. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, Vol. 74, 104156. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2024.104156>
- Santos, G. (2017).** Road fuel taxes in Europe: do they internalize road transport externalities? *Transport Policy*, 53, 120-134. <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2016.09.009>
- Stern, N. (2007).** *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press. ISBN: 978-0521700801.
- Tsemekidi Tzeiranaki, S., Economidou, M., Bertoldi, P., Thiel, C., Fontaras, G., Clementi, E. L. y Franco de los Ríos, C. (2023).** The impact of energy efficiency and decarbonisation policies on the European road transport sector. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 170, 103623. <https://doi.org/10.1016/j.tra.2023.103623>
- United Nations Framework Convention on Climate Change. (UNFCCC). (2015).** Paris Agreement. Adoptado en la COP21, París, diciembre de 2015.

TEXTOS JURÍDICOS Y PLANES ESPECIALES

- Comunicación COM(2022)230 final. Plan REPowerEU.
- Comunicación COM(2024)63 final. Objetivo climático de la UE para 2040.
- Consejo Asesor Europeo sobre Cambio Climático (2023). Scientific Advice for the EU 2040 Target.
- Estrategia Española de Economía Circular 2030.
- Estrategia a Largo Plazo para una Economía Española Moderna, Competitiva y Climáticamente Neutra en 2050.
- Directiva (UE) 2018/850 relativa al Vertido de Residuos.
- Directiva (UE) 2023/959 Régimen para el Comercio de Derechos de Emisión de GEI Paquete legislativo "Fit for 55".
- Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC) 2023-2030.
- Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR).
- Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica (PERTE) de Economía Circular.
- Reglamento (UE) 2018/1999 sobre la Gobernanza de la Unión de la Energía.
- Reglamento (UE) 2023/839 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a LULUCF.
- Reglamento (UE) 2021/1119. Ley Europea del Clima.
- Reglamento Delegado (UE) 2022/1214 (Taxonomía sostenible).

APÉNDICE A

FUENTES DE DATOS Y PESOS SECTORIALES

Las series de emisiones de GEI y de consumo final de energía (CFE) utilizadas para la descomposición de Kaya proceden del IEA (International Energy Agency) para el período 1990–2020.

Ambas series, GEI y CFE, ofrecen una clasificación sectorial de actividades económicas a 1 dígito (CNAE) o 2 dígitos (NACE Rev. 2), incluyendo también las emisiones y el consumo final de los hogares. Para compatibilizar las series del IEA con las demás bases de datos empleadas en este estudio, se han agregado estas actividades en seis sectores de acuerdo con el cuadro n.º A1, a los que se añade el sector hogares (descritos en detalle en la siguiente subsección). El cuadro n.º A1 mantiene además una desagregación específica de 2 dígitos en dos sectores clave: Energía (D35) y Transporte (H49–53), dada su relevancia en la evolución de las emisiones de GEI.

Como complemento, también se han utilizado las series de emisiones de GEI proporcionadas por el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero (INGEI) del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, desde 1990 hasta 2023, última observación disponible. El INGEI ordena las emisiones según fuentes emisoras de GEI (ktCO₂). La división sectorial del INGEI es difícil de compatibilizar con la clasificación de actividades económicas del sistema de cuentas nacionales. Además, esta base de datos también estima los usos del suelo, la captura de CO₂ por cambios de usos del suelo y silvicultura (LULUCF, *Land Use, Land Use Change and Forestry*), que constituyen un sumidero de alivio del total emitido, por lo que no puede imputarse directamente a ningún sector productivo concreto. Las emisiones *netas* de GEI se definen como la diferencia entre las emisiones *brutas* y la captación LULUCF. Como veremos a continuación, las series agregadas de GEI en ambas

CUADRO N.º A1

CLASIFICACIÓN Y AGRUPACIÓN DE SECTORES DE ACTIVIDAD

S	CNAE	NACE2	SECTOR
1	A y B	1--9	Agricultura, pesca, minería
2	C y E	10--33 y 37--39	Manufacturas, agua (excepto energía D35)
3	D	35	Electricidad, gas, acondicionamiento de vapor y aire
4	F	41--43	Construcción, ingeniería civil
5	G y I--U	45--47 y 55--82	Servicios (excepto transporte H49--H53)
6	H	49--53	Transporte terrestre y transporte por gaseoductos

APÉNDICE A (continuación)

bases, IEA y INGEI, aunque tienen una clasificación sectorial distinta, sus niveles agregados tienen una dinámica muy parecida.

Las series de valor añadido bruto (VAB) sectorial (2 dígitos) proceden del Instituto Valenciano de Investigaciones Económicas (Ivие) para 1990-2024. Estas series están disponibles tanto a precios corrientes como constantes (euros de 2020), lo cual facilita el cálculo de pesos y tasas de crecimiento sectoriales. Los VAB

sectoriales se han expresado en términos relativos al VAB total mediante el correspondiente deflactor implícito.

Las series de población provienen del Instituto Nacional de Estadística (INE), utilizando la población residente por fecha, sexo y edad. Se ha considerado como población residente la correspondiente al 1 de julio de cada año, coherente con las prácticas estadísticas internacionales.

CUADRO N.º A2

PESOS SECTORIALES DE EMISIONES BRUTAS DE CO₂, CONSUMO FINAL ENERGÉTICO Y VAB

PESOS DE EMISIONES BRUTAS	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,026	0,026	0,028	0,032
Industria	0,267	0,235	0,225	0,229
Energía	0,341	0,354	0,331	0,299
Construcción	0,001	0,002	0,006	0,010
Servicios (excepto transporte)	0,022	0,024	0,030	0,035
Transporte	0,344	0,360	0,380	0,395
PESOS DE CONSUMO FINAL DE ENERGÍA	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,040	0,039	0,041	0,046
Industria	0,348	0,323	0,272	0,254
Energía	0,116	0,122	0,099	0,076
Construcción	0,002	0,004	0,012	0,016
Servicios (excepto transporte)	0,071	0,089	0,134	0,155
Transporte	0,423	0,423	0,441	0,454
PESOS DE VAB	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,052	0,042	0,029	0,032
Industria	0,193	0,175	0,132	0,131
Energía	0,025	0,019	0,025	0,024
Construcción	0,097	0,105	0,083	0,061
Servicios (excepto transporte)	0,582	0,611	0,687	0,705
Transporte	0,050	0,047	0,044	0,046

APÉNDICE B

CUADRO N.º B1
CONTRIBUCIÓN SECTORIAL AL CRECIMIENTO DE EMISIONES BRUTAS

CONTRIBUCIÓN A LA INT. CARBONO	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,0	0,0	0,0	0,0
Industria	0,2	-0,5	0,6	0,2
Energía	0,0	1,4	-1,4	-1,1
Construcción	0,0	0,0	0,0	0,0
Servicios(excepto transporte)	-0,2	-0,4	0,1	-0,4
Transporte	-0,3	-0,2	0,1	-0,3
Int. carbono = CO₂/CFE (suma)	-0,4	0,2	-0,6	-1,6
CONTRIBUCIÓN A LA INT. ENERGÉTICA	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	0,3	0,1	0,1	-0,1
Industria	0,6	0,5	-1,2	-0,1
Energía	0,3	0,4	-0,8	0,1
Construcción	0,2	-0,6	1,2	-0,2
Servicios(excepto transporte)	-2,0	-1,9	-0,4	-1,4
Transporte	1,1	1,5	-2,0	1,3
Int. energética = CFE/VAB (suma)	0,5	0,0	-3,2	-0,5
CONTRIBUCIÓN AL VAB P. C.	1990-1994	1995-2007	2008-2014	2015-2019
Primario	-0,2	0,0	-0,1	0,1
Industria	-0,7	0,2	-0,4	0,3
Energía	0,1	0,0	0,1	0,0
Construcción	-0,2	0,5	-0,9	0,3
Servicios(excepto transporte)	2,1	1,8	0,2	1,7
Transporte	0,1	0,0	0,0	0,1
VAB p. c. = VAB/Pob. (suma)	1,2	2,5	-1,1	2,5

EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN ESPAÑA. UN ANÁLISIS REGIONAL

Pilar Más Rodríguez

Lucien Antonio Vargas Giagnocavo (*)

BBVA Research

Resumen

España ha logrado un notable desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones de gases de efecto invernadero, impulsado por la expansión renovable, los avances en eficiencia y la modernización productiva. El análisis regional revela dinámicas heterogéneas vinculadas a la estructura productiva, al mix energético y a factores estructurales identificados mediante la comparación entre emisiones reales y "sintéticas". El análisis de Cataluña, el País Vasco y Asturias ilustra trayectorias diferenciadas de descarbonización y corrobora la relevancia de estos factores. Finalmente, las políticas climáticas de alcance territorial deben coordinarse con las nacionales y europeas para potenciar las ventajas comparativas de los territorios y eliminar barreras estructurales.

Palabras clave: descarbonización, transición energética, emisiones de GEI, heterogeneidad regional, políticas climáticas.

Abstract

Spain has achieved a significant decoupling between economic growth and greenhouse gas (GHG) emissions, driven by the expansion of renewable energy, improvements in energy efficiency, and the modernization of its productive structure. Regional analysis reveals heterogeneous dynamics linked to differences in productive specialization, energy mixes, and structural factors, identified through comparisons between actual and "synthetic" emissions. Catalonia, the Basque Country, and Asturias illustrate distinct decarbonization pathways and confirm the relevance of these underlying factors. Finally, regional climate policies, whose scope is inherently limited, need to be coordinated with national and European strategies in order to strengthen territorial comparative advantages and remove structural barriers.

Keywords: decarbonization, energy transition, GHG emissions, regional heterogeneity, climate policies.

JEL classification: Q56, Q58, R11, R58.

I. INTRODUCCIÓN

La transición hacia una economía baja en carbono se ha consolidado como uno de los principales retos de política económica en España, tanto por sus implicaciones ambientales como por su impacto sobre el crecimiento, la competitividad y la cohesión territorial. En este contexto, el desempeño agregado de la economía española ha sido favorable: desde comienzos de los años noventa, el crecimiento sostenido del PIB real ha venido acompañado de una reducción significativa de la intensidad de emisiones de gases de efecto

invernadero (GEI), que se ha reducido a menos de la mitad. Este proceso ha estado impulsado por el despliegue de las energías renovables, las mejoras en eficiencia energética y la modernización progresiva del tejido productivo.

Sin embargo, este balance positivo a nivel agregado oculta dos rasgos fundamentales con implicaciones directas para el diseño de políticas públicas. En primer lugar, las emisiones se concentran en un número reducido de sectores: industria, energía, transporte y agricultura generan cerca del 90 por 100 de las emisiones (excluidos los hogares), pese

a representar únicamente alrededor de una cuarta parte del valor añadido bruto nacional. En segundo lugar, la transición climática presenta una marcada dimensión territorial, con diferencias sustanciales entre comunidades autónomas en términos de estructura productiva, *mix* energético y capacidad de adaptación tecnológica. Ambos elementos condicionan tanto la eficacia como los costes económicos de las políticas de descarbonización.

Desde una perspectiva regional, todas las comunidades autónomas han logrado reducir sus emisiones en los últimos años, pero los mecanismos que explican este avance difieren de forma significativa. En algunas regiones, la reducción se ha apoyado principalmente en mejoras de eficiencia y en una menor intensidad eléctrica, mientras que en otras el progreso ha estado más ligado a cambios en el *mix* energético y a la sustitución de tecnologías fósiles. Estas diferencias no son meramente descriptivas, sino que reflejan trayectorias estructurales distintas y, por tanto, necesidades de política económica también diferenciadas territorialmente.

Las divergencias regionales se han hecho especialmente visibles en el período más reciente. Entre 2019 y 2023, la reducción de la intensidad de emisiones ha avanzado a ritmos desiguales, con regiones que han logrado descensos muy superiores a la media nacional y otras que presentan avances más moderados, en parte debido a una mayor especialización en actividades intensivas en energía. Este patrón sugiere que una estrategia climática homogénea puede generar resultados asimétricos y plantea la necesidad de complementar los marcos nacionales con instrumentos adaptados al punto de partida de cada territorio.

Con el fin de contribuir a este debate, el informe introduce un contraste entre las emisiones observadas y las “sintéticas”, estimadas a partir de la estructura sectorial regional y de las intensidades sectoriales nacionales. Este ejercicio permite distinguir qué parte de las diferencias regionales responde a factores estructurales (estructura sectorial, fundamentalmente) y cuál puede asociarse a un mayor o menor grado de eficiencia energética y tecnológica. Los resultados muestran que algunas comunidades, como Cataluña y el País Vasco,

presentan un desempeño relativamente favorable, mientras que otras, como Asturias, Canarias o Baleares, afrontan retos vinculados a su dependencia de combustibles fósiles y a condicionantes geográficos o productivos.

El análisis comparado de Cataluña, el País Vasco y Asturias ilustra la diversidad de trayectorias regionales existente dentro de un mismo marco nacional. Mientras que las dos primeras han logrado compatibilizar una base industrial importante con niveles de emisiones relativamente contenidos, apoyándose en eficiencia, innovación y cambio tecnológico, Asturias afronta mayores desafíos derivados de su especialización histórica en actividades intensivas en carbono, aunque también muestra avances en el proceso de descarbonización.

En síntesis, la descarbonización en España avanza de forma heterogénea entre las regiones como resultado de la interacción entre estructuras productivas y políticas diferenciadas. La consecución de los objetivos climáticos requerirá una adecuada coordinación entre los marcos europeo, estatal y regional, así como políticas adaptadas a la diversidad territorial que permitan reducir las emisiones de manera sostenida, preservando al mismo tiempo la competitividad y la cohesión territorial con el fin de promover un crecimiento equilibrado y sostenible a escala nacional.

II. CRECIMIENTO ECONÓMICO Y EMISIONES EN ESPAÑA

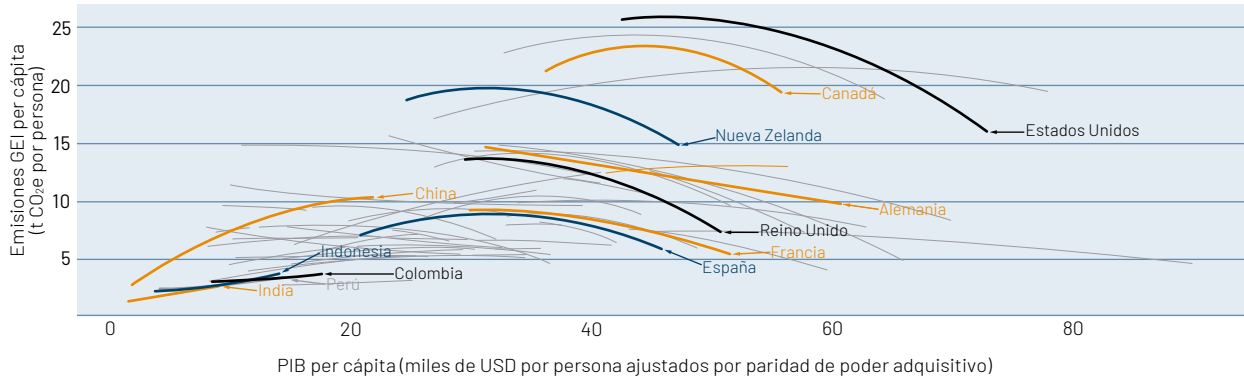
1. Posición internacional y evolución agregada

En las últimas décadas, la relación entre crecimiento económico y sostenibilidad ambiental se ha convertido en eje central del análisis macroeconómico y de las políticas públicas. Esta interacción ha adquirido una relevancia creciente a escala global. El gráfico 1 presenta la evolución tendencial de las emisiones de GEI per cápita en relación con el PIB per cápita durante el período 1990-2023, proporcionando una visión comparada del desempeño ambiental y económico de un amplio conjunto de economías desarrolladas y emergentes.

GRÁFICO 1

PAÍSES. TENDENCIA DE EMISIONES DE GEI PER CÁPITA Y PIB PER CÁPITA, 1990-2023

Kg de CO₂ equivalente per cápita y dólares per cápita ajustados por paridades de poder adquisitivo (PPP)



Fuentes: BBVA Research con datos de Penn World Tables y Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK).

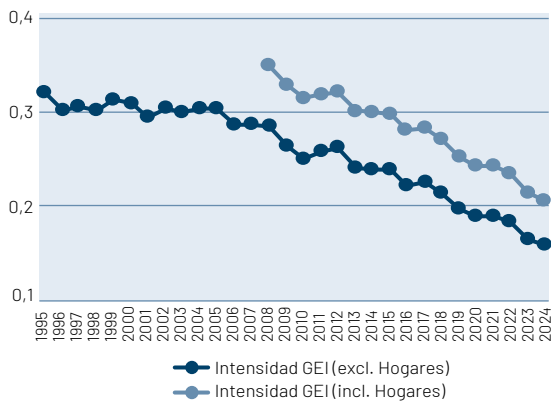
Más allá de la comparación entre países, las trayectorias representadas en el gráfico 1 sugieren la presencia de un patrón común que remite a la curva de Kuznets ambiental: a medida que las economías alcanzan mayores niveles de renta per cápita, las emisiones per cápita tienden primero a aumentar y, posteriormente, a disminuir.

Este comportamiento agregado confirma que, en las fases iniciales del desarrollo, el crecimiento suele apoyarse en un uso más intensivo de energía y recursos, mientras que en etapas avanzadas las mejoras tecnológicas, la eficiencia energética y la progresiva adopción de fuentes renovables permiten reducir la intensidad de emisiones.

GRÁFICO 2

ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI, 1995-2024

Kg CO₂ equivalente por euros de 2020 (Kg CO₂eq/€)

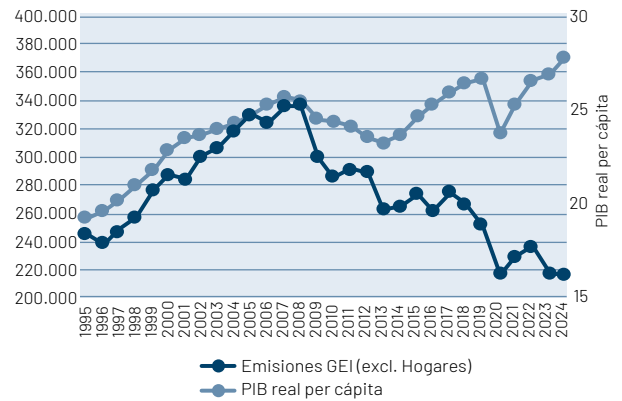


Fuentes: BBVA Research con datos del INE (Cuentas Medioambientales y Contabilidad Nacional de España) y MITECO (Emisiones).

GRÁFICO 3

ESPAÑA. EMISIONES DE GEI (EXCLUIDOS HOGARES) Y PIB PER CÁPITA, 1995-2024

Miles de toneladas de CO₂ equivalente y miles de euros de 2020 por persona



Fuentes: BBVA Research con datos del INE (Cuentas Medioambientales y Contabilidad Nacional de España) y MITECO (Emisiones).

En este contexto, la trayectoria de España se alinea con la pauta global, reforzando la evidencia de que es posible compatibilizar expansión económica y menor impacto ambiental (1).

España presenta, actualmente, niveles de emisiones per cápita significativamente inferiores a los de Alemania, Canadá o Estados Unidos, y próximos a los registrados en Francia y el Reino Unido. Esta posición relativa refleja la creciente incorporación de criterios de sostenibilidad en la política económica y energética. La comparación internacional confirma, por tanto, que España ha avanzado de forma notable en la reducción de su huella ambiental por habitante.

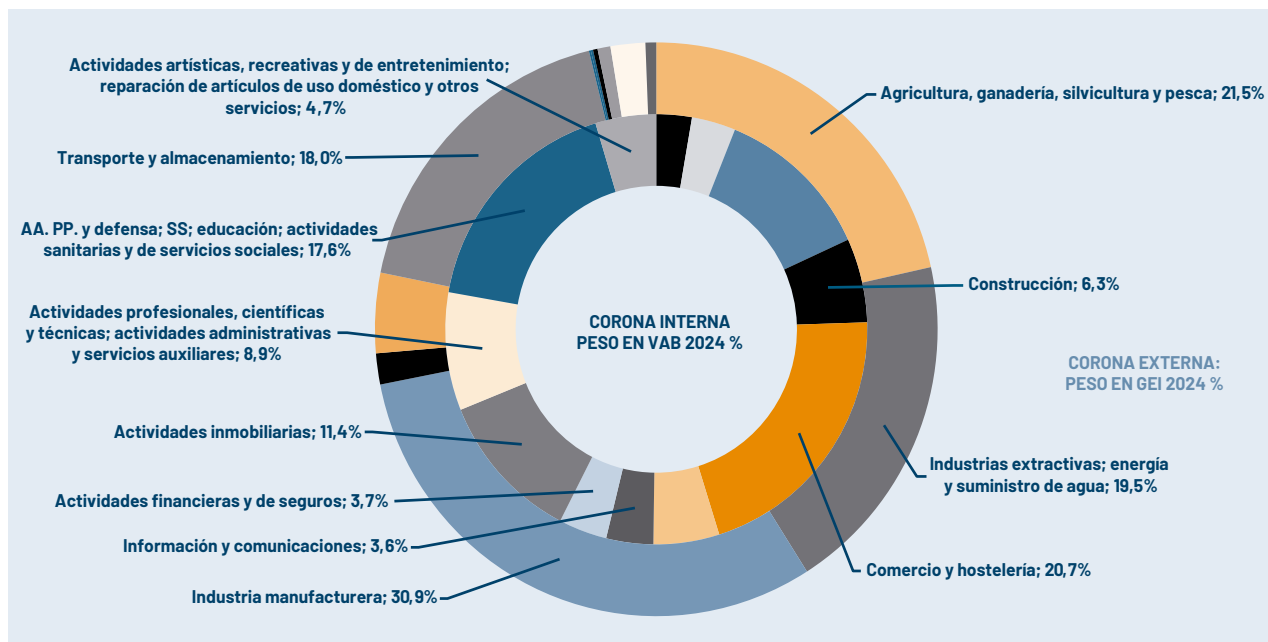
El análisis de la intensidad de emisiones —emisiones por unidad de valor añadido— ofrece una medida precisa de la eficiencia ambiental del sistema productivo y confirma el avance de la descarbonización

en España. Desde mediados de los noventa, este indicador se ha reducido a la mitad (ver gráfico 2, excluidos hogares), impulsado por la expansión de las renovables, las mejoras en eficiencia energética y la modernización del tejido productivo. Como resultado, la economía española genera hoy, aproximadamente, el doble de valor económico con el mismo nivel de emisiones que hace tres décadas, lo que evidencia un desacoplamiento firme entre crecimiento y acumulación de gases en la atmósfera, especialmente desde 2008 (ver gráfico 3).

2. Estructura sectorial e intensidad de emisiones

Los sectores más emisores no son, en general, los que más contribuyen a la actividad económica. En España, la estructura sectorial revela una marcada asimetría entre la contribución económica de las distintas ramas de actividad y su peso en el

GRÁFICO 4
ESPAÑA. PESO DE RAMAS DE ACTIVIDAD EN VAB Y EN EMISIONES DE GEI NACIONALES, 2024
 En porcentaje

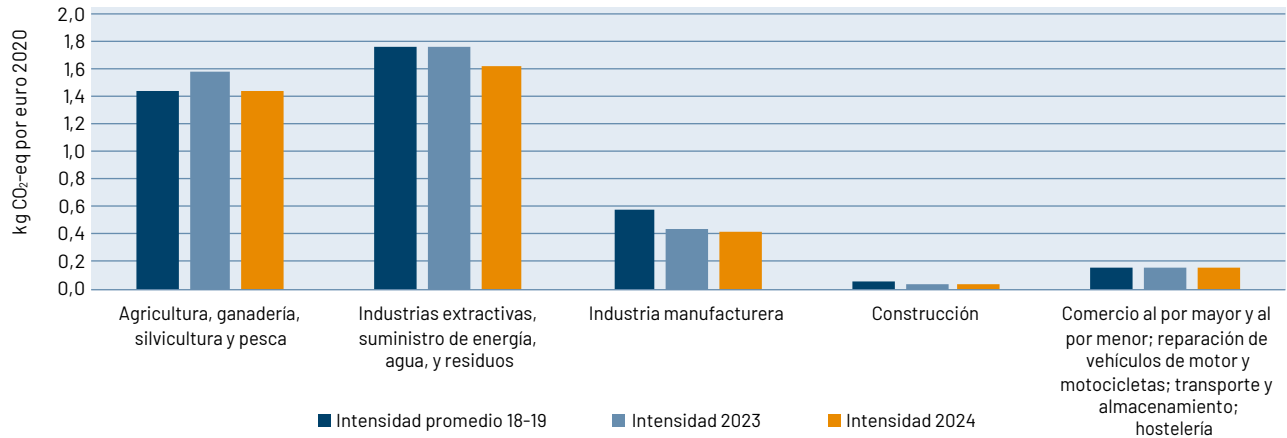


Fuente: BBVA Research con datos de las Cuentas Ambientales del INE.

GRÁFICO 5

ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI POR SECTOR DE ACTIVIDAD, 2018-2019, 2023 Y 2024

Kg de CO₂ equivalente por euro de 2020 (kg CO₂eq/€)



Fuentes: BBVA Research con datos de las Cuentas Medioambientales y Contabilidad Nacional de España del INE.

total de emisiones. Un número reducido de sectores —industria, agricultura, transporte y energía— concentra cerca del 90 por 100 del total de emisiones de GEI (excluidos hogares), pese a aportar menos del 25 por 100 del valor añadido bruto (VAB) nacional (ver gráfico 4). En contraste, sectores con un peso económico elevado presentan una huella climática comparativamente reducida. Así ocurre en comercio y hostelería, que representa casi el 21 por 100 del VAB y apenas genera el 4,5 por 100 de las emisiones; administraciones públicas (AA. PP.), con cerca del 18 por 100 del VAB y solo el 2 por 100 de las emisiones; y actividades inmobiliarias, que aportan en torno al 11 por 100 del VAB y su contribución al total de emisiones es prácticamente nula.

La divergencia observada entre la contribución al VAB y el peso relativo en las emisiones pone de manifiesto que una parte significativa de la actividad económica en España se concentra en sectores con baja intensidad de carbono. Este patrón sugiere la existencia de un potencial margen de actuación, en la medida en que la reducción de emisiones pueda concentrarse en los sectores más intensivos en carbono —en particular, las industrias extractivas y el suministro de energía— (ver gráfico 5) y apoyarse en la adopción de tecnologías limpias. En este con-

texto, resulta posible avanzar en los procesos de transición y descarbonización sin comprometer el crecimiento económico, e incluso con capacidad para reforzarlo, a través de un mayor dinamismo inversor y ganancias de eficiencia en los procesos productivos.

La estructura productiva desempeña un papel clave en la intensidad de emisiones de la economía española. Los sectores difieren en sus niveles de emisiones por unidad de producto en función de la naturaleza de sus procesos de producción y de su intensidad energética. En 2024, actividades como construcción, comercio, reparación de vehículos, transporte y hostelería presentaron intensidades reducidas —0,1-0,2 kg CO₂eq/€—, similares a las observadas antes de la pandemia. Estos niveles contrastan con los de las industrias extractivas y suministro de energía y el sector primario (1,6 y 1,4 kg CO₂eq/€, respectivamente, en 2024) (ver gráfico 5).

A pesar de la heterogeneidad estructural entre sectores, se constata una reducción de la intensidad de emisiones en aquellos con mayor huella de carbono. En concreto, la de industrias extractivas y suministro de energía se ha reducido de 1,8 kg de CO₂eq/€ en 2018-2019 a 1,6 kg en 2024. Esta evolución refleja los avances en el proceso de

transición energética, impulsados principalmente por el cierre de centrales térmicas de carbón, la electrificación progresiva de la demanda y el aumento de la participación de las energías renovables en el *mix* eléctrico. De forma análoga, la industria manufacturera ha reducido su intensidad desde 0,6 a 0,4 kg de CO₂eq/€ en el mismo período, mejora que se asocia a la modernización del capital productivo, a la incorporación de tecnologías más eficientes y a la digitalización de procesos, factores que, además, contribuyen a reforzar la competitividad del sector.

III. DESCARBONIZACIÓN POR REGIONES EN ESPAÑA

1. Evolución y descomposición regional de las emisiones

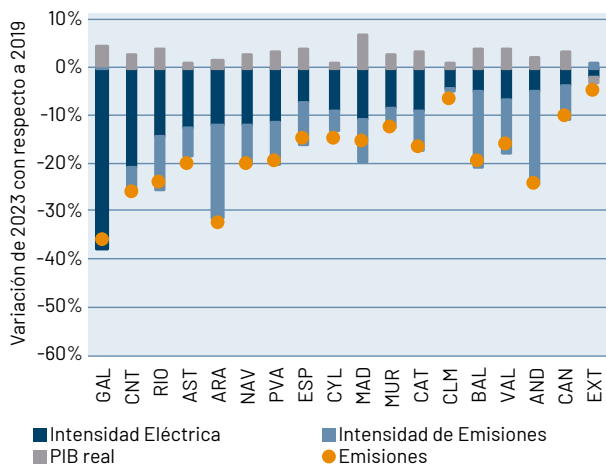
Las emisiones de GEI muestran una evolución heterogénea entre las regiones españolas, condicionada por la estructura productiva, la composición del *mix* energético y el grado de avance en la transición hacia tecnologías bajas en carbono.

Se ha llevado a cabo un análisis territorial con el fin de identificar los principales motores y frenos del proceso de descarbonización, así como las oportunidades específicas para acelerar la reducción de emisiones en cada comunidad autónoma.

Aunque la disminución de emisiones ha sido generalizada, los factores que la explican varían significativamente entre regiones. A partir de los datos publicados por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2), se ha aplicado a cada comunidad una descomposición inspirada en la *identidad de Kaya*, según la cual las emisiones pueden expresarse como producto de tres componentes: la intensidad de emisiones de GEI (emisiones por unidad de energía consumida), la intensidad energética (energía utilizada por unidad producida) y el nivel de actividad económica (PIB). No obstante, la falta de información consistente y suficientemente desagregada sobre consumo energético a nivel regional ha impedido la aplicación estricta de la formulación de la identidad de Kaya. Ante esta restricción, y con el objetivo de mantener la coherencia interna del marco analítico, se ha sustituido el consumo energético por el de

GRÁFICO 6
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. TASA DE VARIACIÓN DE EMISIONES GEI 2019-2023 Y COMPONENTES*

En porcentaje

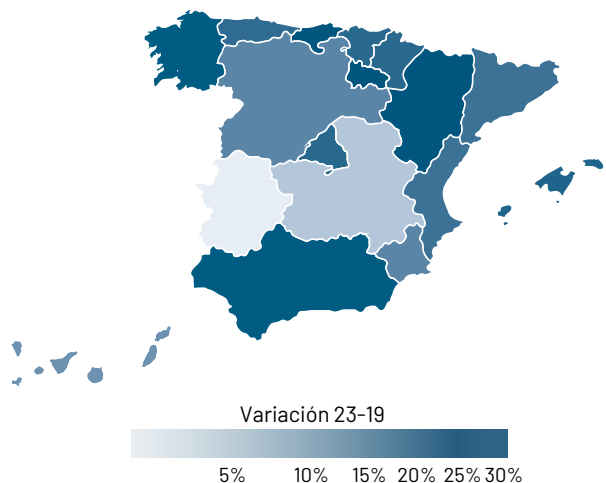


Nota: * Emisiones GEI = (Emisiones GEI / Consumo eléctrico) * (Consumo eléctrico / PIB) * PIB.

Fuentes: BBVA Research con datos de MITECO, INE y Red Eléctrica.

GRÁFICO 7
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. REDUCCIÓN INTENSIDAD EMISIONES GEI 2019-2023

Kg CO₂ equivalente por euro de 2020 (porcentaje)



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO e INE.

electricidad como variable *proxy*. Esta adaptación metodológica da lugar a una especificación alternativa —“identidad de Kaya eléctrica” (ver recuadro 1)— que permite descomponer la variación de emisiones de GEI a escala regional en la contribución de tres determinantes fundamentales: la intensidad eléctrica de la economía (electricidad consumida por unidad de PIB), la intensidad de emisiones asociada al *mix* eléctrico y la actividad económica en el período comprendido entre 2019 y 2023 (ver gráfico 6).

El análisis revela una reducción generalizada de las emisiones, aunque con intensidades y causas dispares. En regiones como Galicia, Cantabria, La Rioja o Asturias, la reducción se explica mayoritariamente

por una menor intensidad eléctrica, lo que apunta a mejoras de eficiencia y a una menor demanda de electricidad. Por el contrario, en Aragón, Andalucía, Baleares o Comunidad Valenciana, el principal factor explicativo es la reducción de la intensidad de emisiones del *mix* eléctrico, en línea con la penetración de renovables en detrimento de tecnologías más intensivas en carbono.

El crecimiento del PIB real actúa en sentido opuesto a la reducción de emisiones, al reflejar mayor nivel de actividad económica y, por tanto, mayor demanda energética. Este efecto resulta particularmente acusado en la Comunidad de Madrid, donde el dinamismo económico ha atenuado la reducción neta de emisiones asociada a las

RECUADRO 1

LA IDENTIDAD DE KAYA Y SU ADAPTACIÓN AL ÁMBITO REGIONAL

La identidad de Kaya constituye una herramienta ampliamente utilizada para descomponer las emisiones de GEI en un contexto espacial y temporal determinado, y analizar los factores que determinan su evolución. En su formulación tradicional [1], las emisiones se expresan como producto de tres componentes: nivel de actividad económica (PIB), intensidad energética (energía primaria consumida por unidad de PIB) e intensidad de carbono de la energía (emisiones por unidad de energía primaria). Esta versión sintetizada mantiene la esencia analítica del enfoque original, integrando el componente poblacional en el propio nivel de actividad económica.

$$\text{Emisiones de GEI} = (\text{Emisiones de GEI} / \text{Energía primaria}) * (\text{Energía primaria} / \text{PIB}) * \text{PIB} \quad [1]$$

La principal utilidad de la identidad de Kaya radica en su capacidad para mostrar que la reducción de emisiones no exige necesariamente un menor crecimiento económico. Las emisiones pueden disminuir actuando sobre la eficiencia energética —esto es, reduciendo la energía requerida para generar una unidad de PIB— y sobre la intensidad de carbono del

sistema energético, mediante la electrificación y la sustitución de combustibles fósiles. Desde esta perspectiva, la identidad de Kaya ilustra la posibilidad de un desacoplamiento entre crecimiento y emisiones: un escenario en el que la actividad económica continúa avanzando mientras las emisiones se reducen, siempre que los progresos en eficiencia y descarbonización sean suficientemente rápidos.

En este análisis se ha tratado de aplicar la Identidad de Kaya al ámbito regional español. Sin embargo, la falta de datos sobre consumo de energía primaria por comunidades ha impedido replicarla en su formulación estándar. Para salvar esta limitación, se ha optado por utilizar el consumo de energía eléctrica como aproximación. Con ello, la descomposición mantiene la lógica conceptual del método original, aunque circunscrita al ámbito eléctrico. El resultado es una “Identidad de Kaya eléctrica” [2], una adaptación metodológica ante las restricciones estadísticas existentes.

$$\text{Emisiones de GEI} = (\text{Emisiones de GEI} / \text{Consumo eléctrico}) * (\text{Consumo eléctrico} / \text{PIB}) * \text{PIB} \quad [2]$$

mejoras en eficiencia eléctrica y a la progresiva descarbonización del *mix* eléctrico.

El gráfico 7 pone de manifiesto la variabilidad de la reducción de la intensidad entre territorios. Galicia y Aragón registran los descensos más acusados, cercanos al 30 por 100 entre 2019 y 2023, muy por encima de la media nacional (-17 por 100), seguidas por Cantabria, Andalucía y La Rioja, con reducciones ligeramente superiores al 20 por 100. En contraste, Extremadura y Castilla-La Mancha muestran ajustes considerablemente más moderados (-1 por 100 y -4 por 100, respectivamente). Estas diferencias son coherentes con diferencias en la estructura productiva, el grado de electrificación y la velocidad de adopción tecnológica. En este contexto, los siguientes apartados abordan el análisis de los determinantes del cambio regional de las emisiones.

2. Determinantes de la evolución regional de las emisiones

De forma coherente con la evidencia presentada en la comparación internacional, el análisis a escala regional muestra que, en España, las regiones con mayores niveles de renta per cápita tienden a registrar menores emisiones de GEI por unidad de producción. Esta relación se pone de manifiesto al analizar conjuntamente las emisiones y el PIB per cápita por comunidades autónomas, ejercicio que revela una acusada heterogeneidad territorial, pese a que el marco regulatorio en materia climática y energética se define en gran medida en los ámbitos europeo y nacional. Incluso bajo este marco común, emergen diferencias en el desempeño ambiental atribuibles no solo a divergencias en la estructura productiva, patrones de consumo energético o potencial de generación renovable, sino también al distinto margen de actuación de las regiones a través de la planificación estratégica, el diseño de incentivos económicos y la regulación territorial.

El gráfico 8 muestra una tendencia decreciente de la intensidad de emisiones a medida que aumenta la renta per cápita regional, tomando como referencia el punto correspondiente a la media nacional. En este contexto, Asturias y Madrid destacan

especialmente como extremos de la distribución. Asturias, entre las comunidades con menor renta per cápita, presenta la intensidad de emisiones de GEI más elevada, en línea con el peso significativo de actividades industriales y energéticas intensivas en carbono. En contraste, Madrid se sitúa en el extremo opuesto, combinando un nivel de renta per cápita elevado con la menor intensidad de emisiones a nivel regional, reflejo de un modelo productivo fuertemente orientado hacia el sector servicios y actividades de alto valor añadido. Otras regiones como Andalucía, la Comunidad Valenciana y Galicia muestran posiciones intermedias, con intensidades próximas o incluso inferiores a la media nacional, mientras que Cataluña y el País Vasco, con renta per cápita superior a la media, registran intensidades de emisión más bajas, coherentes con su perfil económico y tecnológico.

Conviene subrayar que este análisis se ha realizado desde una perspectiva de oferta, de modo que las emisiones se atribuyen al territorio en el que se genera la actividad económica, y no al lugar en el que se materializa el consumo. Ello implica que regiones con una estructura productiva altamente terciarizada y escasa capacidad de generación energética, como es el caso de la Comunidad de Madrid, tienen externalizadas territorialmente una parte significativa de las emisiones asociadas a su actividad económica y a su demanda final. Esta dinámica se refleja de forma clara en los balances eléctricos regionales (3): Madrid cubre en torno al 95 por 100 de su demanda eléctrica con producción procedente de otras comunidades, mientras que Castilla-La Mancha y Extremadura actúan como regiones netamente exportadoras, destinando aproximadamente la mitad y tres cuartas partes, respectivamente, de la electricidad que generan al resto del territorio nacional. En consecuencia, los resultados deben analizarse teniendo en cuenta las limitaciones inherentes a la asignación territorial de las emisiones.

Desde esta perspectiva, la relación observada entre renta per cápita e intensidad de emisiones está condicionada por factores estructurales —como el grado de industrialización o la especialización sectorial— que difieren entre regiones y evolucionan de forma gradual. Las comunidades

con mayores niveles de renta per cápita suelen haber completado procesos de modernización productiva y terciarización, lo que se traduce en una menor intensidad energética, mientras que aquellas con una base industrial mayor parten de niveles de emisiones más elevados. También la electrificación de la economía y la expansión de renovables están reforzando el desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones, especialmente en los territorios con mayor avance tecnológico. En este contexto, Madrid, Cataluña y el País Vasco destacan no solo por registrar menores intensidades de emisiones, sino también por su mayor capacidad para incorporar innovación tecnológica y beneficiarse del avance de la transición energética.

La evidencia disponible sugiere, asimismo, una curva medioambiental de Kuznets regional (ver gráfico 8). Según este patrón, en las fases iniciales del desarrollo económico puede producirse un aumento de la intensidad de emisiones, que posteriormente se revierte conforme los territorios alcanzan mayores niveles de renta y avanzan hacia sectores de mayor valor añadido y tecnologías más limpias. Esta evolución refuerza la idea de que el progreso

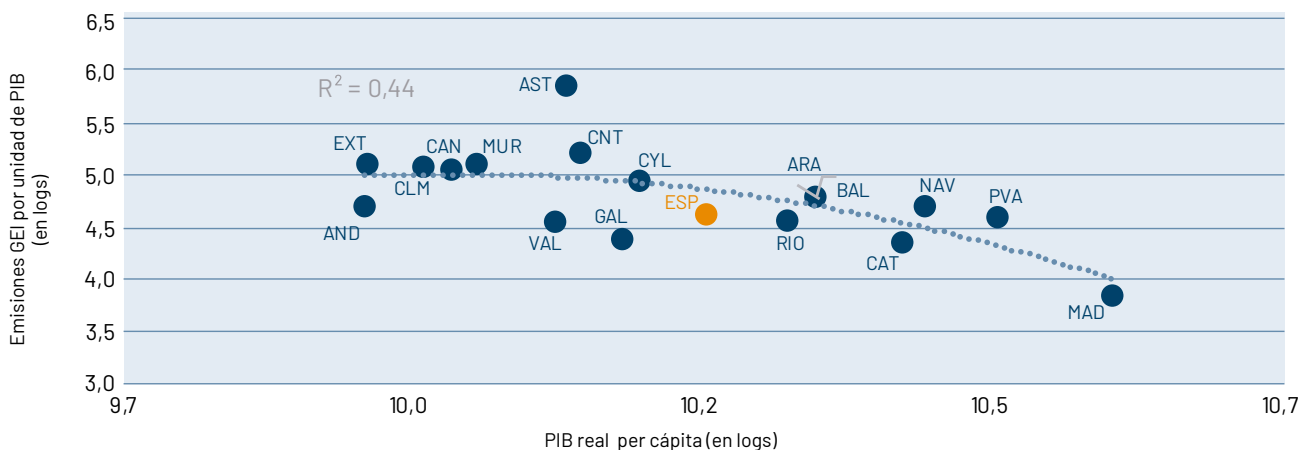
económico, acompañado de transformaciones estructurales profundas, contribuye a mejorar la eficiencia ambiental. No obstante, el análisis de las regiones españolas muestra que el descenso de la curva depende de la capacidad de cada territorio para acelerar la incorporación de tecnologías bajas en carbono, modernizar sus procesos productivos y reorientar su estructura económica. En este sentido, la convergencia hacia un modelo de crecimiento sostenible requiere políticas que impulsen la innovación y favorezcan la electrificación con un marco estable que facilite las inversiones necesarias para la descarbonización.

IV. DETERMINANTES ESTRUCTURALES DE LAS EMISIONES REGIONALES

1. Estructura productiva

La estructura productiva regional constituye un determinante fundamental de la intensidad de emisiones, por lo que evaluar adecuadamente su influencia —del mismo modo que se ha realizado para el conjunto del país— exige disponer de información sectorial homogénea a escala autonómica.

GRÁFICO 8
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI Y PIB PER CÁPITA, 2023
 Kg CO₂equivalente por euros de 2020, miles de euro de 2020 per cápita, en logaritmos



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO e INE.

RECUADRO 2

CÁLCULO DE EMISIONES “SINTÉTICAS” DE GEI POR SECTOR Y COMUNIDAD AUTÓNOMA

Las emisiones “sintéticas” constituyen una estimación anual de las emisiones sectoriales de GEI por comunidad autónoma en España. Determinan el nivel de emisiones de GEI que corresponde a cada comunidad en función exclusivamente de su estructura productiva. El cálculo parte del supuesto de que la intensidad de emisiones por sector económico se mantiene en todas las regiones igual a la del sector a nivel nacional. De este modo, las diferencias territoriales en las emisiones estimadas reflejan únicamente la especialización sectorial de cada comunidad, eliminando el efecto de variaciones en eficiencia energética, tecnológica o en procesos productivos.

1. Estructura económica regional

El primer elemento de la estimación es la composición sectorial de cada comunidad autónoma. Las comunidades españolas presentan perfiles productivos muy distintos: Asturias y el País Vasco destacan por su peso industrial; Baleares y Canarias, por su orientación hacia servicios turísticos y transporte; y Extremadura o Castilla-La Mancha muestran mayor presencia del sector primario. Estas diferencias se incorporan directamente al cálculo y determinan la distribución sectorial de las emisiones “sintéticas”.

2. Intensidad nacional de emisiones por sector

El segundo componente es la intensidad a nivel nacional de emisiones por sector CNAE, definida como:

Intensidad nacional del sector s = (Emisiones de GEI sector s en España) / (VAB sector s en España)

Este indicador mide el volumen de emisiones generadas, en promedio, por unidad de valor añadido generada en cada sector. En la metodología, esta intensidad sectorial se aplica a todas las comunidades, independientemente de su desempeño tecnológico o energético real.

3. Cálculo de emisiones “sintéticas”

Una vez fijadas la estructura sectorial de cada región y la intensidad nacional por sector, las emisiones “sintéticas” se obtienen multiplicando, para cada comunidad y cada sector, la intensidad nacional por el peso que dicho sector tiene en el VAB regional. La suma de las emisiones sectoriales calculadas proporciona el total de emisiones “sintéticas” de cada comunidad.

Emisiones “sintéticas” región r = \sum_s (Intensidad nacional _{s} × Peso del sector s en VAB región r)

Interpretación y utilidad analítica

El resultado muestra qué nivel de emisiones tendría cada región si todos sus sectores fuesen igual de intensivos en emisiones que el sector promedio nacional. Por tanto, las diferencias entre comunidades dependen exclusivamente de su estructura económica.

La comparación entre las emisiones “sintéticas” y las oficiales publicadas por el MITECO permite evaluar la eficiencia relativa de cada región:

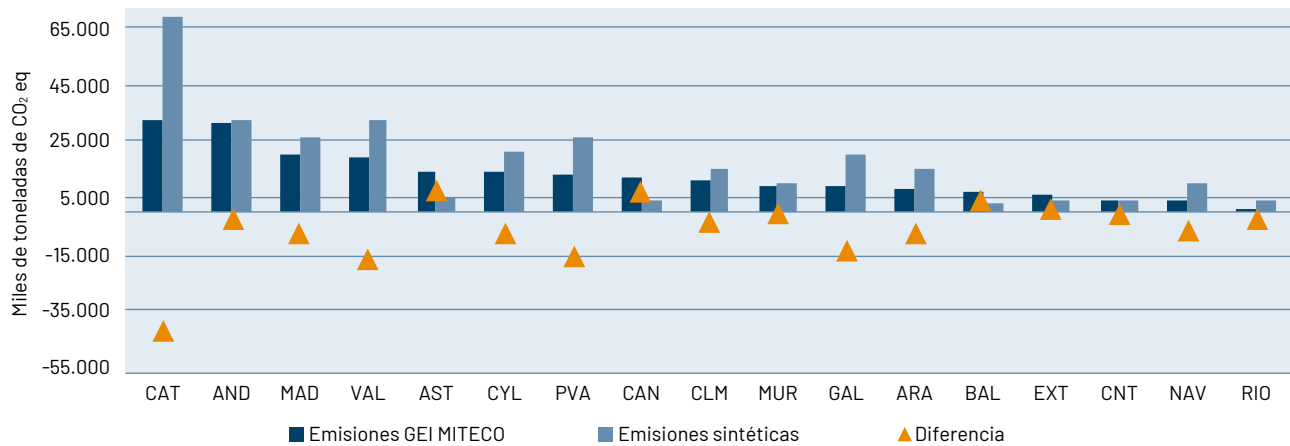
- Emisiones MITECO < emisiones “sintéticas”: la región opera con mayor eficiencia o con tecnologías menos emisoras de lo que cabría esperar dada su estructura productiva.
- Emisiones MITECO > emisiones “sintéticas”: sugiere una menor eficiencia relativa de la región o una mayor dependencia de tecnologías intensivas en carbono.

En conjunto, esta metodología constituye una herramienta robusta para distinguir qué parte de las diferencias regionales en emisiones viene explicada por la estructura económica y qué parte se debe al resto de factores, tecnológicos o de eficiencia, permitiendo comparaciones territoriales más precisas y equitativas.

GRÁFICO 9

COMUNIDADES AUTÓNOMAS. EMISIONES DE GEI PUBLICADAS POR EL MITECO, "SINTÉTICAS" Y DIFERENCIA ENTRE ELLAS, 2023

Toneladas de CO₂ equivalente (t CO₂eq)



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Nacional de España y Contabilidad Regional de España del INE.

No obstante, la ausencia de datos oficiales sobre emisiones de GEI desagregadas simultáneamente por rama de actividad (Clasificación Nacional de Actividades Económicas) y comunidad autónoma obliga a recurrir a una aproximación indirecta. Con este propósito, se han estimado emisiones "sintéticas" bajo el supuesto de que todas las regiones comparten la misma intensidad sectorial de emisiones que la media nacional, diferenciándose únicamente por su estructura económica (ver recuadro 2).

Las emisiones "sintéticas" superan a las reales en la mayoría de las comunidades. Las estimaciones derivadas de la metodología "sintética" arrojan niveles de emisiones en 2023 superiores a los publicados por el MITECO en casi todas las regiones (ver gráfico 9) (4). La mayor divergencia se observa en Cataluña, donde las emisiones estimadas exceden en torno a 36.500 miles de tCO₂eq a las publicadas oficialmente, lo que sugiere un desempeño ambiental relativamente más eficiente del esperado a partir de su estructura productiva. El País Vasco, Comunidad Valenciana y Galicia también presentan emisiones "sintéticas" superiores a las oficiales –con diferencias próximas a 15.000 miles de tCO₂eq–, aunque con brechas más moderadas.

En cambio, en Asturias, Canarias y Baleares se observa el patrón opuesto: las emisiones publicadas por el MITECO superan en aproximadamente 8.500 miles de tCO₂eq a las "sintéticas", lo que resulta consistente con la presencia de sectores productivos con intensidades de emisión superiores al promedio nacional. En el resto de comunidades, las diferencias entre ambas cifras son reducidas o prácticamente nulas –como en Murcia, Extremadura, La Rioja o Cantabria–, lo que refleja una estrecha alineación entre las intensidades sectoriales y las del promedio nacional.

2. Mix energético y tecnología

Aunque el enfoque de emisiones "sintéticas" constituye una herramienta muy útil para comparar las regiones españolas en términos de estructura productiva, presenta limitaciones para ayudar a explicar las divergencias respecto a las cifras oficiales publicadas. Por ejemplo, distinta base tecnológica entre regiones. Dos territorios pueden compartir un peso sectorial similar y, sin embargo, mostrar intensidades de emisión muy diferentes debido a la tecnología empleada en sus procesos productivos. Este es el caso del País Vasco y Asturias: en ambas regiones la industria representa alrededor del 20 por 100 del PIB, pero mientras

la industria vasca es más moderna, electrificada y eficiente, la asturiana está más orientada hacia actividades de industria pesada, más intensivas en emisiones. Esta heterogeneidad es indistinguible con la estimación “sintética”.

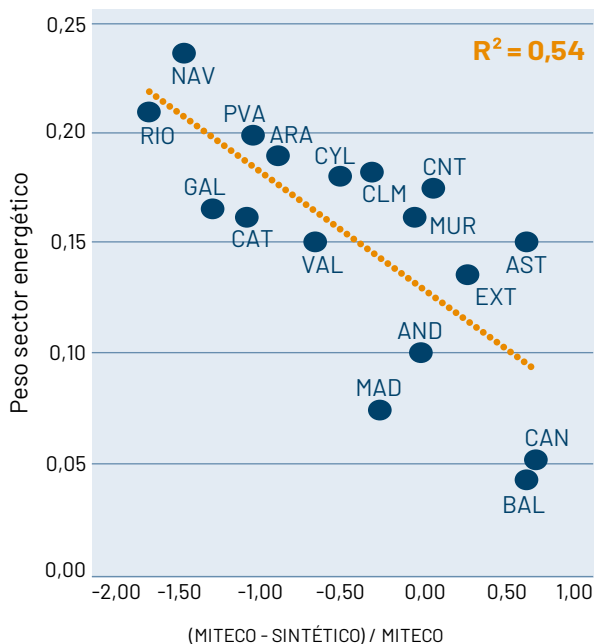
Otro factor relevante es la composición del mix energético regional. Las comunidades con mayor presencia de renovables o con generación eléctrica menos intensiva en carbono presentan en general niveles de emisiones reales inferiores a los estimados, mientras que aquellas con uso más intensivo de combustibles fósiles tienden a situarse por encima de las cifras “sintéticas”. El supuesto de intensidades sectoriales homogéneas resulta especialmente restrictivo en el ámbito energético, donde la intensidad de GEI depende, en gran medida, de la configuración tecnológica del mix energético, que varía de forma significativa entre territorios. Estas diferencias, combinadas

con el peso desigual del sector energético en el PIB regional, introducen variaciones que el enfoque sintético no captura.

Para analizar este fenómeno, se ha analizado la relación entre el sesgo de las emisiones “sintéticas” –definido como desviación relativa entre las cifras del MITECO y las estimadas– y determinadas características del sector energético, en particular el peso de su actividad en el PIB regional. En este contexto, valores negativos del sesgo indican sobreestimación del enfoque sintético, mientras que valores positivos reflejan una sobreestimación. El gráfico 10 muestra una relación claramente negativa entre el peso del sector energético y el sesgo: a mayor importancia relativa del sector en la actividad total, mayor tiende a ser la sobreestimación de las emisiones reales. Así, comunidades como Navarra, La Rioja o Galicia, con elevada presencia de actividades energéticas, se sitúan en la zona

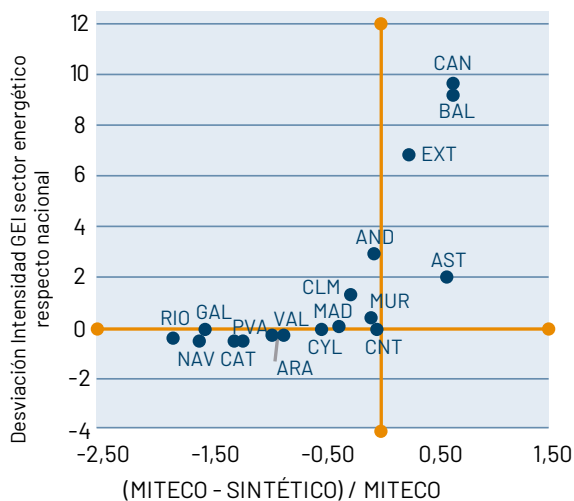
GRÁFICO 10
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. PESO DEL SECTOR ENERGÉTICO EN EL VAB REGIONAL, 2023

En porcentaje



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO e INE.

GRÁFICO 11
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. DESVIACIÓN RELATIVA ENTRE INTENSIDAD DE EMISIONES DEL SECTOR ENERGÉTICO REGIONAL Y NACIONAL, 2023*



Nota: *La desviación de la intensidad de GEI del sector energético en cada CC. AA. se ha calculado en términos relativos: (intensidad CC. AA./ intensidad nacional) -1. Por su parte, la intensidad de GEI del sector energético de cada CC. AA. se ha calculado dividiendo las emisiones del sector energético –extraídas de los inventarios regionales– entre el VAB del sector según cifras de las cuentas regionales.

Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO e INE.

de mayor sobreestimación, mientras que Canarias o Baleares —donde el sector energético tiene un peso reducido— presentan infraestimación.

El gráfico 11 refuerza el análisis previo al mostrar cómo la desviación relativa entre la intensidad de emisiones del sector energético regional y nacional se correlaciona con el sesgo en el cálculo de las emisiones “sintéticas” totales de la región. En regiones donde el sector presenta una intensidad superior a la media nacional —como Baleares, Canarias, Asturias y Extremadura—, las cifras del MITECO superan de forma sistemática a las sintéticas. Por el contrario, en comunidades con intensidades claramente inferiores a la media —como Cataluña o Navarra— las estimaciones “sintéticas” sobrestiman las emisiones reales. En territorios situados cerca del promedio nacional —como Cantabria, Madrid o Castilla y León— las discrepancias son inferiores, lo que confirma que el sesgo del enfoque sintético guarda una relación estrecha con la heterogeneidad territorial en la intensidad de emisiones del sector energético.

Un tercer elemento que contribuye al sesgo de las emisiones “sintéticas” es la composición interna de los propios sectores económicos. Categorías amplias como la industria manufacturera o el transporte agrupan actividades con intensidades de emisión muy distintas. Cuando una región concentra su producción en subsectores relativamente menos emisores —como ocurre en Cataluña, donde predominan manufacturas de tecnología media frente a la industria pesada— las emisiones reales tienden a situarse por debajo de las sintéticas. Por el contrario, cuando el peso recae en actividades intensivas en carbono, como la industria pesada en Asturias, la intensidad real de emisiones se sitúa por encima de la estimada. La metodología sintética, al aplicar una única intensidad de emisiones a cada gran sector CNAE, no tiene en consideración esta diversidad intrínseca.

También influyen en el sesgo la escala y concentración de la actividad productiva. La presencia de instalaciones de gran tamaño y tecnológicamente avanzadas —como refinerías o plantas siderúrgicas en Cataluña, el País Vasco o Asturias— puede reducir sustancialmente la intensidad de emisiones,

mientras que estructuras productivas más fragmentadas o con instalaciones menos eficientes —frecuentes en partes de la industria manufacturera de Galicia o Andalucía— pueden elevarla.

3. Políticas y estrategias climáticas

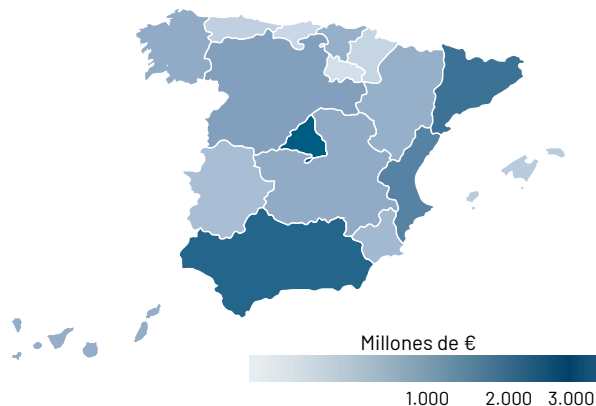
A todo lo anterior se suman las políticas y estrategias autonómicas de descarbonización. Todas las comunidades españolas comparten una orientación estratégica hacia la descarbonización, pero avanzan con ritmos, herramientas y prioridades distintas.

La descarbonización en España se desarrolla dentro de un marco en el que convergen el impulso europeo —a través del Pacto Verde, el paquete *Fit for 55* y los objetivos climáticos vinculantes para 2030 y 2050— y el marco estatal definido por el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC 2023-2030) y la Ley de Cambio Climático y Transición Energética. Sobre esta base común, las comunidades autónomas desarrollan sus propias estrategias y planes, modulando el ritmo y la profundidad de la transición según sus recursos, prioridades y capacidades institucionales. En términos generales, todas comparten un compromiso explícito con la reducción de emisiones, la expansión de renovables y la electrificación del consumo final; sin embargo, difieren en los instrumentos utilizados, la intensidad de sus políticas y el grado de armonización con su estructura productiva. Estas divergencias derivan en avances desiguales que inciden tanto en la cohesión territorial como en la competitividad futura de cada región y del país en su conjunto.

Las diferencias entre regiones son sustanciales y derivan en gran medida de condiciones estructurales: recursos naturales, densidad de población, modelo productivo y capacidad fiscal. Las comunidades con abundancia de espacio, viento y sol —como Andalucía, Castilla-La Mancha, Extremadura o Aragón— han priorizado la instalación de renovables, atrayendo inversiones en proyectos fotovoltaicos y eólicos. En contraste, regiones con mayor densidad de población y menor potencial renovable, como Madrid, el País Vasco o Cataluña, han centrado sus políticas en la

GRÁFICO 12
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. GASTO EN FINANCIACIÓN CLIMÁTICA NGEU. ACUMULADO 2020-2025*

Millones de euros

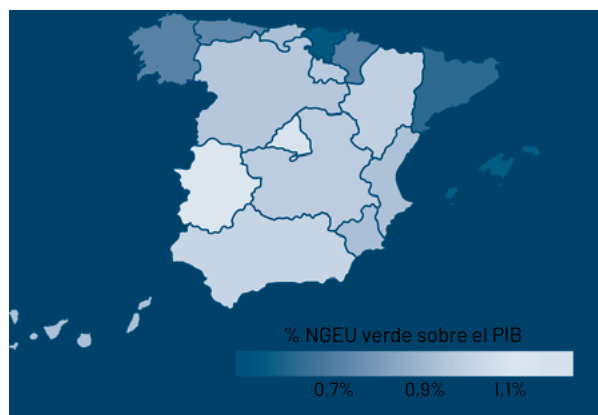


Nota: Estimación propia basada en *Taxonomía de la UE para actividades sostenibles y conocimiento interno*. *Hasta octubre de 2025.

Fuentes: BBVA Research a partir de la Plataforma de Contratación del Sector Público y la Base de Datos Nacional de Subvenciones.

GRÁFICO 13
COMUNIDADES AUTÓNOMAS. GASTO EN FINANCIACIÓN CLIMÁTICA NGEU. ACUMULADO 2020-2025*

Porcentaje del PIB regional 2023



Nota: Estimación propia basada en *Taxonomía de la UE para actividades sostenibles y conocimiento interno*. *Hasta octubre de 2025.

Fuentes: BBVA Research a partir de la Plataforma de Contratación del Sector Público y la Base de Datos Nacional de Subvenciones.

descarbonización industrial, la innovación tecnológica y la eficiencia energética, así como en el impulso de la movilidad sostenible.

Las comunidades autónomas también muestran divergencias en materia de aceptación social y modelos de gobernanza vinculados a la transición energética. Regiones como Navarra o Galicia han consolidado esquemas de colaboración público-privada y mecanismos de participación ciudadana que han favorecido la integración y el desarrollo de proyectos renovables. En contraste, en otras autonomías persisten barreras territoriales, sociales y administrativas que han ralentizado la tramitación y puesta en marcha de nuevas instalaciones.

Asimismo, la distribución en los últimos cinco años del gasto en financiación climática procedente de los fondos NGEU ha sido heterogénea. Madrid, Andalucía, Cataluña y la Comunidad Valenciana concentran el 65 por 100 de los recursos concedidos y adjudicados durante el período 2020-2025 (ver gráfico 12), si bien al normalizar por el PIB regional, el reparto es más equilibrado: Madrid mantiene una posición destacada, Extremadura incrementa su peso y Cataluña,

el País Vasco y Galicia retroceden en términos relativos (ver gráfico 13).

Las diferencias también se reflejan en la orientación sectorial de las políticas. Mientras Asturias o Castilla y León han concentrado sus esfuerzos en la reconversión de comarcas mineras y el desarrollo de proyectos industriales vinculados al almacenamiento o al hidrógeno, la Comunidad Valenciana y Cataluña han priorizado la descarbonización de cadenas de valor industriales, como la automoción o la química. Baleares y Canarias, por su parte, se han enfocado en modelos energéticos insulares, donde la seguridad de suministro, la gestión de la demanda y el autoconsumo cobran especial relevancia.

Estas asimetrías tienen implicaciones relevantes para el proceso de transición energética. En primer lugar, una transición fragmentada aumenta la complejidad regulatoria, introduce incertidumbre para los agentes privados y dificulta la proyección de España como un hub energético europeo. Asimismo, los distintos ritmos de electrificación y descarbonización industrial pueden dar lugar a presiones fiscales diferenciadas y a brechas en la competitividad regional. No obstante, esta

diversidad también abre importantes oportunidades. La especialización territorial permite aprovechar de manera más eficiente los recursos disponibles y generar ventajas competitivas complementarias entre regiones. Siempre que se articule mediante mecanismos sólidos de coordinación interterritorial y una planificación estatal coherente, esta heterogeneidad puede convertirse en un factor acelerador de la transición energética en el conjunto del país.

En conjunto, el análisis sugiere que la transición climática en España se configura como un proceso condicionado tanto por factores estructurales como por el diseño y la aplicación de las políticas públicas, con un papel también relevante para las estrategias autonómicas. Junto al papel más determinante de las diferencias en recursos naturales o especialización productiva, los distintos ritmos de descarbonización reflejan cómo la combinación de objetivos, instrumentos y capacidades administrativas a escala regional modula los resultados obtenidos. En este contexto, el avance hacia los objetivos climáticos comunes dependerá de la adecuada articulación entre los marcos europeo, estatal y autonómico, así como de la capacidad de las políticas para adaptarse a la diversidad territorial, favoreciendo una reducción sostenida de las emisiones compatible con el desarrollo económico y la cohesión territorial.

V. TRAYECTORIAS DE EMISIONES EN CATALUÑA, EL PAÍS VASCO Y ASTURIAS

Las discrepancias entre las emisiones “sintéticas” estimadas a partir de la estructura productiva regional y las cifras publicadas por el MITECO hacen pertinente un examen más detallado de comunidades como Cataluña, el País Vasco y Asturias. Estas tres regiones presentan perfiles industriales, energéticos y tecnológicos diferenciados, lo que las convierte en casos de estudio idóneos para entender hasta qué punto los promedios sectoriales nacionales pueden distorsionar la lectura de sus verdaderas trayectorias de emisiones.

Profundizar en su análisis permite identificar los factores estructurales y coyunturales que explican sus comportamientos particulares: desde el peso

relativo de actividades intensivas en energía, hasta la penetración de tecnologías bajas en carbono, la disponibilidad de infraestructuras energéticas o la existencia de estrategias regionales de descarbonización más ambiciosas.

Además, Cataluña y el País Vasco cuentan con *inventarios regionales de emisiones* con elevado nivel de detalle sectorial, lo que permite contrastar con mayor precisión los resultados sintéticos y proporciona una visión más completa de las dinámicas que explican la evolución de sus emisiones. Este ejercicio comparado no solo mejora la interpretación de los datos, sino que ofrece resultados que pueden ser valiosos para el diseño de políticas climáticas capaces de responder a las necesidades y capacidades específicas de cada territorio.

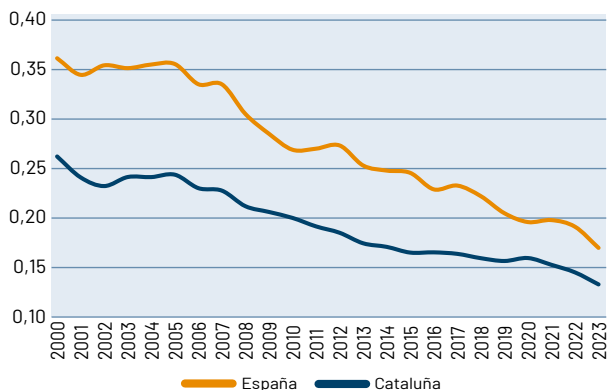
1. Cataluña: descenso en la intensidad de emisiones y transformación sectorial

Cataluña presenta una de las estructuras productivas más diversificadas de España, con un peso destacado de la industria manufacturera, los servicios avanzados y la logística. Esta diversidad configura un perfil de emisiones complejo, donde conviven sectores intensivos en energía —como la química, la refinera o determinados segmentos metalúrgicos— con actividades altamente eficientes y tecnológicamente avanzadas. Esta heterogeneidad explica, en parte, que las estimaciones “sintéticas” puedan sobrestimar las emisiones de la región, al no capturar plenamente la modernización industrial, la electrificación de procesos ni la creciente penetración de energías renovables y cogeneración, especialmente visibles en Barcelona y en el eje Tarragona-Barcelona.

Cataluña acumula más de dos décadas de descenso sostenido en la intensidad de emisiones de GEI, una tendencia asociada a avances continuados en eficiencia energética. Históricamente, Cataluña ha mantenido intensidades inferiores a la media nacional, aunque esta ventaja relativa se ha ido estrechando en los últimos años (ver gráfico 14). Entre 2000 y 2023, las emisiones en Cataluña se redujeron un 30 por 100, frente a la caída del 34 por 100 en el conjunto del país, mientras que el PIB creció aproximadamente un 40 por 100 en ambos (ver

GRÁFICO 14
CATALUÑA-ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI, 2000-2023

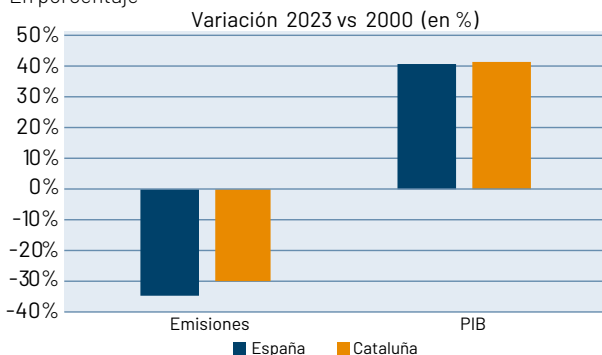
Kg CO₂ equivalente por euro de 2020 (kg CO₂eq/€)



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

GRÁFICO 15
CATALUÑA-ESPAÑA. VARIACIÓN RELATIVA DE EMISIONES DE GEI Y DE PIB REAL, 2000-2023

En porcentaje



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

gráfico 15), elevándose el peso relativo de las emisiones de Cataluña en el total nacional algo más de un punto, hasta el entorno del 15 por 100. La disponibilidad de un inventario regional detallado permite un análisis más granular de la dinámica sectorial, que complementa y contextualiza las cifras del MITECO. A partir de dicho inventario —organizado en cuatro grandes grupos: agricultura y ganadería, industria, energía (incluidos residuos) y servicios (incluido transporte)— se han estimado intensida-

des sectoriales representativas de la composición real de las emisiones en Cataluña. Este enfoque confirma una reducción gradual y consistente de la intensidad de emisiones, superior a la que sugeriría su mera estructura sectorial, y muestra comportamientos muy diferenciados entre ramas.

En la última década, los avances han sido especialmente notables en la industria y en el sector energético. La industria, actividad históricamente intensiva en emisiones, ha reducido su intensidad desde valores cercanos a 3 kg CO₂eq/€ en el 2000 hasta 1,3 kg CO₂eq/€ en 2023, reflejó de inversiones sostenidas en eficiencia, electrificación y procesos limpios. En contraste, la agricultura y la ganadería muestran una reducción más gradual: tras un ajuste inicial, su intensidad se ha mantenido estable desde 2010, en torno a 1,6-1,7 kg CO₂eq/€. Los servicios —incluido el transporte— presentan los valores de intensidad más bajos y una trayectoria estable ligeramente descendente, situándose alrededor de 0,1 kg CO₂eq/€.

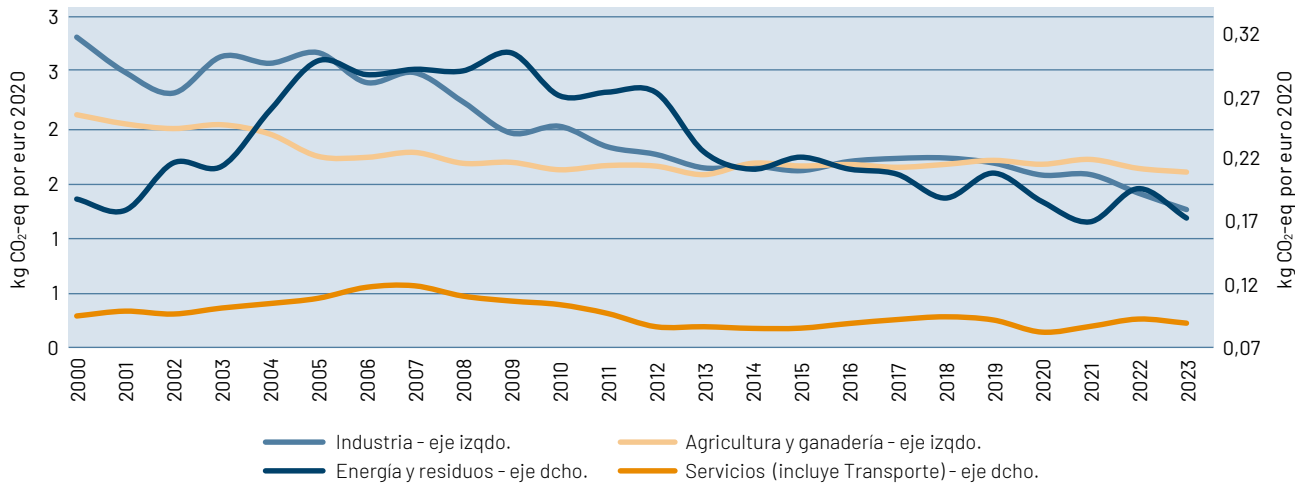
El agregado de energía y residuos exhibe una evolución singular, estrechamente ligada al mix energético de Cataluña. A comienzos de los 2000, la generación eléctrica se apoyaba mayoritariamente en la energía nuclear, a la que se fueron sumando el ciclo combinado y la cogeneración hasta 2009. Desde entonces, la expansión de la energía eólica y fotovoltaica ha impulsado la reducción progresiva de emisiones del sector.

En conjunto, Cataluña ofrece un ejemplo de descarbonización sostenida, impulsada por la diversificación productiva, la modernización industrial y políticas regionales orientadas a la eficiencia. No obstante, el estrechamiento de su ventaja relativa frente al promedio nacional subraya la necesidad de reforzar la electrificación, acelerar la adopción de tecnologías limpias y acompañar a los sectores más intensivos en su proceso de transformación.

2. País Vasco: eficiencia energética e industria avanzada

El País Vasco cuenta con un tejido industrial muy consolidado dentro del conjunto nacional, concentrado en metalurgia, bienes de equipo y automoción. A pesar de la elevada intensidad energética

GRÁFICO 16
CATALUÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI POR SECTOR, 2000-2023



Fuentes: BBVA Research a partir del *Inventario Regional de Emisiones de Cataluña* y *Contabilidad Regional de España* del INE.

asociada a parte de su estructura productiva, el País Vasco ha impulsado tecnologías eficientes, procesos de electrificación y estrategias de gestión energética avanzada, lo que explica que sus emisiones reales tiendan a situarse por debajo de las “sintéticas”. Estos factores se han visto reforzados por la apuesta institucional por la innovación, la transición energética y la colaboración público-privada, que ha contribuido a consolidar un tejido industrial menos intensivo en emisiones.

Entre 2000 y 2023, la evolución de la intensidad de emisiones en el País Vasco ha seguido un patrón similar al del conjunto de España, con descensos paralelos. El País Vasco partía de niveles ligeramente inferiores a los nacionales —0,33 kg CO₂eq/€ frente a 0,36 kg CO₂eq/€ en el año 2000— y ambos han convergido hacia un valor cercano a 0,17 kg CO₂eq/€ en 2023 (ver gráfico 17). Esta convergencia responde, principalmente, a un crecimiento del PIB del País Vasco más moderado que el de la media nacional y, en menor medida, a una reducción de las emisiones regionales ligeramente más contenida (ver gráfico 18).

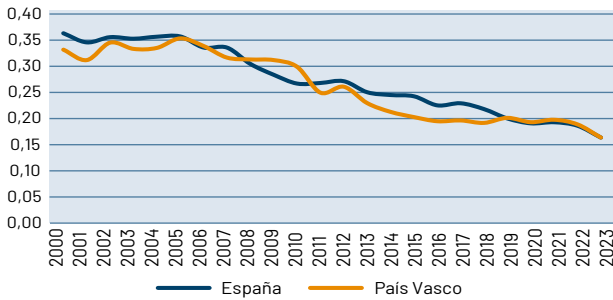
El análisis sectorial revela diferencias significativas que ayudan a explicar las divergencias entre

las emisiones reales y “sintéticas”. Como muestra el gráfico 19, el País Vasco presenta en energía y residuos una intensidad de emisiones muy inferior a la media nacional (0,3 frente a 1,8 kg CO₂eq/€ en 2023), reflejo de una estructura productiva menos emisora. También en el sector primario la intensidad es algo menor (1,4 frente a 1,6 kg CO₂eq/€). En cambio, la industria vasca registra una intensidad claramente superior a la del conjunto de España (1,3 frente a 0,4 kg CO₂eq/€), mientras que en los servicios —incluido el transporte— los niveles son similares en ambos territorios (0,1 kg CO₂eq/€).

La dinámica del sector energético ilustra con claridad el proceso de descarbonización regional. Desde el máximo alcanzado a principios de los 2000, la intensidad de emisiones del País Vasco se ha reducido a la mitad, impulsada por la creciente presencia de energías limpias en un mix aún dominado por el ciclo combinado y la cogeneración, pero con peso cada vez mayor de la generación hidráulica y eólica. También en la industria se aprecia un descenso sostenido de la intensidad desde 2011, que la sitúa por debajo de la del sector agrario, cuya evolución ha permanecido relativamente estable. Por su parte, los servicios presentan intensidades muy reducidas (ver gráfico 20).

GRÁFICO 17
PAÍS VASCO-ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI, 2000-2023

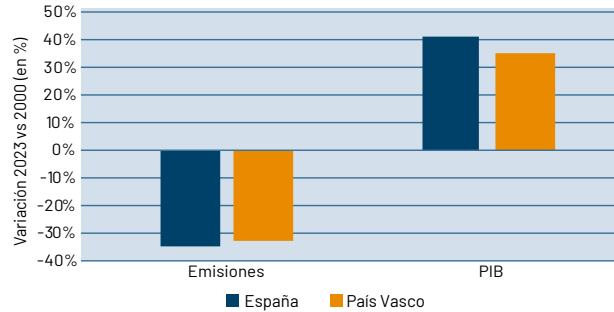
Kg CO₂ equivalente por euro de 2020 (kg CO₂eq/€)



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

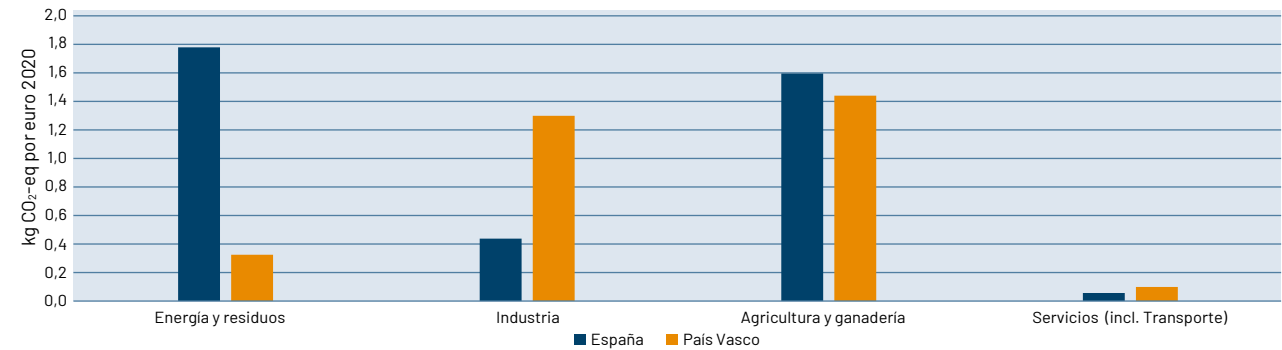
GRÁFICO 18
PAÍS VASCO-ESPAÑA. VARIACIÓN RELATIVA DE EMISIONES DE GEI Y DE PIB REAL, 2000-2023

En porcentaje



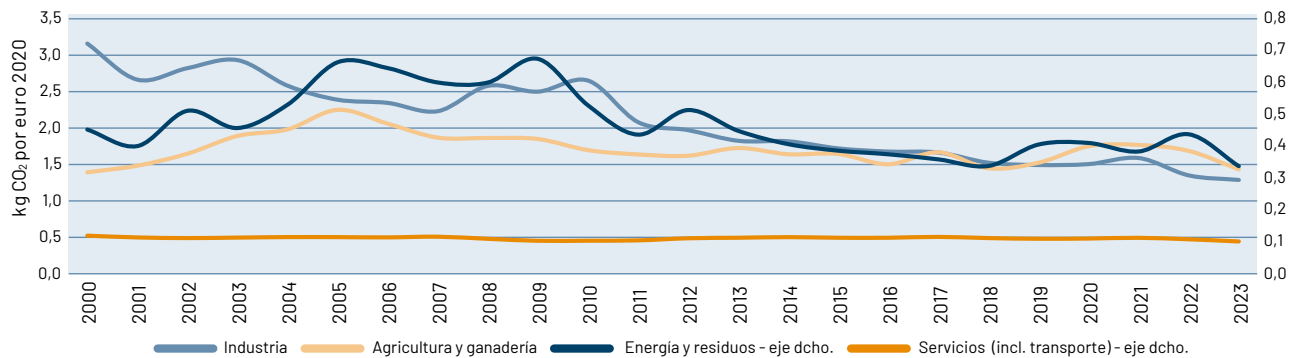
Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

GRÁFICO 19
PAÍS VASCO-ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES DE GEI POR SECTOR, 2023



Fuentes: BBVA Research a partir del Inventario Regional de Emisiones de Cataluña y Contabilidad Regional de España del INE.

GRÁFICO 20
PAÍS VASCO-ESPAÑA. INTENSIDAD DE EMISIONES GEI POR SECTOR, 2000-2023



Fuentes: BBVA Research a partir del Inventario Regional de Emisiones de Cataluña y Contabilidad Regional de España del INE.

En síntesis, el País Vasco avanza hacia la descarbonización de manera sostenida gracias a la tecnología, la eficiencia energética y un tejido industrial innovador. La notable reducción de emisiones en el sector energético y el impulso a la transición climática evidencian cómo una estructura productiva altamente especializada puede progresar hacia un modelo más limpio y competitivo.

3. Asturias: transición desde una estructura intensiva en carbono

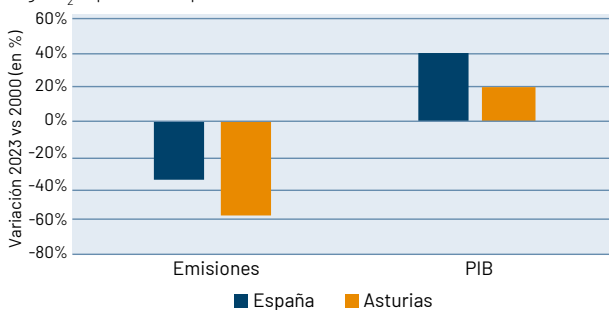
Asturias presenta una estructura sectorial altamente concentrada en siderurgia, producción de acero y generación eléctrica tradicional, actividades que históricamente han implicado elevados niveles de consumo energético y de emisiones. Este perfil explica que las estimaciones “sintéticas” tiendan a subestimar las emisiones reales de la región, al no captar plenamente la intensidad energética de la industria pesada ni el peso de determinadas instalaciones de gran escala. Aunque Asturias está avanzando en el proceso de descarbonización —impulsada por el cierre progresivo de centrales térmicas, la modernización industrial y la introducción gradual de tecnologías limpias—, su base productiva sigue siendo marcadamente intensiva en combustibles fósiles, lo que amplifica la distancia respecto a los promedios nacionales.

A pesar de estas limitaciones, Asturias ha logrado avances significativos en la reducción de emisiones, acelerando su convergencia hacia la media nacional. En el año 2000, su intensidad de emisiones alcanzaba 1,6 kg CO₂eq/€, muy por encima del promedio nacional (0,4 kg CO₂eq/€), pero en 2023 ambas se situaron en 0,6 y 0,2 kg CO₂eq/€, respectivamente. Este estrechamiento responde al notable descenso de emisiones en Asturias (-56 por 100), claramente superior al del conjunto del país (-35 por 100). Por el contrario, el menor crecimiento del PIB regional —en torno al 20 por 100 frente al 40 por 100 de España— no ha permitido una convergencia aún mayor (ver gráfico 21).

El análisis sectorial confirma que Asturias mantiene intensidades de emisión muy superiores a la media nacional (ver gráfico 22). En energía y residuos, la intensidad regional (5,4 kg CO₂eq/€ en 2023) más que triplica la nacional (1,8 kg CO₂eq/€), reflejo de un sector energético aún dependiente de combustibles fósiles y de procesos muy intensivos en carbono. En la industria, Asturias presenta igualmente niveles muy elevados (1,6 frente a 0,4 kg CO₂eq/€), condicionados por la relevancia de la siderurgia y otras manufacturas pesadas. El sector agrario reproduce este patrón, con intensidades cercanas a 3,5 kg CO₂eq/€, muy superiores a la media española (1,6 kg CO₂eq/€). Estos resultados ponen de manifiesto la necesidad de políticas específicas orientadas a

GRÁFICO 21
ASTURIAS- ESPAÑA. VARIACIÓN RELATIVA DE EMISIONES DE GEI Y DEL PIB REAL, 2000-2023

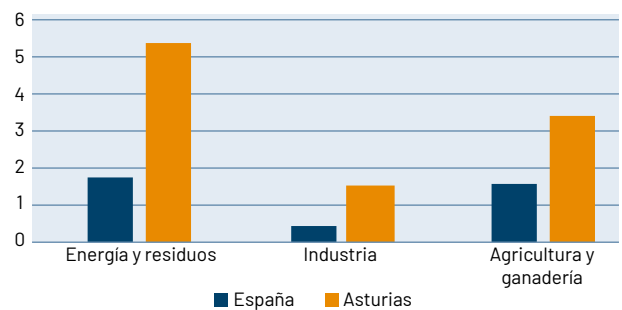
Kg CO₂ equivalente por euros de 2020



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

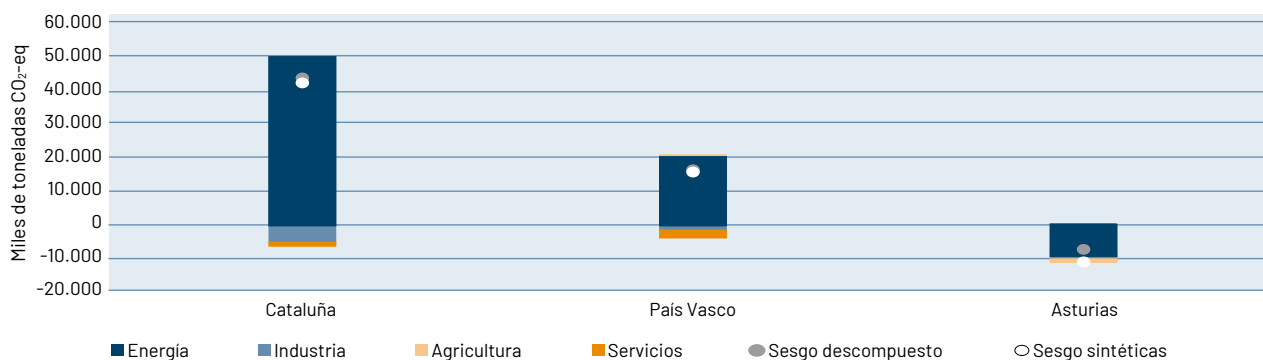
GRÁFICO 22
ASTURIAS-ESPAÑA. INTENSIDAD GEI POR SECTOR, 2023

Kg CO₂ equivalente por euros de 2020



Fuentes: BBVA Research con datos del MITECO, Contabilidad Regional de España y Cuentas Medioambientales del INE.

GRÁFICO 23
CATALUÑA-PAÍS VASCO-ASTURIAS. DESCOMPOSICIÓN DE LAS EMISIONES "SINTÉTICAS" *



Nota: * El sesgo descompuesto del País Vasco se sitúa muy cerca del sesgo sintético, por lo que no se puede apreciar en el gráfico.

Fuentes: BBVA Research a partir del *Inventario Regional de Cataluña*, *Inventario Regional del País Vasco*, INE y MITECO

una transformación industrial profunda, acompañadas de inversiones en innovación, electrificación y energías renovables.

En conjunto, Asturias avanza en su proceso de descarbonización, aunque parte de una posición estructural especialmente desafiante. La magnitud de la reducción lograda en las emisiones refleja el compromiso creciente con la transición energética, pero su base productiva sigue requiriendo transformaciones profundas para consolidar un modelo económico más eficiente y menos intensivo en carbono, alineado con los objetivos climáticos nacionales y europeos.

4. Factores explicativos y enseñanzas comunes

Finalmente, para cerrar el análisis regional, se ha descompuesto el sesgo entre emisiones "sintéticas" y cifras oficiales —representado en el gráfico 23— con el fin de identificar la contribución de cada sector. Los resultados confirman que la heterogeneidad del sector energético es el principal determinante de las divergencias, seguido por la industria. En Cataluña, las emisiones "sintéticas" sobrestiman de forma significativa las del sector energético, mientras que infraestiman las correspondientes a la industria y al sector agrario al aplicar intensidades nacionales que no reflejan adecuadamente su especialización productiva.

El País Vasco reproduce, asimismo, este patrón: las emisiones del sector energético están sobrestimadas, en tanto que las de la industria y los servicios quedan por debajo de las cifras oficiales. En Asturias, en cambio, todos los sectores presentan intensidades superiores a la media nacional, lo que conlleva una infraestimación del total de emisiones sintéticas de la región. En su caso, la mayor parte del sesgo proviene de la excepcionalmente elevada intensidad del sector energético, que amplifica la distancia respecto a los valores nacionales y refuerza la necesidad de seguir avanzando en la transformación de su modelo productivo.

Estas diferencias sectoriales confirman que la estructura productiva y el mix energético explican buena parte de la variabilidad observada en las trayectorias de emisiones de Cataluña, el País Vasco y Asturias, así como en los sesgos derivados del uso de intensidades nacionales. Cataluña avanza en la descarbonización apoyada en la diversificación de su economía y en mejoras notables en industria y energía; el País Vasco combina un tejido industrial avanzado con una gestión energética que modera el volumen de emisiones; y Asturias, pese a partir de una base altamente intensiva en carbono, ha logrado reducir sus emisiones gracias al cierre de centrales térmicas y a cierta modernización del sector industrial. En conjunto,

las tres regiones ilustran cómo la transición hacia la descarbonización climática en España es heterogénea y depende de factores estructurales que deben ser considerados en el diseño de políticas de descarbonización territorial.

VI. CONCLUSIONES

El análisis realizado confirma que España ha logrado avances sustanciales en el desacoplamiento entre crecimiento económico y emisiones de gases de efecto invernadero, impulsados por la expansión de las energías renovables, las mejoras en eficiencia energética y la progresiva modernización del tejido productivo. No obstante, estos progresos presentan una marcada heterogeneidad sectorial y territorial, lo que condiciona tanto el ritmo como la efectividad del proceso de descarbonización.

Desde una perspectiva sectorial, los resultados muestran que una proporción muy elevada de las emisiones se concentra en un número reducido de actividades —fundamentalmente energía, industria, transporte y agricultura— que, pese a aportar una fracción limitada del valor añadido, generan la mayor parte de la presión climática. Esta concentración sugiere que el margen de actuación de las políticas públicas es elevado si se orientan de manera prioritaria hacia los sectores más intensivos en emisiones, combinando instrumentos regulatorios, señales de precio e incentivos a la inversión en tecnologías limpias. Al mismo tiempo, el creciente peso de sectores de baja intensidad de emisiones en la economía española refuerza la viabilidad de avanzar en la descarbonización sin comprometer el crecimiento económico.

El análisis territorial pone de manifiesto la persistencia de diferencias estructurales entre comunidades autónomas. La comparación entre las emisiones publicadas por el MITECO y las “sintéticas” sugiere que estas divergencias no responden únicamente al nivel de actividad económica, sino también a factores como la especialización productiva, el *mix* energético, el grado de electrificación y la adopción de tecnologías más eficientes. Las regiones con mayor presencia de actividades industriales o energéticas intensivas en carbono parten de

intensidades de emisión más elevadas y avanzan de forma más gradual, mientras que aquellas con una estructura productiva más diversificada y modernizada muestran un desempeño relativo más favorable.

En consecuencia, el progreso hacia los objetivos de descarbonización requiere complementar los marcos nacionales y europeos con estrategias territoriales que tengan en cuenta las particularidades productivas y energéticas de cada comunidad autónoma. La evidencia sugiere que una adaptación adecuada de los instrumentos europeos y nacionales —especialmente en los ámbitos energético e industrial— puede acelerar la convergencia en intensidades de emisión y reducir los costes de ajuste asociados a la transición.

En este contexto, resulta fundamental reforzar la coordinación entre los distintos niveles de la Administración pública. Una mayor coherencia entre las políticas energéticas, industriales y fiscales a escala estatal y autonómica permitiría maximizar el impacto de las inversiones en descarbonización, evitar la fragmentación regulatoria y mitigar la aparición de desequilibrios territoriales persistentes. Instrumentos como el impulso al despliegue de energías renovables, la electrificación de los procesos productivos, el desarrollo del hidrógeno renovable o los mecanismos de apoyo a las regiones más expuestas a los costes de la transición resultan esenciales para compatibilizar los objetivos climáticos con la cohesión económica y social.

En conjunto, los resultados del informe confirman que la descarbonización en España está estrechamente condicionada por la estructura sectorial y territorial de la economía. Avanzar hacia una senda de emisiones compatible con los compromisos climáticos nacionales y europeos exige políticas públicas focalizadas y bien coordinadas, pero también suficientemente flexibles como para incorporar la diversidad regional en el diseño de los instrumentos y aprovechar las oportunidades que ofrece la transición energética para impulsar un crecimiento sostenible y equilibrado.

NOTAS

- (*) Las opiniones y análisis contenidos en este artículo son responsabilidad exclusiva de los autores y no reflejan necesariamente la posición de BBVA Research.
- (1) La relación no lineal entre renta y emisiones ha sido ampliamente analizada en la literatura bajo la hipótesis de la curva de Kuznets ambiental (Stern, 2004).
- (2) Estimados a partir del *Inventario Español de Emisiones*. Datos de emisiones de GEI por comunidades autónomas. Serie 1990-2023. Edición 2025.
- (3) <https://www.ree.es/es/series-estadisticas-por-comunidades-autonomas>
- (4) La suma de las brechas de todas las comunidades autónomas no tiene por qué ser cero, pues al sumarlas no se tiene en cuenta el peso del VAB de cada comunidad en el VAB nacional.

BIBLIOGRAFÍA

- European Commission. (2025).** EU Taxonomy for Sustainable Activities. https://finance.ec.europa.eu/sustainable-finance/tools-and-standards/eu-taxonomy-sustainable-activities_en#legislation
- Feenstra, R. C., Inklaar, R. y Timmer, M. P. (2025).** Penn World Table, versión 11.0. Groningen Growth and Development Centre, University of Groningen. <https://www.rug.nl/ggd/productivity/pwt/?lang=en>
- Generalitat de Catalunya. Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural. (2025).** Inventari d'emissions de gasos d'efecte hivernacle de Catalunya. https://canvi-climatic.gencat.cat/ca/canvi/inventaris/emissions_de_geh_a_catalunya/
- Gobierno Vasco–Eusko Jaurlaritz. (2025).** Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero del País Vasco. https://www.euskadi.eus/web01-a2ingair/es/contenidos/informacion/estadistika_ing_090205/es_def/index.shtml
- Instituto Nacional de Estadística–INE. (2025a).** Contabilidad Nacional de España. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736177057&menu=resultados&idp=1254735576581
- Instituto Nacional de Estadística–INE. (2025b).** Contabilidad Regional de España. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736167628&menu=resultados&idp=1254735576581#_tabs-1254736158133
- Instituto Nacional de Estadística–INE. (2025c).** Cuentas Medioambientales de España. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=50184&L=0>
- Instituto Nacional de Estadística–INE. (2025d).** Series de población. <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=59238&L=0>
- Ministerio de Hacienda. (2025).** Base de Datos nacional de subvenciones. <https://www.infosubvenciones.es/bdns-trans/GE/es/inicio>
- Ministerio de Hacienda. (2025).** Plataforma de contratación del Sector Público. https://contrataciondelestado.es/wps/portal/plataforma/inicio!/ut/p/z1/04_Sj9CPykssy0x-PLMnMz0vMAfIjo8zinYItLBydDBONDIXDLQwczQIDnS1d-DlwMLI31wwkpiAJKG-AAjgZA_VFgJabGziZhXmEBZsGe-7gYGnh5uLj6hhqYG7kZmUAV4zCjIjTDIdFRUBAD_nKPx/dz/d5/L2dBISEvZ0FBIS9nQSEh/
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico–MITECO. (2025a).** Visor de Inventarios regionales de emisiones de gases de efecto invernadero. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/otra-informacion/inv-gei-ccaa.html>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico–MITECO. (2025b).** Total de emisiones por comunidades autónomas. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/otra-informacion.html>
- Potsdam Institute for Climate Impact Research–PIK. (2025).** Potsdam Institute for Climate Impact Research–PIK. (2025). Historical Emissions Dataset. <https://www.climatewatchdata.org/data-explorer/historical-emissions?historical-emissions-data-sources=pi-k&historical-emissions-gases=&historical-emissions-regions=&historical-emissions-sectors=&page=1>
- Red Eléctrica de España–REE. (2025).** Balances eléctricos de España. <https://www.ree.es/es/datos/balances/balances-electricos>
- Stern, D. I. (2004).** The Rise and Fall of the Environmental Kuznets Curve. *World Development*, 32(8), 1419–1439. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.03.004>

EVALUACIÓN DEL PERTE DE DESCARBONIZACIÓN INDUSTRIAL

Pedro Linares*

U. Pontificia Comillas, ICAI-IIT

Resumen

Este trabajo evalúa los primeros resultados disponibles del Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica (PERTE) de descarbonización industrial, uno de los instrumentos más poderosos de apoyo a la descarbonización industrial en España desplegados hasta la fecha. El PERTE ha concedido 530 millones de euros en ayudas, fundamentalmente subvenciones directas, a los principales sectores industriales de nuestro país, que deben ejecutarse antes de marzo de 2026. Desgraciadamente, no existe información disponible acerca de las tecnologías financiadas o la reducción de emisiones esperable, lo que imposibilita una valoración de su efectividad. En cualquier caso, si se realiza una evaluación *ex ante* de su diseño y la distribución de las ayudas concedidas.

Palabras clave: descarbonización, industria, políticas públicas.

Abstract

This paper assesses the first available results from the Industrial Decarbonization PERTE, one of the most powerful instruments deployed to date in Spain in support of industrial decarbonization. The instrument has awarded 530 million euro, through mostly investment subsidies, to the major industrial sectors in Spain. These investments must be done before March 2026. Unfortunately, there is not yet information available about the technologies supported or the emissions reductions expected, which does not allow for assessing its effectiveness. However, we do offer an *ex-ante* evaluation of its design and of the distribution of the subsidies awarded.

Keywords: decarbonization, industry, public policy.

JEL classification: L53, Q54.

I. LA COMPLEJIDAD DE LA DESCARBONIZACIÓN INDUSTRIAL

El Acuerdo de París, aprobado en 2015, compromete a la gran mayoría de los países del mundo a tratar de reducir sus emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), para así intentar mantener el incremento de temperaturas asociado al cambio climático por debajo de 2^o C (o, idealmente, por debajo de 1,5^o C) para 2100. Para ello, cada país está obligado a elaborar un plan de reducción de emisiones coherente con este objetivo. Tanto Europa como España han elaborado estos planes a medio y largo plazo, en ambos casos con el objetivo de lograr la neutralidad climática (1) en el horizonte de 2050. El sector industrial debe constituir necesariamente

una parte esencial de esos planes, ya que es uno de los principales sectores emisores de GEI, con un 24 por 100 de las emisiones globales, o un 34 por 100 si se incluyen las emisiones indirectas asociadas al uso de electricidad o calor (IPCC, 2022).

Sin embargo, la descarbonización de la industria presenta importantes retos tecnológicos y económicos. Si bien existen sectores industriales que utilizan energía en procesos de baja temperatura (por debajo de 200^o C), como por ejemplo la industria alimentaria, que podrían descarbonizarse de forma competitiva en los próximos años, otros sectores requieren utilizar energía a alta temperatura o tienen requisitos técnicos que hacen más compleja, y también menos viable económicamente, la sustitu-

ción de los procesos actuales basados en el uso de combustibles fósiles. Esto a su vez presenta implicaciones en términos de competitividad, ya que la industria generalmente cuenta con cadenas de producción y comercio globales, y un aumento de costes en Europa o España en comparación con otras regiones no sujetas a estos objetivos de reducción puede suponer relocalizaciones, con las consecuentes pérdidas de empleo y renta, y también creando el fenómeno llamado “fuga de carbono”, por el cual las emisiones de GEI se desplazan a otros países, sin que el volumen total de estas emisiones se reduzca.

Esto ha llevado hasta ahora a Europa a proteger a la industria mediante la asignación gratuita de permisos de emisión (bajo el marco europeo de comercio de emisiones de CO₂, el EU ETS, European Union Emissions Trading System). Pero esta asignación gratuita también ha reducido la señal que ofrece el EU ETS para la descarbonización, una señal esencial si se quieren lograr estos objetivos de neutralidad climática en 2050 ya mencionados. Para tratar de reforzar este incentivo a la descarbonización, la Unión Europea tiene previsto reducir la asignación gratuita, y reforzar la protección a la industria europea frente a la fuga de emisiones mediante el conocido como Mecanismo de Ajuste en Frontera (o CBAM, por sus siglas en inglés), por el cual las importaciones también tendrían que pagar por sus emisiones de CO₂ embebidas. Con este mecanismo se nivelaría el terreno de juego dentro de Europa al menos (2), y las empresas europeas contarían con un incentivo claro para invertir en procesos menos emisores de GEI.

Desgraciadamente, este incentivo no está siendo suficiente para realizar estas inversiones. Por un lado, existen sectores para los que aún no se cuenta con tecnología descarbonizada comercialmente disponible. Por otro, la incertidumbre existente acerca de los precios de la energía, de los precios del CO₂, o de la disponibilidad tecnológica, hace que las empresas requieran incentivos adicionales, o medidas para reducir esta incertidumbre (Neuhoff *et al.*, 2019). En este contexto, la inversión en industria descarbonizada, y la contribución pública a la misma, se constituye como una apuesta estratégica no sólo para descarbonizar este sector, sino también para hacerlo más competitivo a futuro a

nivel global, dos aspectos que realmente deben ir siempre unidos: por un lado, una industria descarbonizada no competitiva terminará desapareciendo, llevándose con ella además el apoyo social necesario a la descarbonización; por otro, la descarbonización será con gran seguridad un factor esencial de competitividad de la industria en los mercados globales futuros.

En esta línea, la Comisión Europea ha creado el Fondo de Innovación europeo (EC, 2023), que concede ayudas a las empresas dispuestas a invertir en proyectos piloto de tecnologías no comerciales; otros Estados miembros han diseñado sus propios programas de apoyo.

Francia y Suecia, por ejemplo, han optado por programas de subvención a la inversión (similares al caso español, como se verá posteriormente). En el caso francés, el programa DECARB IND, en sus distintas convocatorias, financia actuaciones de ahorro energético, cambio de combustibles o materias primas, y captura de CO₂. Además, el Gobierno francés ha lanzado también una llamada para recibir propuestas de financiación para la descarbonización de grandes centros industriales (AO GPID), que cubre actuaciones similares, y concede ayudas durante quince años. Estos programas se encuadran en el Plan Francia 2030, un programa de cinco años, con 54.000 millones de euros de presupuesto. Suecia, por su parte, cuenta con el programa “Industrial Leap”, que apoya actuaciones como las francesas, y que cuenta con 125 millones de euros de presupuesto en 2025; y con el “Climate Leap”, un programa más general de reducción de emisiones también basado en subvenciones a la inversión.

Por su parte, Alemania (a través de sus Contratos por Diferencia de Carbono) y los Países Bajos (mediante su programa SDE+) distribuyen su apoyo fundamentalmente mediante apoyo al OPEX, y más específicamente hacia el diferencial de costes de producción de los procesos neutros en emisiones. La dotación del programa alemán, en su primera ronda, fue de 4.000 millones de euros, concediéndose 2.800 millones en contratos a quince años con las 15 empresas ganadoras de la subasta. La segunda ronda, prevista para 2026, cuenta con 5.000 millones de presupuesto.

En España, los fondos NextGenerationEU, canalizados a través del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), constituyen la principal oportunidad para materializar esta apuesta estratégica por la industria descarbonizada. En particular, mediante un nuevo mecanismo llamado Proyectos Estratégicos para la Recuperación y Transformación Económica (PERTE), creados por el Gobierno de España para facilitar el acceso a los fondos del PRTR. Dichos proyectos pretenden impulsar y coordinar proyectos con gran capacidad de arrastre para el crecimiento económico, el empleo o la competitividad de la economía, y de carácter transversal entre Administraciones. En el caso de la industria, se han aprobado PERTE para el desarrollo del vehículo eléctrico y conectado, para el sector agroalimentario, para la industria naval o aeroespacial, la microelectrónica y semiconductores. Pero, para el caso que nos ocupa, es decir, la descarbonización industrial, el PERTE de referencia es el de descarbonización industrial, aprobado en Consejo de Ministros el 27 de diciembre de 2022.

En este artículo analizamos este PERTE y su implantación hasta el momento. Pero para ello consideramos necesario, en primer lugar, describir con más detalle el sector industrial en España, sus características en cuanto a consumo de energía y emisiones, y las alternativas disponibles para su descarbonización, ya que ello condiciona el tipo de apoyos necesarios. Posteriormente evaluaremos los resultados del PERTE de descarbonización industrial, ofreciendo algunas conclusiones y recomendaciones a futuro.

II. PERSPECTIVAS TECNOLÓGICAS PARA LA DESCARBONIZACIÓN INDUSTRIAL EN ESPAÑA

La industria supone un 20,5 por 100 del consumo directo de energía en España, lo que se traduce en un 24 por 100 de las emisiones directas de gases de efecto invernadero (sin incluir el refinado de petróleo o la generación de electricidad), o, en términos absolutos, 52 MtCO₂ (todas ellas cifras de 2024, según Eurostat).

Las emisiones de GEI de la industria se han reducido en gran medida desde 2008, como se muestra en el gráfico 1, fundamentalmente en el sector de

los minerales no metálicos (cemento y materiales de construcción). También han experimentado reducciones significativas los metales básicos y la industria química.

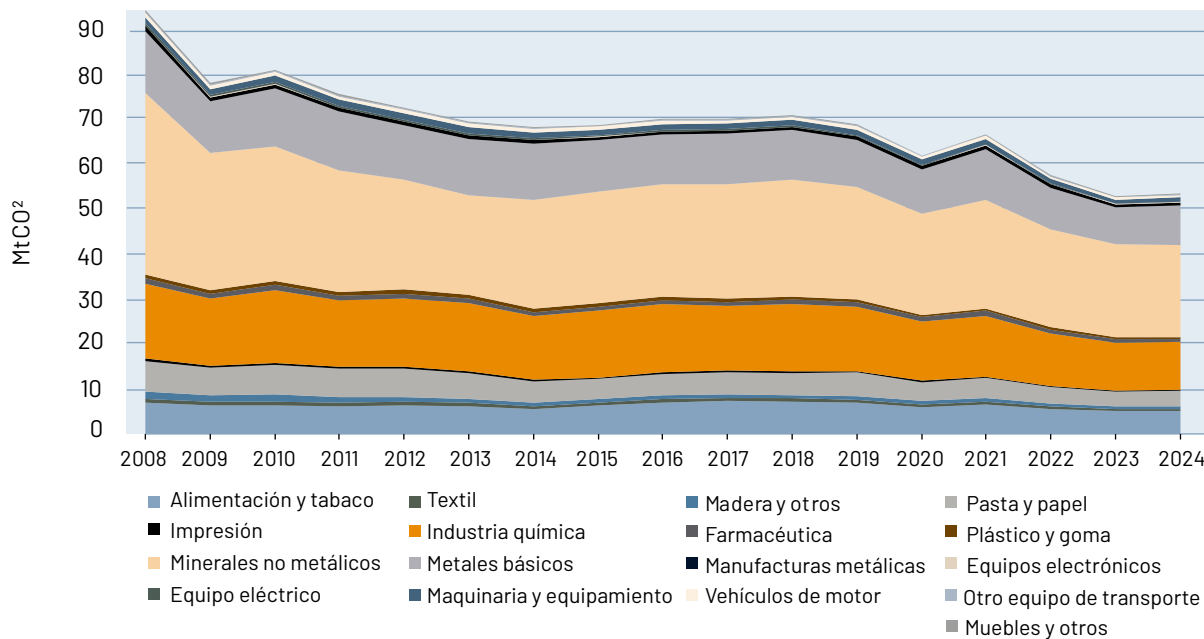
El gráfico 2 muestra la evolución del consumo de energía por sectores (y el gráfico 3 el consumo de las distintas fuentes energéticas para la industria). Puede observarse cómo la reducción de emisiones ha venido asociada a una reducción del consumo energético, fundamentalmente por la caída de la actividad (se observa claramente el “pinchazo” de la burbuja inmobiliaria). También ha habido cierta reducción por la sustitución de petróleo y derivados por fuentes renovables, pero el gas natural se ha mantenido como la primera fuente energética de uso industrial, sin cambios significativos en el período considerado, y absorbiendo gran parte de la reducción del petróleo y sus derivados.

En la actualidad, y a pesar de estas reducciones, más de la mitad del consumo energético y un 80% de las emisiones de la industria están asociados a la producción de materiales básicos, como el cemento o el acero, con procesos altamente intensivos en energía (lo que, por otra parte, resulta en un menor valor añadido).

Además, los procesos intensivos en energía suelen caracterizarse también por producir las llamadas “emisiones de proceso”, es decir, las asociadas a las reacciones químicas necesarias para obtener los productos (como el cemento, los metales o los fertilizantes) y que son independientes de la fuente energética utilizada (y, por tanto, no se reducen aunque se sustituyan los combustibles fósiles). El gráfico 5 muestra su relevancia para varios de estos productos.

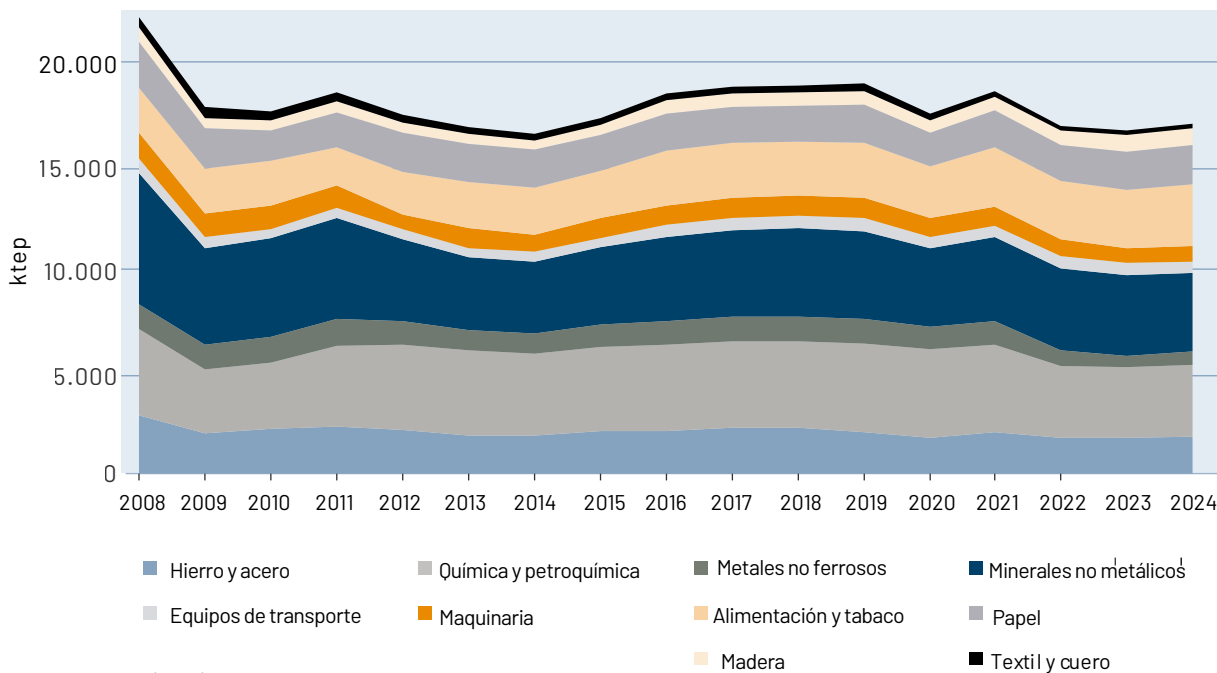
En general, la industria se puede dividir en dos grandes grupos desde el punto de vista de su consumo energético y sus emisiones: la industria que utiliza procesos de alta temperatura (por encima de 200-500° C), y la que no requiere temperaturas tan elevadas. Como se muestra en el gráfico 6, los procesos que requieren temperaturas más elevadas (color naranja intenso) son también los más intensivos en emisiones: los minerales no metálicos, la siderurgia (metales básicos), o la industria química.

GRÁFICO 1
EVOLUCIÓN DE LAS EMISIONES DE GEI DE LA INDUSTRIA EN ESPAÑA 2008 - 2024



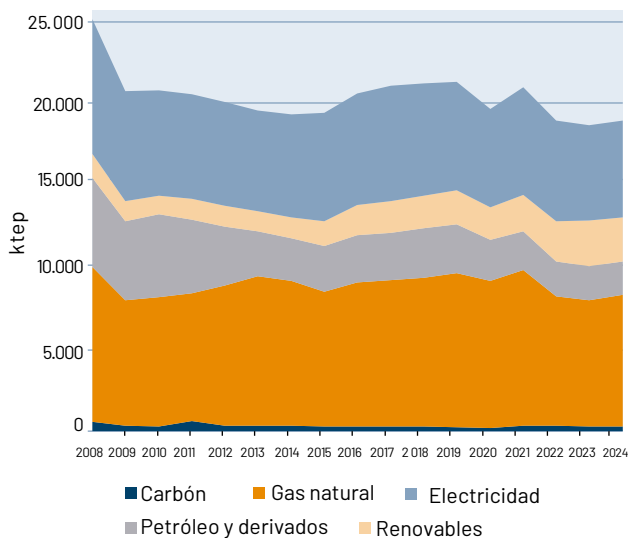
Fuente: Eurostat (2025).

GRÁFICO 2
EVOLUCIÓN DEL CONSUMO DE ENERGÍA DE LA INDUSTRIA EN ESPAÑA 2008 - 2024



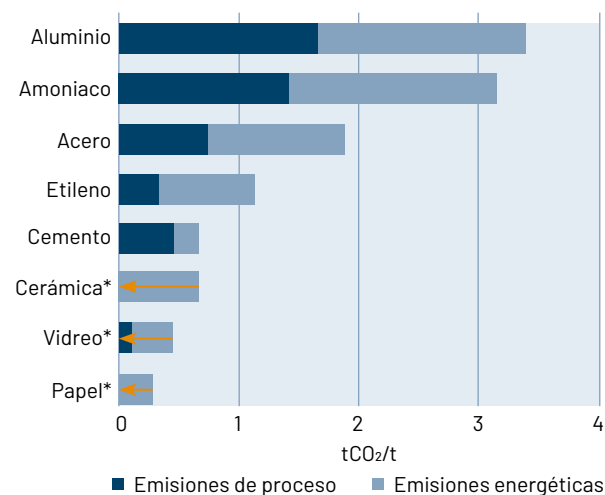
Fuente: Eurostat (2025).

GRÁFICO 3
EVOLUCIÓN DE LAS FUENTES ENERGÉTICAS PARA LA INDUSTRIA



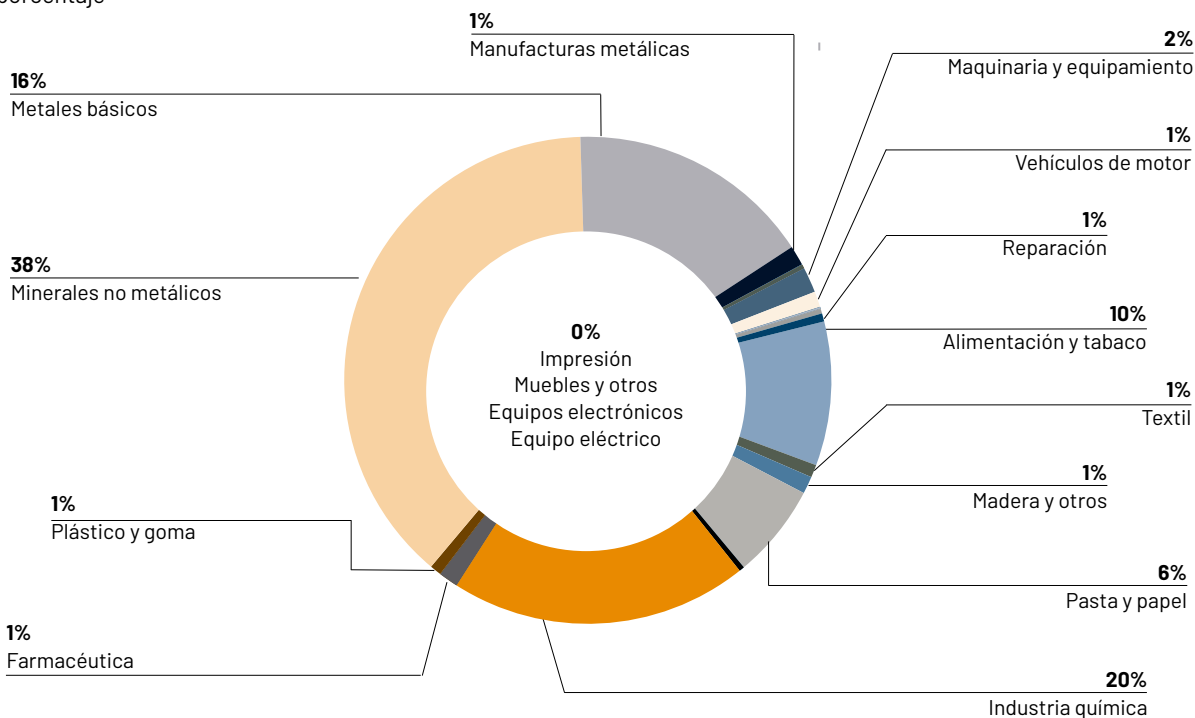
Fuente: Eurostat (2025).

GRÁFICO 5
EMISIONES DIRECTAS DE ORIGEN FÓSIL POR TONELADA DE PRODUCTO CON LA MEJOR TECNOLOGÍA DISPONIBLE Y FUENTES FÓSILES DE ENERGÍA CON RANGOS* PARA INDUSTRIAS CON VARIOS TIPOS DE PRODUCTOS



Fuente: Gerres (2022).

GRÁFICO 4
REPARTO DE EMISIONES DE GEI DE LA INDUSTRIA EN ESPAÑA EN 2024
En porcentaje



Fuente: Eurostat (2025).

GRÁFICO 6
PESO DEL CONSUMO ENERGÉTICO SEGÚN USO DE LA ENERGÍA POR SECTOR INDUSTRIAL EN 2021

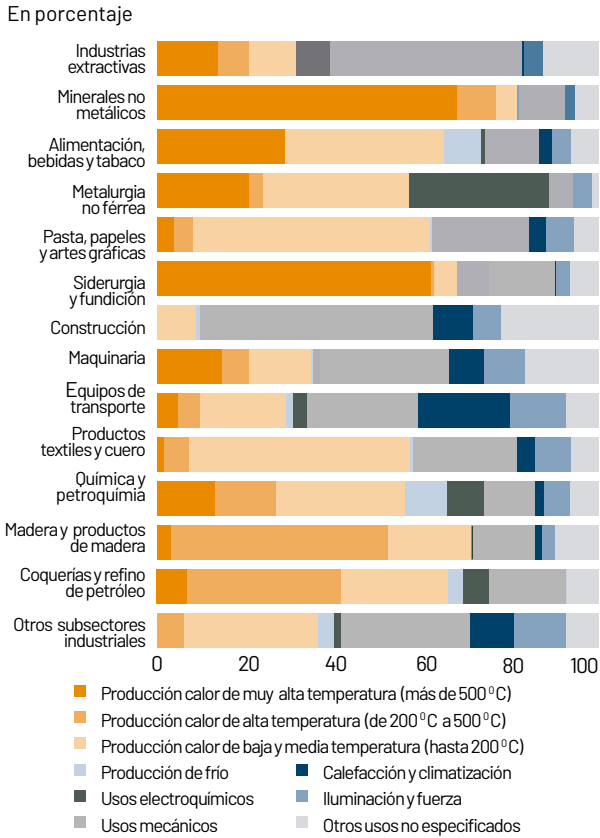


GRÁFICO 8
RELACIÓN ENTRE EL CONSUMO DE ENERGÍA, EMISIONES, Y VALOR AÑADIDO DE LOS SECTORES INDUSTRIALES

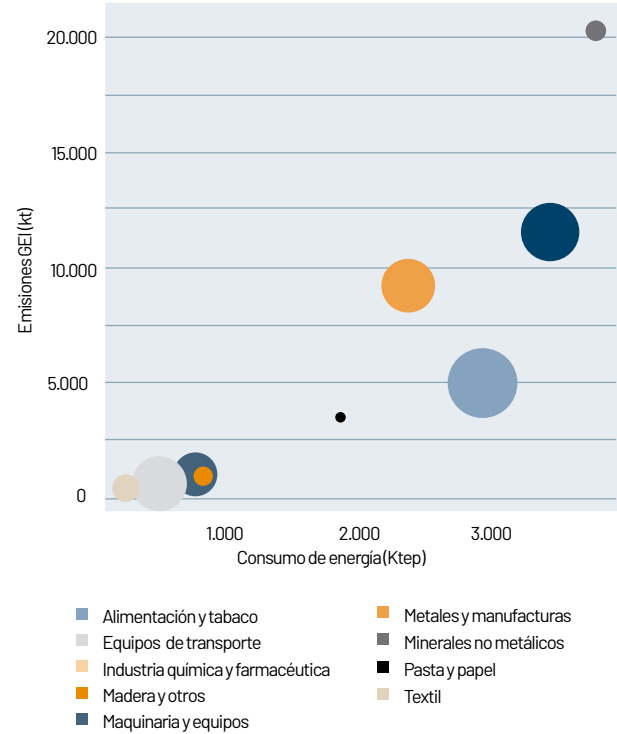
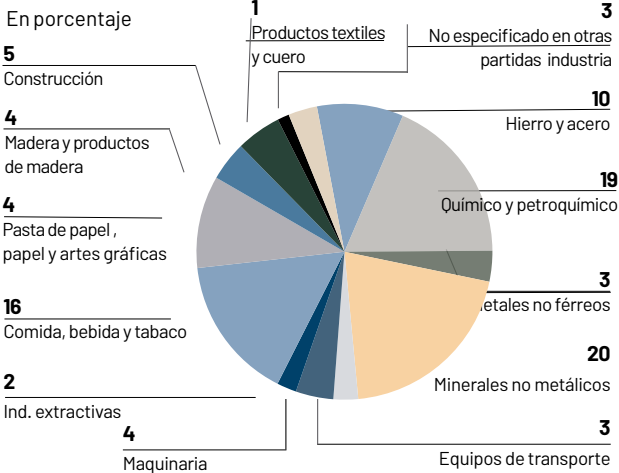


GRÁFICO 7
DISTRIBUCIÓN DEL CONSUMO DE ENERGÍA DE LA INDUSTRIA EN ESPAÑA



Sin embargo, desde el punto de vista de su impacto en el consumo energético, existen sectores industriales de gran relevancia a pesar de su menor intensidad energética o de emisiones: así, el gráfico 7 muestra cómo la industria de la alimentación supone un 16 por 100 del total, o sector de pasta y papel supone otro 10 por 100.

El gráfico 8 resume todo lo anterior, mostrando de forma sintética la relación existente, para los distintos sectores, entre su consumo de energía, emisiones de GEI, y su valor añadido bruto. Así, se puede observar cómo los minerales no metálicos son los más intensivos en consumo de energía y emisiones, para un valor añadido limitado; la industria química, los metales y la industria agroalimentaria, por su parte, tienen un peso significativo en la economía y un consumo de energía elevado, aunque un peso algo inferior en las emisiones. Otros sectores con

peso significativo en la economía, como los equipos de transporte o la maquinaria, resultan menos relevantes desde el punto de vista del consumo de energía y las emisiones.

Esta gran heterogeneidad se traduce también en una elevada diversidad de opciones tecnológicas para la descarbonización, que deberán combinarse en mayor o menor medida en función del tipo de industria. Estas opciones pueden agruparse en cuatro categorías principales (Gerres y Linares, 2024):

Tecnologías de mejora de eficiencia energética

La mejora de la eficiencia energética, es decir, de la cantidad de energía necesaria para producir una unidad de producto o de valor añadido, es siempre la primera opción a considerar para descarbonizar. En la industria, este tipo de soluciones incluye la mejora de la monitorización y gestión de procesos, la utilización más eficiente de los flujos de calor (incluyendo su reutilización) y el mejor aislamiento térmico para evitar pérdidas. Este tipo de tecnologías suele estar generalmente disponibles a nivel comercial, pero, o bien ya se encuentran implementadas por su rentabilidad, o bien logran ahorros marginales, por lo que no permiten una reducción de emisiones significativa (ni evidentemente tampoco la descarbonización por sí mismas).

Sustitución de combustibles

El instrumento más potente para la descarbonización industrial es la sustitución de combustibles fósiles por vectores energéticos descarbonizados, como la electricidad renovable, la biomasa, los gases renovables o los combustibles sintéticos bajos en carbono. Sin embargo, y salvo excepciones (como el uso del biometano como alternativa al gas natural o los hornos de cemento), esta sustitución requiere un cambio tecnológico significativo no sólo dentro de la propia industria, sino también en la infraestructura de suministro (por ejemplo, al requerir sustituir la red de gas natural por red eléctrica). La disponibilidad comercial de las tecnologías que permiten utilizar vectores descarbonizados depende del sector industrial. Por ejemplo, las bombas de calor industrial (eléctricas) se encuentran ya en fase precomercial, mientras que otras como los hornos

cerámicos eléctricos o el uso de hidrógeno para producir acero verde están aún en fase experimental.

Tecnologías para filtrar emisiones

La tecnología más relevante a este respecto es la captura y almacenamiento o uso de CO₂ (CCUS), aunque también existen otras que pueden reducir las emisiones de otros GEI como los óxidos de nitrógeno o el metano. En general, estas tecnologías están razonablemente desarrolladas en cuanto a la captura, aunque no tanto en cuanto al uso o almacenamiento. Además, siempre implican un gasto energético, y muchas no son capaces de capturar todo el GEI. Sin embargo, pueden ser la única opción para las emisiones de proceso (no evitables con la mejora o sustitución energética).

Sustitución de materias primas

Algunas emisiones de proceso pueden también reducirse utilizando materias primas alternativas con menor contenido en carbono. En general esta sustitución no es sencilla, ya que afecta también a las características del producto final. Además, se halla aún en fases iniciales de demostración.

En cualquier caso, y al menos en el momento actual, todas estas alternativas son más caras que el uso de fósiles, especialmente en el caso de los sectores más intensivos en energía. Este mayor coste puede en ocasiones venir asociado a la inversión, cuando es preciso realizar cambios en los equipos o procesos industriales; o a la operación, si el vector energético descarbonizado es más caro que la alternativa fósil, o si la captura de emisiones supone un mayor consumo de energía.

A medio plazo, y en función del coste de los combustibles fósiles (en particular el gas natural), del precio del CO₂, y del coste de la electricidad renovable (también determinante en general del coste de los gases renovables), esta situación podría invertirse y la alternativa descarbonizada sería potencialmente más competitiva que la fósil. Dependiendo del proceso y de la evolución de costes citada, el momento para esta mayor competitividad se situará en la década de 2030 o de 2040. Hasta entonces, será preciso apoyar esta transformación, al menos para conseguir desarrollar las tecnologías necesarias a

nivel comercial, o bien para asegurar que el precio de CO₂ se incorpore en su totalidad. Estos deberían ser los principales determinantes para las políticas de apoyo que se diseñen.

III. EL PERTE DE DESCARBONIZACIÓN INDUSTRIAL

El PERTE para la descarbonización industrial fue aprobado por el Consejo de Ministros el 27 de diciembre de 2022. Sus objetivos, según la información ofrecida por el Gobierno, son los siguientes(3):

- Descarbonización de los procesos de producción. Según las estimaciones del Ministerio de Industria, Comercio y Turismo, se prevé una reducción de las emisiones que podría alcanzar los 13 millones de toneladas de CO₂ eq al año (es decir, un 25 por 100 de las emisiones actuales).
- Mejora de la eficiencia energética, mediante la incorporación en las industrias de las mejores tecnologías disponibles y la implantación de sistemas de gestión energética.
- Mejora de la competitividad del sector manufacturero.
- Promover la seguridad energética de España mediante la reducción del consumo de gas natural.
- Fomentar el uso de energías renovables para reducir las emisiones de GEI y mejorar la seguridad energética.
- Fomentar la mejora del medio ambiente apoyando la utilización de los subproductos y la valorización de los residuos para integrarlos en otros procesos con el fin de reducir el impacto medioambiental de los productos a lo largo de su ciclo de vida.
- Creación de empleo de alto valor añadido. Según el Gobierno, las inversiones en descarbonización y modernización de la industria manufacturera impulsadas a través de este PERTE permitirán incrementar la competitividad del sector en alrededor de un 10 por 100 y supondrán la creación de unos 8.000 empleos.

Para lograr estos objetivos, el PERTE considera cuatro medidas o líneas:

- Línea 1 de Ayudas de actuación integral para la descarbonización de la industria manufacturera. Esta línea, la más generalista, cuenta con un presupuesto de 800 millones de euros para subvenciones y 1.500 millones de euros para préstamos, lo que suma un total de 999,8 millones de euros en ayudas equivalentes.
- Línea 2 de Ayudas autorizadas por la Comisión Europea a empresas manufactureras participantes en el Proyecto de interés Común Europeo (en adelante, IPCEI), sobre la cadena industrial del hidrógeno de origen renovable, con una financiación pública de 450 millones de euros en forma de subvención a ejecutar en el año 2023.
- Línea 3 de Estudio y evaluación del desarrollo de un Fondo de apoyo a los contratos por diferencias de carbono y realización de un proyecto piloto, que contará con una financiación pública de 100 millones de euros para desarrollar un proyecto piloto.
- Línea 4 de Apoyo al desarrollo de nuevas instalaciones manufactureras altamente eficientes y descarbonizadas, con un presupuesto de 140 millones de euros.

A continuación describimos cada una de las líneas y sus resultados hasta el momento.

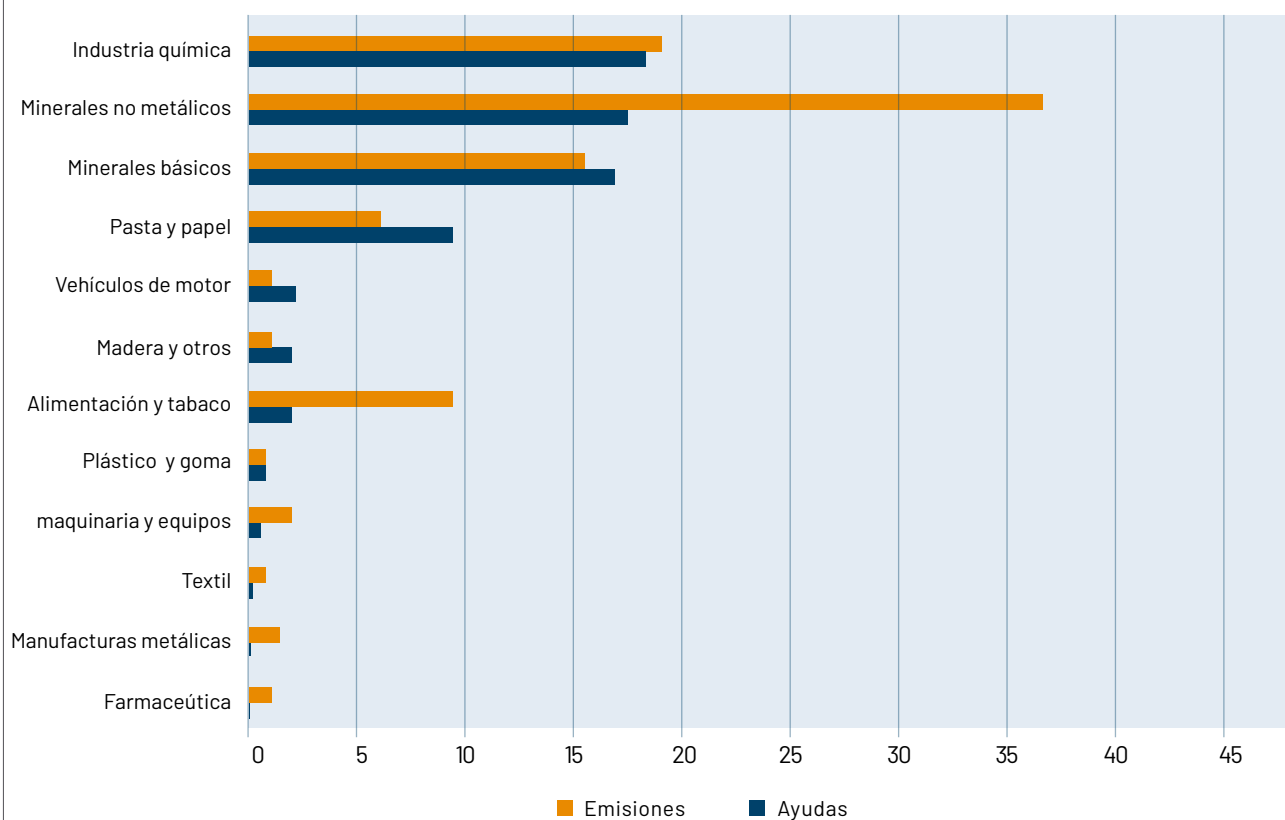
1. Línea 1 de Ayudas de actuación integral para la descarbonización de la industria manufacturera

Esta línea de ayudas está regulada por la Orden ITU/1434/2023, de 26 de diciembre, por la que se establecen las bases reguladoras de ayudas de actuación integral para la descarbonización de la industria manufacturera como parte del PERTE de descarbonización industrial en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia y por la que se realiza la convocatoria anticipada del año 2024.

Las ayudas, que pueden ser de hasta el 80 por 100 del presupuesto de gastos subvencionables y articularse tanto mediante subvención directa como mediante préstamo, se conceden a proyectos de los siguientes tipos: de reducción de emisiones directas de la instalación industrial; de mejora sustancial de la eficiencia energética; de instalación de energías renovables para autoconsumo; o de I+D+i para des-

GRÁFICO 9

RELACIÓN ENTRE EL % DE EMISIONES DE CADA SECTOR Y EL % DE AYUDAS PERCIBIDAS



Fuente: Elaboración propia.

carbonización industrial. La reducción de emisiones directas comprende la sustitución de fuentes de energía, la gestión energética integral, la reducción del uso de recursos naturales (fundamentalmente por utilización de subproductos o residuos), o la captura y almacenamiento de carbono (con numerosas restricciones, entre las que destaca la fundamental: que no se puede aplicar si la fuente energética es un combustible fósil). A este respecto, es interesante señalar que los proyectos financiables deben cumplir el principio de “no hacer daño significativo” (DNSH), excluyéndose expresamente aquellos que utilicen combustibles fósiles, los vertederos o sistemas de tratamiento de residuos, o aquellos que no consigan reducir sus emisiones por debajo de la referencia europea para el sector en cuestión.

El presupuesto mínimo financiable es de 1 millón de euros, y se requieren garantías de entre el 15 por

100 y el 30 por 100 del presupuesto. Deben ejecutarse antes del 31 de marzo de 2026. Además, las ayudas deben solicitarse antes del comienzo de los trabajos, y solo se concederán por el coste adicional con respecto a la alternativa fósil.

Las ayudas se conceden en régimen de concurrencia no competitiva, según el Ministerio por la dificultad de articular la competencia en un sector muy heterogéneo y con alternativas de descarbonización muy diversas, que impiden establecer criterios previos de valoración para comparar. El presupuesto es de 499.800 millones de euros para subvenciones, y una cantidad similar para préstamos.

Hasta el cierre de este documento (diciembre de 2025) se han concedido 448 millones de euros de ayuda equivalente (4). Se han concedido 447,807 millones de euros en subvenciones y entregas

dinerarias sin contraprestación (es decir, aproximadamente un 90 por 100 del presupuesto) y 2 millones de euros en préstamos (por una ayuda equivalente de 239.106 euros), una cantidad evidentemente muy inferior a la presupuestada. El total de ayudas concedidas ha sido de 168.

La heterogeneidad en el volumen de las ayudas ha sido muy elevada: se han concedido tres ayudas por 30 millones de euros cada una, pero también se han concedido ayudas por apenas 3.973 euros. La ayuda media ha sido de 2,7 millones de euros, mientras que la ayuda mediana ha sido de 886.100 euros, lo que deja ver la asimetría de la distribución, con multitud de ayudas de muy pequeño importe.

En cuanto a los sectores beneficiados, destacan cuatro, con aproximadamente un 18-19 por 100 cada uno de las ayudas recibidas: industria química, minerales no metálicos, acero y derivados, y suministro de energía. La industria del papel, por su parte, recibe un 10 por 100 de las ayudas.

Estos cinco sectores coinciden en gran medida con los mayores emisores de la industria en España (véase el gráfico 9), aunque con matices: el sector de los minerales no metálicos, que suponía un 38 por 100 de las emisiones, recibe un 22 por 100 de las ayudas (descontando el suministro de energía); el de los metales recibe una cuota de ayudas algo superior a su cuota de emisiones, y el de la pasta y papel dobla su cuota hasta el 12 por 100.

Sin embargo, llama la atención la ausencia de ayudas en otros sectores menos intensivos en energía y emisiones, pero con mayor consumo de energía agregado, como es la industria de la alimentación, que sólo recibe el 1 por 100 de las ayudas (frente a un 10 por 100 de emisiones); o sectores estratégicos para la economía, como la industria de la automoción, que solo recibe un 3 por 100 (en este caso más que sus emisiones, que suponen un 1 por 100). A este respecto, es preciso mencionar que la industria agroalimentaria cuenta con su propio PERTE agroalimentario, que, en su eje 1 requiere actuaciones de ahorro energético, aunque sin especificar un mínimo de ahorro. Además, estas actuaciones deben combinarse con inversiones en automatización y sensorización, gestión ambiental, y trazabilidad y

seguridad alimentaria. Además, los proyectos deben presentarse bajo la forma de agrupaciones (lo que evidentemente hace más compleja la presentación), y lo que quizá explique que solo se hayan concedido 160 millones de los 510 disponibles. Desgraciadamente, no se puede saber a qué objetivos responden las ayudas y por tanto en qué medida se han destinado al ahorro de energía.

El sector de la automoción, por su parte, cuenta con el PERTE VEC, que busca crear el ecosistema necesario para desarrollar y fabricar vehículos eléctricos y conectados a la red. Esto evidentemente no tiene ninguna relación con la descarbonización de la industria de fabricación de automóviles en sí misma.

Es interesante también observar cómo un 60 por 100 de las ayudas han beneficiado a grandes empresas (sociedades anónimas) mientras que el 30 por 100 restante han ido a sociedades de responsabilidad limitada o cooperativas, en principio de menor entidad. Esto, de alguna manera, puede reflejar la complejidad asociada a la solicitud de las ayudas, o las garantías necesarias, que pueden haber retraído a las empresas de menor tamaño y con menos recursos.

También resulta conveniente observar la distribución temporal de las ayudas: las primeras no se concedieron hasta octubre de 2024 (recordemos que el PERTE se aprobó en diciembre de 2022, aunque la orden con las bases reguladoras se publicó en enero de 2024). En el año 2024 se aprobaron ayudas por 211 millones de euros (algo menos del 50 por 100 del importe concedido hasta ahora), y en 2025 se concedieron 237 millones de euros. Es decir, más del 50 por 100 de las ayudas otorgadas se producen con menos de dos años para su ejecución.

Finalmente, hay dos elementos que serían los más significativos para poder evaluar la efectividad del PERTE: la reducción de emisiones realmente lograda y el tipo de tecnologías o proyectos subvencionadas. Sobre lo segundo, desgraciadamente no existe información pública disponible. Sobre lo primero, será necesario esperar al menos a 2027 para, una vez ejecutadas las inversiones, conocer su verdadero impacto en las emisiones reales de la industria.

2. Línea 2 de Ayudas autorizadas por la Comisión Europea a empresas manufactureras participantes en el Proyecto de interés común europeo sobre la cadena industrial del hidrógeno de origen renovable

Esta línea solo tenía un beneficiario: la instalación siderúrgica de Arcelor Mittal en Gijón, donde estaba previsto reconvertir los altos hornos actuales en una instalación de producción de acero primario con reducción directa por hidrógeno y horno de arco eléctrico. La convocatoria se publicó en el Real Decreto 251/2023, de 4 de abril, por el que se regulaba la concesión directa de subvenciones a la empresa ArcelorMittal España S.A. para la ejecución del proyecto Hidrógeno circular DRI, en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia.

Sin embargo, la ayuda fue rechazada por la empresa en noviembre de 2024, al suspender sus planes para producir acero verde en España (5) (y en otros países europeos). Sólo queda pues esperar a que la empresa replantee esta posición, o, en caso contrario, reutilizar estos fondos para otro tipo de ayudas.

3. Línea 3 de Estudio y evaluación del desarrollo de un Fondo de apoyo a los contratos por diferencias de carbono y realización de un proyecto piloto

Los Contratos por Diferencias de Carbono son contratos que aseguran un precio cierto para los permisos de emisión de CO₂ vendidos por instalaciones industriales que o bien reducen sus emisiones, o bien capturan CO₂. Permiten estabilizar uno de los flujos de ingresos de una industria en proceso de descarbonización. Y, en algunos casos, también pueden incorporar un apoyo explícito a través de un precio de referencia mayor que el esperado en el mercado de CO₂. Por todo ello, tienen un gran interés potencial como instrumento de ayuda a la descarbonización, y así lo están promoviendo ya varios países europeos (como Alemania, que ya ha implantado la primera ronda de ayudas basadas en estos contratos) o incluso la Comisión Europea para el Fondo de Innovación.

Su diseño presenta distintas complejidades, desde la posible indexación o no a otros elementos

de precio, o la organización de las subastas por las que se concede en casi todas las propuestas, y por ello su utilización debe plantearse siempre tras un estudio previo como el que plantea el Ministerio, y que aún no ha concluido. Gerres y Linares (2022) ofrecen más detalles tanto sobre este instrumento como sobre su utilización en otros países.

En cualquier caso, el presupuesto asignado a esta línea es de 100 millones de euros. Habrá que esperar a conocer cómo se utiliza: si como cobertura del riesgo de precio del CO₂, o para vehicular otro tipo de subvenciones como en el caso alemán.

4. Línea 4 de Apoyo al desarrollo de nuevas instalaciones manufactureras altamente eficientes y descarbonizadas

Las ayudas comprendidas en esta línea se regulan por la Orden ITU/831/2024, de 2 de agosto, por la que se establecen las bases reguladoras de ayudas para el desarrollo de instalaciones manufactureras altamente eficientes y descarbonizadas. Estas ayudas se conceden a nuevas instalaciones industriales –ya sean plantas completas o líneas de producción en instalaciones existentes– altamente eficientes y descarbonizadas, asociadas con los sectores de minerales no metálicos, metales, pasta y papel, y química (es decir, entre los mayores emisores de la industria española). La reducción de emisiones mínima a lograr es de 5 kt de CO₂ equivalente al año.

Los medios para lograr esta reducción comprenden la investigación industrial y desarrollo experimental, los proyectos de innovación en materia de organización y procesos, la inversión para descarbonización con carácter innovador, o las inversiones en ahorro energético con carácter innovador. También se financia la inversión en fuentes renovables para el autoconsumo de energía directamente utilizada por proyectos industriales, o estudios ambientales. Al igual que en el caso de la línea 1, se excluyen los proyectos que incumplan el principio DNSH, los relacionados con combustibles fósiles, los que no consigan reducir emisiones por debajo del nivel de referencia europeo, o los relacionados con el tratamiento de residuos (salvo excepciones).

CUADRO N.º1

AYUDAS CONCEDIDAS POR LA LÍNEA 4 A DICIEMBRE DE 2025

EMPRESA	SECTOR DE ACTIVIDAD	FECHA DE CONCESIÓN	IMPORTE (EUROS)
B19454990	Producción de acero verde	11 agosto 2025	60.000.000,00
B01904663	Instalaciones de biomasa y energía solar	11 agosto 2025	9.994.480,64
A48008833	Producción de fertilizantes	11 agosto 2025	4.141.225,00
A08031544	Pasta y papel	11 agosto 2025	9.637.140,80

Fuente: <https://www.infosubvenciones.es/bdnstrans/GE/es/convocatorias/779286/concesione>

Las ayudas, que deben solicitarse antes de comenzar los trabajos, pueden llegar hasta un 80 por 100 del gasto financiable (calculado de nuevo como la diferencia con el proyecto convencional), con un máximo de 35 millones de euros según su tipología. El presupuesto mínimo es de 10 millones de euros, y debe ejecutarse antes del 31 de marzo de 2026, exigiéndose unas garantías de al menos el 10 por 100 de la ayuda.

Esta línea ha concedido hasta diciembre de 2025 83,7 millones de euros (un 60 por 100 del presupuesto total de 140 millones de euros). Se han concedido cuatro ayudas, a los proyectos del cuadro n.º 1.

Puede observarse cómo el proyecto de una instalación de producción de acero verde en Puertollano se ha llevado el 72 por 100 de las ayudas en esta categoría, mientras que el resto ha recibido importes inferiores. Los sectores de minerales no metálicos o de la industria química no han recibido ayudas aún.

De nuevo, no es posible conocer el objeto de las ayudas o los proyectos financiados, al no estar esta información disponible públicamente. Tampoco la estimación de las emisiones evitadas por los proyectos.

IV. DISCUSIÓN

Como ya se ha mencionado anteriormente, desgraciadamente no es posible evaluar el PERTE de descarbonización industrial en cuanto a su efecto

en la reducción de emisiones, al no haberse ejecutado aún muchas de las inversiones previstas. Tampoco podemos analizar el tipo de proyectos subvencionados, al no estar esta información disponible públicamente. Limitamos pues nuestra evaluación a los datos públicos disponibles, y también al diseño mismo de las convocatorias de ayudas.

Comenzamos por quizá la mayor limitación que presenta el PERTE, y que realmente viene impuesta por la Comisión Europea: la necesidad de ejecutar las inversiones antes del 31 de agosto de 2026 (que se traslada a marzo de 2026 en el caso del PERTE de descarbonización industrial). Como ya se ha comentado, muchas de las tecnologías necesarias para descarbonizar la industria no están disponibles aún con carácter comercial, y, por tanto no parece viable desplegarlas dentro de este plazo.

A este respecto, también es preocupante observar cómo más de la mitad de las ayudas de la línea 1, y todas las ayudas de la línea 4, se concedieron con menos de dos años para su ejecución: esto limita las inversiones a aquellas que pueden realizarse de forma rápida, y por tanto excluye las verdaderamente transformadoras de procesos. Por ejemplo: ¿Será posible realmente construir, en las condiciones establecidas, una planta de producción de acero verde tal como la financiada en la línea 4 en este plazo? Cabe mencionar, en este sentido, que la nueva convocatoria activada en enero de 2026 para la Línea 1 trata de corregir esta cuestión, estableciendo un plazo de 60 meses desde la resolución

de la concesión correspondiente para ejecutar las inversiones y gastos aprobados (6).

Cabría esperar pues, con estas limitaciones, que las inversiones se hubieran concentrado en aquellas actuaciones que, de acuerdo con el desarrollo tecnológico, parecen factibles (aunque no necesariamente viables económicamente) a corto y medio plazo. Como ya hemos mencionado, desgraciadamente no es posible conocer si las ayudas se han dirigido a alguna de estas vías, más que indirectamente. Pero sí podemos identificar en teoría varias barreras para implantarlas asociadas al diseño del instrumento, en particular en lo que se refiere al balance de los sobrecostes asociados entre inversión y operación.

–**Actuaciones de mejora de la eficiencia energética:** estas inversiones pueden lograr reducciones de emisiones de entre un 6 y un 11 por 100 según los sectores. Esto podría ser suficiente en el caso de algunos sectores, como el cemento o el acero, para situarse por debajo del nivel de emisiones de referencia europeo (uno de los requisitos para acceder a las ayudas). En cambio, en otros sectores la distancia a la referencia europea es mayor, y difícilmente podría cubrirse con mejoras en eficiencia. Estas actuaciones son particularmente adecuadas además si las ayudas se articulan como subvenciones a la inversión, ya que su sobrecoste está asociado precisamente a las inversiones, lográndose posteriormente una reducción en los costes de operación.

–**Instalación de bombas de calor con electricidad renovable:** esta tecnología comienza a estar disponible a nivel comercial, para procesos de baja temperatura. Por tanto, hubiera sido esperable observar ayudas para estos proyectos, fundamentalmente en el sector alimentario y otras instalaciones no intensivas en energía. Además, en general, estas industrias son las que más derechos de emisión necesitan adquirir, al estar más alejadas de la referencia europea (Gerres y Linares, 2024). Sin embargo, y como ya se ha mencionado, este sector ha recibido un pequeño porcentaje de las ayudas (7). Parece pues que no ha sido posible, por otras razones, aprovechar este potencial. También hay otros sectores,

como el químico, o el de los metales no ferrosos, en el que estas bombas de calor de relativamente baja temperatura podrían tener aplicación, cubriendo una parte significativa de su demanda. De nuevo, las subvenciones permitirían reducir el sobrecoste en la inversión de esta tecnología, aprovechando posteriormente la muy superior eficiencia de la misma para reducir los costes de operación.

–**Uso de electricidad renovable para hornos de arco eléctrico:** esta es posiblemente una de las actuaciones más rápidas de implementar, ya que no implica absolutamente ninguna necesidad de inversión. Ahora bien, precisamente por ello, no está claro que haya podido acogerse a estas ayudas, salvo cuando la electricidad renovable se produzca en régimen de autoconsumo, algo que por otra parte asegura la adicionalidad de la energía renovable.

–**Sustitución de gas natural por hidrógeno o biometano:** el biometano, al ser perfectamente equivalente al gas natural de origen fósil, es una vía de descarbonización relativamente sencilla, ya que no requiere sustituir equipos o modificar procesos. El obstáculo está en el mayor coste del biometano, un mayor coste que puede ser mitigado en parte si hay ayudas a la inversión en los equipos de tratamiento de residuos necesarios para producirlo, pero no en gran medida, ya que el mayor sobrecoste del biometano está asociado a la operación y no a la inversión. Más aún el caso del hidrógeno, que además sí requiere modificar procesos salvo que se utilice en mezclas con el gas natural. Por tanto, estas actuaciones no parecen especialmente adaptadas al régimen de ayudas propuesto.

–**Captura de CO₂:** esta tecnología ya cuenta con opciones casi comerciales aplicables al sector del cemento. En principio, y al ser emisiones de proceso, deberían estar permitidas por las convocatorias actuales.

Como se puede observar, el articular las ayudas como subvenciones directas o préstamos condiciona el tipo de actuación a realizar, y también los resultados esperados.

En primer lugar, dirige las actuaciones hacia aquellas más intensivas en inversión (astos de capital, CAPEX) que en operación (OPEX), alterando, pues, la competitividad económica total de las alternativas para la descarbonización. De hecho, otras políticas de apoyo como el Fondo de Innovación Europeo o el sistema de Contratos por Diferencia de Carbono alemán, ya tienen en cuenta esta cuestión, e incluyen el apoyo al OPEX en su diseño (como hemos visto, el Estado francés ha optado, en cambio, por una vía similar a la española).

A este respecto, hubiera sido quizá más interesante, al menos para algunos sectores, utilizar otro vehículo para transferir la ayuda, como el citado Contrato por Diferencias de Carbono con un diseño similar al alemán, es decir, que incluyera una prima por encima del precio de mercado de CO₂. Este contrato permite apoyar no solo el CAPEX sino también el OPEX, y, por tanto, permite tratar de forma equivalente las distintas alternativas de descarbonización, e incluso ser indexado al precio de los combustibles o las materias primas, reduciendo también el riesgo (y el desembolso público). Es cierto que este contrato solo tiene sentido para los sectores con un volumen significativo de asignación gratuita de derechos de emisión, que son los que estarán sujetos al contrato, y también para aquellos sujetos a niveles de referencia específicos por unidad de producto (8) (como el acero o el cemento). Pero son precisamente estos sectores los que más requieren ayudas para descarbonizarse, al estar las tecnologías limpias más lejos de la competitividad económica, y también los que requieren más apoyos al OPEX (Chiappinelli *et al.*, 2021). El PERTE de descarbonización industrial plantea en su línea 3 únicamente el estudio de esta cuestión, y además con un presupuesto muy limitado, muy inferior al previsto para las inversiones. Sería deseable, pues, desarrollar este instrumento, y ampliar su presupuesto.

En el caso de los sectores de baja intensidad energética, y sujetos al nivel de referencia de emisiones alternativo (basado en la combustión de fósiles), como hemos mencionado la subvención a la inversión (por ejemplo, para la instalación de bombas de calor) sí tiene sentido en principio. Sin embargo, y como ya se ha observado, estos sectores

no han sido apenas beneficiados con ayudas. Cabe preguntarse, pues, si han existido barreras adicionales que les han impedido acceder a las ayudas.

Otro problema de las subvenciones es que pueden incurrir en el efecto conocido como “*fre-riding*”: puede haber agentes que hubieran realizado la inversión en cualquier caso, y para los que la ayuda pública por tanto no supone un nivel adicional de descarbonización. Este fenómeno es bien conocido en la literatura, fundamentalmente en el caso de los hogares (e.g. Linares y Labandeira, 2010), y resulta en un desperdicio de los fondos públicos. Es cierto que el riesgo de que ocurra es mayor cuando la inversión en cuestión está más cercana a la competitividad económica, algo que en principio no sucede para muchas de las tecnologías necesarias para la descarbonización, pero aun así no parece haber provisiones en las convocatorias para tratar de evitar este efecto.

Los préstamos, también disponibles en gran volumen en la convocatoria, hubieran podido mitigar alguno de los efectos mencionados anteriormente, ya que suponen un mayor nivel de compromiso por parte del receptor. Sin embargo, y como se ha observado en los resultados, no han sido apenas utilizados, posiblemente por la aversión al riesgo de los agentes, muy relevante en un contexto de alta incertidumbre sobre la demanda industrial o los precios de los combustibles.

También resulta llamativo el hecho de que la opción escogida para la línea 1, la que más presupuesto distribuye, haya sido la de concurrencia no competitiva. Como ya se ha explicado, el Ministerio consideró que la heterogeneidad de los agentes y la dificultad de establecer criterios previos de valoración para comparar las propuestas hacían recomendable el uso de la concurrencia no competitiva. Sin embargo, precisamente en un PERTE orientado a la descarbonización, un criterio razonable para valorar las propuestas hubiera sido el precio equivalente por tonelada de GEI evitada.

Una subasta o concurrencia competitiva con un criterio principal como el coste por tonelada de GEI evitada (como en el caso alemán u holandés) hubiera permitido asignar con mayor eficiencia los

fondos públicos orientados a la descarbonización, sin que esto hubiera supuesto necesariamente una mayor complejidad administrativa. La subasta en cualquier caso debería haber sido “*pay-as-bid*” para tratar de minimizar las rentas extraordinarias generadas por la elevada heterogeneidad de los costes de reducción de los distintos sectores (9). Otra opción para tratar de reducir esta heterogeneidad hubiera sido sectorializar la subasta, pero esto presenta un riesgo muy elevado de falta de competitividad, al existir sectores con muy pocos agentes, sobre todo en los ámbitos más emisores.

En cualquier caso, hay que señalar que, al menos hasta el momento, el presupuesto no se ha agotado en su totalidad, por lo que, *ex post*, no puede decirse que una subasta hubiera resultado necesariamente en una mayor eficiencia.

Finalmente, cabe valorar también si el importe de las ayudas es suficiente para lograr la descarbonización industrial en España. Gerres y Linares (2024), en una estimación relativamente optimista, indican un rango de inversión necesaria entre 150 y 900 €/kW de calor producido. Esto se traduciría en cifras entre 3.000 y 17.000 millones de euros para lograr la descarbonización completa de la industria. Los 530 millones de euros concedidos están muy por debajo de estas cantidades (y, por supuesto, muy por debajo de los importes concedidos en Alemania o Francia), y, aunque su capacidad de movilización de inversión privada podría aumentar la inversión real (de nuevo, no está disponible la información sobre el porcentaje de ayudas concedidas sobre el presupuesto de la inversión total), en cualquier caso no parece que sólo con este instrumento vaya a lograrse la deseada descarbonización.

En resumen: ¿son razonables los objetivos planteados por el Gobierno en su formulación del PERTE de descarbonización industrial? Hemos de decir que, si bien el PERTE es un primer paso en la dirección adecuada, las limitaciones señaladas anteriormente hacen cuestionable el atribuir a este instrumento el logro de la reducción de emisiones prevista (recordemos, un 25 por 100 de las emisiones actuales (10) , más aún si se abandona el proyecto financiado en la Línea 2, y si se considera que muchas de las actuaciones más sencillas a corto

plazo (como el despliegue de bombas de calor en la industria alimentaria) no parecen haberse financiado, al menos desde este PERTE. Sí es previsible que muchas de las ayudas contribuyan a mejorar la eficiencia energética (ya que estas inversiones son más asequibles y comercialmente disponibles), pero no a reducir de forma significativa el consumo de gas natural y por tanto a mejorar la seguridad energética española. A este respecto, recordemos que el uso de energía renovable, salvo que vaya asociada al autoconsumo dedicado o a PPA's específicos, no necesariamente aumenta el consumo de este tipo de energía. Finalmente, la mejora de la competitividad y la creación de empleo asociada requerirían no sólo el uso de tecnologías descarbonizadas, sino también asegurarse de que son competitivas en coste, algo que también requiere innovación exportable.

V. CONCLUSIONES

La industria es uno de los sectores clave en la transición hacia una economía descarbonizada, tanto por su peso sobre las emisiones totales como por su impacto en las cadenas de valor. Por otra parte, es un sector particularmente sensible, dada la interconexión global de estas cadenas de valor, que hace que los impactos de la descarbonización en los costes se repercutan en gran medida en la competitividad industrial, y por tanto, en la creación de renta y empleo.

Esto hace que sea necesario diseñar cuidadosamente las políticas de descarbonización, de forma que aseguren, o incluso promuevan, una mayor competitividad industrial a futuro, y que además lo hagan en un contexto global. Es preciso desarrollar políticas industriales inteligentes y verdes (Rodrik, 2014), que apuesten por la innovación y la descarbonización como palancas para lograr empleo de calidad.

En este contexto, el PERTE de descarbonización industrial se ha constituido en la gran apuesta de la política industrial en España para los próximos años. La disponibilidad de los fondos NextGeneration EU supone una gran oportunidad para apoyar la transformación del tejido industrial español en un sector innovador y libre de emisiones de GEI, y el PERTE ha tratado de hacerlo mediante la trans-

ferencia de un volumen significativo de ayudas, superior a los 500 millones de euros, concedidos mayoritariamente bajo la forma de subvenciones directas, y en general, en régimen de concurrencia no competitiva.

Será necesario esperar unos años, hasta que se materialicen las inversiones previstas, para evaluar la efectividad del PERTE en términos de reducción de emisiones y de competitividad. Pero una primera valoración *ex ante* permite identificar algunas limitaciones evidentes del mecanismo. Por un lado, los plazos tan estrechos que se manejan para ejecutar las inversiones (en parte impuestos por la normativa europea) junto con la falta de disponibilidad tecnológica competitiva para algunos sectores hacen cuestionable lograr avances significativos en la reducción de emisiones. Por otra parte, el articular las ayudas mediante subvenciones a la inversión, y no como ayudas al coste de operación, también limita innecesariamente las opciones para la descarbonización de los distintos sectores. Finalmente, los resultados de las primeras convocatorias muestran asimetrías en las ayudas difícilmente entendibles entre los principales sectores industriales emisores de GEI en España.

En cualquier caso, es necesario reiterar que esta evaluación del PERTE de descarbonización industrial es por naturaleza incompleta y en algunos casos conjetural. Sería imprescindible realizar esta evaluación de forma completa y rigurosa una vez se hayan ejecutado y estén operativas las inversiones, para poder determinar la efectividad de las ayudas en términos de descarbonización de la industria en España, y la eficiencia en términos de apoyo público por tonelada de GEI evitada.

Y también es preciso subrayar que incluso un mecanismo de ayudas bien diseñado sigue necesitando complementos para desarrollar esta política industrial inteligente de la que hablábamos antes, más aún en un contexto en el que los fondos europeos llegan a su fin, y en el que la disponibilidad fiscal española no es equivalente a la de otros estados miembros como Alemania o Francia que también buscan posicionar a su industria ante el futuro. El replanteamiento de las estrategias e infraestructuras de apoyo e impulso a la innovación tecnológica en la industria, el acceso a una energía renovable

competitiva, o la creación de mercados o estándares para productos industriales descarbonizados, como por ejemplo a través de la compra pública verde (Chiappinelli *et al.*, 2019), deben ser elementos también centrales en la política industrial española si nuestro país quiere aprovechar las evidentes oportunidades que ofrece la transición energética, y mitigar los riesgos que también conlleva.

NOTAS

(*) Instituto de Investigación Tecnológica, Universidad Pontificia Comillas, Alberto Aguilera 23, 28015 Madrid, Spain; MIT-CEEPR and EPRG, U. Cambridge. E-mail: pedro.linares@comillas.edu

- (1) Es decir, lograr que las emisiones netas, esto es, la suma de las emisiones realmente efectuadas y las capturas de las mismas por medios naturales o artificiales, sean nulas.
- (2) La situación en los mercados no europeos es más compleja: ya que al no poder eximir del ETS a las empresas europeas exportadoras, su competitividad en estos mercados sigue resultando afectada.
- (3) Evidentemente, estos objetivos tienden a ser optimistas. En la sección 4 se discute la razonabilidad de los mismos.
- (4) <https://www.infosubvenciones.es/bdnstrans/GE/es/convocatorias/735612>
- (5) <https://corporate.arcelormittal.com/media/press-releases/arcelormittal-provides-update-on-its-european-decarbonization-plans>
- (6) Esto ha requerido trasladar las ayudas a la Sociedad Estatal de Promoción Industrial y Desarrollo Empresarial (BOE-B-2026-295), siguiendo la recomendación de la Comunicación de la Comisión Europea: "Next Generation EU - The road to 2026" (COM(2025) 310 final/2 de junio de 2025 que plantea algunas posibilidades para extender el plazo de ejecución, transfiriendo los fondos a un instrumento gestionado de forma independiente (también del Gobierno) para promover la inversión privada.
- (7) Salvo que hayan podido ser financiadas por el PERTE Agroalimentario, véase comentario al respecto.

- (8) Una salvedad a tener en cuenta es que, si las transformaciones comentadas se produjeran a escala europea, también bajaría el nivel de emisiones de referencia, y por tanto la asignación gratuita y el ingreso a percibir por la venta de derechos.
- (9) Algo que hubiera requerido, evidentemente, una auditoría de costes, al igual que bajo la alternativa de concurrencia no competitiva, para evitar que los agentes pujaran el coste máximo previsto para así maximizar sus ingresos.
- (10) Como en todas estas cuestiones, la identificación del contrafactual es clave a este respecto: es previsible que el avance de las bombas de calor y la electrificación de procesos pueda lograr un porcentaje significativo de reducción de emisiones de la industria a 2030, pero no necesariamente asociado a las ayudas a la inversión del PERTE.

BIBLIOGRAFÍA

- Chiappinelli, O., Gerres, T., Neuhoff, K., Lettow, F., de Coninck, H., Felsmann, B., Joltreau, E., Khandekar, G., Linares, P. y Richstein, J. (2021).** A green COVID-19 recovery of the EU basic materials sector: identifying potentials, barriers and policy solutions. *Climate Policy*, 21, 1328–1346.
- Chiappinelli, O., Gruner, F. y Weber, G. (2019).** Green Public Procurement: Climate provisions in public tenders can help reduce German carbon emissions. *DIW Weekly Report*, 9, 433–441.
- Collado, N. y Linares, P. (2025).** El impacto del mecanismo de ajuste de carbono en frontera: evidencia disponible y retos futuros. *Cuadernos de Energía*, n.º 79, 49 – 55.
- EC. (2023).** [WWW Document]. URL https://climate.ec.europa.eu/eu-action/funding-climate-action/innovation-fund/what-innovation-fund_en (accessed 8.2.23)
- EUROSTAT. (2025).** *Air emissions accounts by NACE Rev. 2 activity*. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_ac_ainah_r2/default/table?lang=en
- Gerres, T. y Linares, P. (2022).** *Carbon Contracts for Differences (CCfDs) in a European context*. The Greens/EFA, Climate Strategies, London.
- Gerres, T. y Linares, P. (2024).** Perspectivas para la transformación industrial hacia una economía verde. Fundación Naturgy.
- IPCC. (2022).** Sixth Assessment Report, Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. The Working Group III contribution.
- Linares, P. y Labandeira, X.:** Energy efficiency: Economics and policy. *Journal of Economic Surveys*, 24(3), 573 – 592.
- MITERD. (2024).** *Balance energético de España 1990-2024*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/energia/files-1/balances/Publicaciones/Documents/balance_2024_2/Balance%20Energetico%20Espa%C3%B1a%201990_2024_v3.ods
- Neuhoff, K., Chiappinelli, O., Gerres, T., Haussner, M., Ismer, R., May, N., Pirlot, A. y Richstein, J. (2019).** *Building blocks for a climate-neutral European industrial sector*. Climate Strategies, London.
- Rodrik, D. (2014).** *Green Industrial Policy*. *Oxford Review of Economic Policy*. 30(3): 469–491.

DE LÍDER EN MOTORES A REZAGADO EN BATERÍAS: EL DESAFÍO ESPAÑOL

Esther Gordo

AIReF

María J. Moral (*)

UNED y Funcas

Resumen

Este artículo analiza la posición de la industria automovilística española en el contexto de la transición hacia una movilidad baja en carbono impulsada por la Unión Europea. A partir de la evolución reciente de la regulación sobre emisiones de CO₂, se examinan el ajuste productivo del sector, los cambios en el *mix* tecnológico de la producción y la inserción internacional de la industria española. El análisis muestra que, si bien España ha logrado mantener niveles elevados de producción y exportación, su especialización tradicional centrada en vehículos de combustión apenas ha cambiado, lo que le está llevando a orientarse en la exportación hacia mercados menos exigentes en términos de regulación medioambiental. Esta estrategia defensiva plantea riesgos relevantes para la competitividad del sector a medio plazo, especialmente ante el avance de la electrificación en los principales mercados europeos.

Palabras clave: industria del automóvil, descarbonización, competitividad, exportaciones, transición energética.

Abstract

This article analyzes the position of the Spanish automotive industry in the context of the transition toward low-carbon mobility driven by the European Union. Based on the recent evolution of CO₂ emissions regulations, it examines the sector's productive adjustment, changes in the technological mix of production, and the international integration of the Spanish industry. The analysis shows that, although Spain has managed to maintain high levels of production and exports, its traditional specialization focused on combustion-engine vehicles has barely changed, leading it to reorient its exports toward markets with less stringent environmental regulations. This defensive strategy poses significant risks to the sector's medium-term competitiveness, especially in light of the advance of electrification in the main European markets.

Keywords: automotive industry, decarbonization, competitiveness, exports, energy transition.

JEL classification: F14, L62, Q58.

I. INTRODUCCIÓN

La industria del automóvil ocupa una posición estratégica en la economía española y europea. Su peso en el empleo, la producción y sus efectos de arrastre sobre la innovación tecnológica la sitúan como uno de los pilares de la base industrial de las economías europeas. Al mismo tiempo, este sector es uno de los mayores contribuyentes a las emisiones de gases de efecto

invernadero asociadas al transporte, lo que lo sitúa en el centro de la estrategia europea de descarbonización (1).

La evolución de la regulación europea respecto a los objetivos de emisión del sector del automóvil refleja una tensión creciente entre el cumplimiento de los objetivos de cambio climático y el mantenimiento de la competitividad de una industria clave en el tejido productivo europeo (CE, 2025).

Así, en el marco de la estrategia europea *Fit for 55*, la Comisión Europea ha fijado objetivos cada vez más exigentes para la reducción de las emisiones de CO₂ de los vehículos nuevos matriculados, con un calendario de descarbonización progresiva acompañado de sanciones económicas que culminaba, inicialmente, con la prohibición de la matriculación de turismos y vehículos ligeros de combustión a partir de 2035 (salvo en aquellos que utilizaran combustibles sintéticos neutros en carbono). No obstante, las dificultades de adaptación de la industria, junto con la heterogeneidad de las estrategias nacionales, han llevado a la Comisión Europea a introducir sucesivas flexibilizaciones de los objetivos iniciales (CE, 2021).

Todo ello se produce, además, en un entorno internacional cada vez más exigente. Por un lado, China ha consolidado una posición predominante tanto en la producción final como en eslabones clave de las nuevas cadenas de valor vinculadas al vehículo eléctrico, especialmente en la producción de baterías y en el control de la oferta de minerales críticos y tierras raras que constituyen insumos estratégicos para la transición energética. Por otro lado, Estados Unidos ha optado por una política industrial muy activa a través del *Inflation Reduction Act* (IRA), con un enfoque que incluye créditos fiscales a la compra de vehículos eléctricos condicionados a requisitos de contenido local junto con importantes incentivos fiscales y subsidios a la producción doméstica.

En este contexto internacional (Stern, 2025), la industria europea del automóvil se enfrenta a una doble presión estructural. Por un lado, debe liderar la reducción de emisiones para cumplir los objetivos climáticos de la Unión Europea. Por otro, debe mantener su competitividad en un entorno global marcado por la creciente presencia de productores asiáticos y por una intensa competencia tecnológica.

Tanto el informe Draghi (2024), como la estrategia "Brújula para la Competitividad para la UE" de 2025 identifican la movilidad eléctrica no solo como una herramienta climática, sino como un eje de competitividad industrial, con implicaciones en empleo, autonomía tecnológica y resiliencia

frente a terceros países. En este sentido, diversos estudios muestran que las políticas climáticas no solo afectan a los costes de producción, sino que pueden redirigir el cambio tecnológico y la trayectoria de innovación hacia tecnologías limpias, generando efectos persistentes a medio y largo plazo sobre la especialización sectorial y la estructura productiva (Acemoglu et al., 2012; Aghion et al., 2016). No obstante, la magnitud y el signo de sus efectos sobre la competitividad resultan difíciles de estimar empíricamente, ya que dependen del ritmo de adopción tecnológica, de la respuesta de otros países y de las características estructurales de cada economía.

La electrificación, el desarrollo de nuevas cadenas de valor vinculadas a las baterías y la reconfiguración de los patrones de demanda representan no solo un desafío tecnológico, sino una redefinición radical del modelo industrial de automoción. La forma en que España y Europa gestionen esta transición determinará no solo el éxito de su política climática, sino también la sostenibilidad de su base industrial y su autonomía estratégica. Para responder a esta cuestión, en este artículo se analiza la adaptación de la industria automovilística europea a la regulación medioambiental y, en particular, se realiza un examen detallado de la industria automovilística española.

El examen específico de la industria española de automoción tiene sentido en un monográfico sobre descarbonización por varios motivos. En primer lugar, España se sitúa entre los Estados miembros con mayor población y extensión territorial, lo que implica que el desempeño español en materia de movilidad eléctrica representa un impacto significativo dentro de la estrategia climática comunitaria. En segundo lugar, España ocupa una posición destacada en la industria automovilística europea, siendo el segundo mayor productor de vehículos de la Unión Europea (UE) (International Organization of Motor Vehicle Manufacturers, 2024). En una perspectiva doméstica, la industria automovilística española ha sido históricamente uno de los pilares del sector manufacturero. Teniendo en cuenta su aportación directa e indirecta, esta industria representa el 7 por 100 del PIB español y cerca del 18 por 100 de las exportaciones totales.

En este contexto, surge una cuestión central: ¿está la industria automovilística española adaptando su estructura productiva y su especialización exterior al nuevo paradigma tecnológico que impone la electrificación, o está respondiendo mediante estrategias de ajuste que pueden resultar insuficientes a medio plazo? El principal resultado del artículo es poner de manifiesto que, aunque el sector mantiene una posición competitiva relevante en el ámbito europeo, la ventaja comparativa histórica basada en la producción de vehículos con motor de combustión puede convertirse en una vulnerabilidad en el nuevo entorno regulatorio y tecnológico. Es urgente adoptar una reorientación acelerada hacia el vehículo eléctrico, tal como ya ha iniciado el líder indiscutible del sector europeo, Alemania.

El trabajo se organiza como sigue. En la sección segunda, se presenta un panorama de la normativa europea sobre descarbonización en la automoción y cómo se han posicionado los principales actores. En la sección tercera, se analiza la evolución de la producción de la industria de automoción en España y la reestructuración tecnológica para hacer frente al proceso de descarbonización, con evidencia comparada con Alemania. En la sección cuarta se pone el acento en la inserción internacional, tanto en términos de especialización geográfica como tecnológica, la heterogeneidad entre plantas productivas, así como la competitividad revelada del sector automovilístico español. Finalmente, la quinta sección presenta las principales conclusiones. En el anexo se incluyen gráficos complementarios.

II. ESTÁNDARES EUROPEOS DE EMISIONES Y EL SECTOR DE AUTOMOCIÓN

Los objetivos de cambio climático en el ámbito de la movilidad se introdujeron, por primera vez, en 2009 para turismos y en 2011 para vehículos comerciales ligeros (furgonetas) y, desde entonces, se han revisado en diversas ocasiones. La modificación más relevante tuvo una naturaleza técnica y estuvo motivada por el escándalo del *Diéselgate* que puso en evidencia que el método de homologación siguiendo el sistema NEDC (*New European Driving Cycle*) se basaba en condiciones

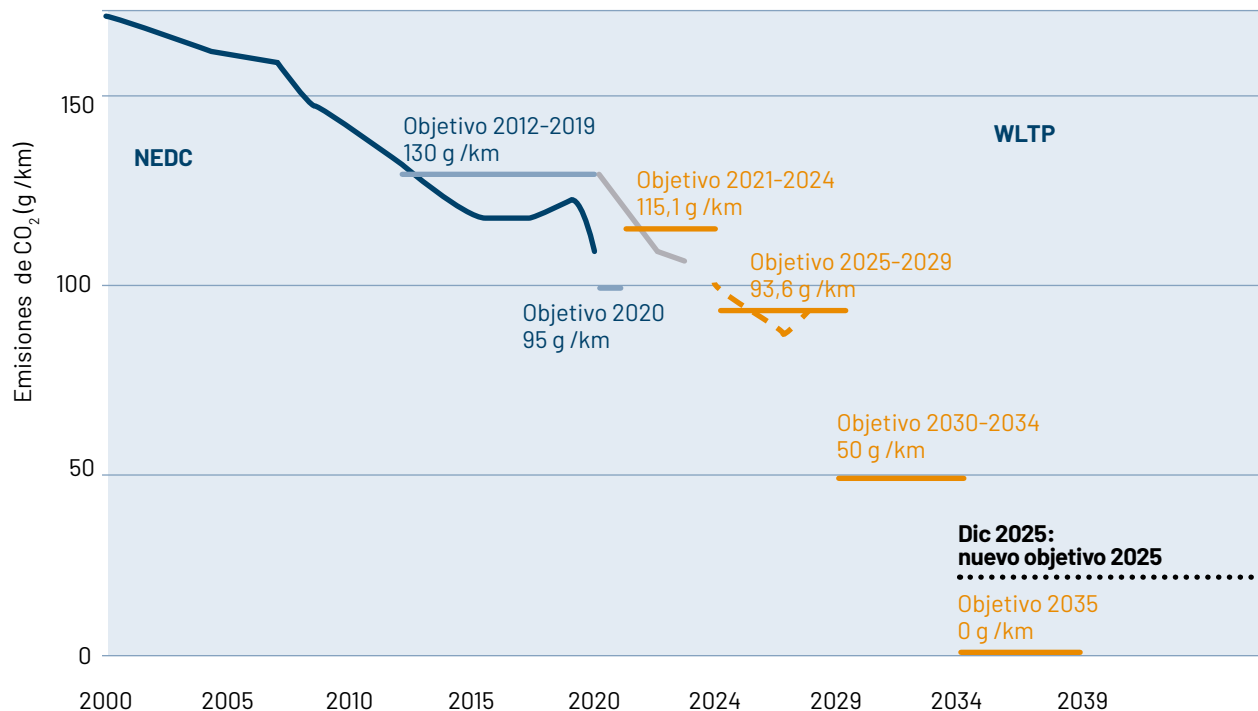
de conducción obtenidas en laboratorio poco realistas que permitían certificar consumos y emisiones notablemente inferiores a los observados en condiciones reales. Esto impulsó una revisión profunda de los métodos de homologación hasta llegar al sistema WLTP (*Worldwide Harmonised Light Vehicles Test Procedure*) que se aplica en la actualidad. Este procedimiento de medición se implantó de forma progresiva y pasó a ser obligatorio en Europa para los vehículos nuevos a partir de septiembre de 2018.

Pasar de homologar con NEDC a WLTP elevaba, *de facto*, las emisiones de CO₂. Esto planteaba dos problemas de distinta índole. Por una parte, en los países en los que el impuesto de matriculación dependía de las emisiones, esto suponía, automáticamente, un incremento de precio en muchos modelos de automóviles. En España, por ejemplo, se aplicó una moratoria y empezó a ser obligatorio el 1 de enero de 2021. Por otra parte, desde el punto de vista de los objetivos de descarbonización, evidenciaba una dificultad añadida para conseguir su consecución.

Por ello, en el marco del paquete legislativo *Fit for 55*, la Comisión Europea propuso la revisión de los estándares de CO₂ aplicables a turismos y vehículos comerciales ligeros, planteando reducciones adicionales respecto a los niveles de 2021. Esta reforma se adoptó en febrero de 2023 (2), con metas intermedias para 2025 y 2030, y el objetivo último de alcanzar en 2035 una reducción del 100 por 100 de las emisiones en vehículos matriculados nuevos. Esto es, los vehículos nuevos deberían presentar emisiones de CO₂ en el uso (emisiones de escape) de 0 g/km. En realidad, la normativa europea no prohibía el uso del motor de combustión, ya que permitía la posibilidad de comercializar vehículos nuevos que utilizaran exclusivamente combustibles sintéticos neutros en carbono. Si bien, dada la tecnología actual, esta vía era bastante improbable.

El reglamento establecía objetivos vinculantes que se aplicaban por cada fabricante, fijando una reducción porcentual media anual de las emisiones de la flota de vehículos nuevos matriculados respecto a los niveles de 2021 (un -15 por 100 entre

GRÁFICO 1
EMISIONES MEDIAS DE CO₂ EN EUROPA Y OBJETIVOS PROPUESTOS



Nota: En el gráfico se expresan los objetivos promedio europeos, aunque el cumplimiento se mide a nivel de fabricante. En mayo de 2025 se flexibilizó el objetivo de manera que se exige que, en media, para 2025-2027 las emisiones sean de 93,6 g/km. La línea naranja rayada muestra una posibilidad en la que en 2025 las emisiones superan este umbral, pero se compensan con las de 2027. La línea punteada negra indica la revisión del 15 de diciembre de 2025: emisión posible de 9,3 g/km.

Fuentes: Elaboración propia basada en los datos de EEA (Agencia Europea de Medio Ambiente) y Comisión Europea.

2025 y 2029; -55 por 100 entre 2030 y 2034; -100 por 100 a partir de 2035 en el caso de los turismos y -50 por 100 entre 2030 y 2034 para vehículos comerciales ligeros).

En el gráfico 1 se muestran las emisiones medias bajo NEDC y bajo WLTP, junto con los objetivos expresados en cada métrica (en términos de gramos de CO₂ por kilómetro), lo que permite visualizar la trayectoria de reducción prevista frente a la observada. De acuerdo con estos cálculos, de 2025 a 2029 cada fabricante tenía que vender vehículos cada año con emisiones inferiores a 93,6 g/km; entre 2030 y 2034 se reducía a 49,5 g/km y, finalmente, a partir de 2035, se exigía la neutralidad de emisiones (0 g/km).

En caso de incumplimiento, la multa a las empresas por exceso de emisiones no era desdeñable. Sin embargo, la normativa permitía acuerdos de *pooling* con fabricantes con una elevada proporción de vehículos de cero emisiones (por ejemplo, Tesla o productores de vehículos eléctricos de China) para cumplir conjuntamente los objetivos de emisiones medias de CO₂.

Desde su aprobación en 2023, la propuesta fue objeto de intensa negociación entre los Estados miembros y contó con presiones significativas por parte de la industria automovilística y de algunos países con mayor peso en la producción de vehículos. Por ello, en mayo de 2025, la Comisión Europea

adoptó un mecanismo que concedía mayor flexibilidad en la aplicación del objetivo correspondiente al período 2025-2029. Sin modificar el nivel final del objetivo (-15 por 100 respecto a 2021), se permitió que el cumplimiento pudiera evaluarse teniendo en cuenta la media de emisiones del período 2025-2027, en lugar de exigirse un ajuste estricto año a año. Ello concedía a los fabricantes mayor margen temporal adicional para adaptarse, al permitir compensar desviaciones iniciales con reducciones posteriores dentro del trienio, pero la exigencia global permanecía inalterada.

Es evidente que el acuerdo planteado en mayo de 2025 solo suponía un respiro momentáneo porque en 2027 las emisiones tendrían que ser inferiores a 93,6 g/km en el promedio de la UE para compensar desvíos anteriores (en el gráfico 1 se muestra como ejemplo la línea naranja discontinua para ese período). Para cumplir estos objetivos, algunas estimaciones sugieren que las ventas de coches eléctricos con batería deberían representar en torno al 65 por 100 del total de ventas de coches nuevos para 2030 en el conjunto de la UE, y que para 2035 todas las ventas de coches nuevos deberían ser totalmente eléctricos (IEA, 2023). Dado que las ventas de vehículos eléctricos representan actualmente en torno al 16 por 100 del total de ventas de coches en Europa (20 por 100 si se consideran los híbridos enchufables), es evidente que los objetivos representan un enorme desafío. En España, la penetración de coches eléctricos es aún menor, alcanzando en 2025 solo el 8 por 100 del total de matriculaciones de automóviles nuevos (3).

Los fabricantes y los países productores siguieron presionando a la Comisión Europea (4) y, en diciembre de 2025, la Comisión volvió a revisar estos objetivos en el *Automotive Package* (5). Aunque la información disponible no es muy concreta, se incluye una propuesta de revisión de los estándares de CO₂ para turismos y furgonetas. En dicha propuesta, el objetivo de 2035 se reformula desde una reducción del 100 por 100 de las emisiones de escape hacia una reducción del 90 por 100 respecto a 2021 (línea gris en el gráfico). La propuesta abre la puerta a que una fracción del 10 por 100 del mercado no sea cero emisiones y se contemplan mecanismos para compensar esa brecha. No obstante,

a la fecha, la Comisión no ha concretado completamente el diseño de estos mecanismos ni cómo se ajustarían los hitos intermedios hacia 2035. En conjunto, el propósito es mantener el objetivo estratégico de descarbonización del transporte, pero busca introducir mayor flexibilidad y “neutralidad tecnológica” en el modo de cumplimiento, en un contexto de competencia internacional y necesidades de adaptación industrial del sector europeo del automóvil.

Además de todo ello, se han ido aprobando otras normativas para fomentar la movilidad eléctrica relacionadas con la sostenibilidad y durabilidad de las baterías, la integración de puntos de recarga en la red transeuropea de transporte, la instalación de infraestructura de recarga en edificios, etc., que muestran un compromiso de la UE con la transición hacia una movilidad descarbonizada.

1. Adaptación de la demanda europea de automóviles

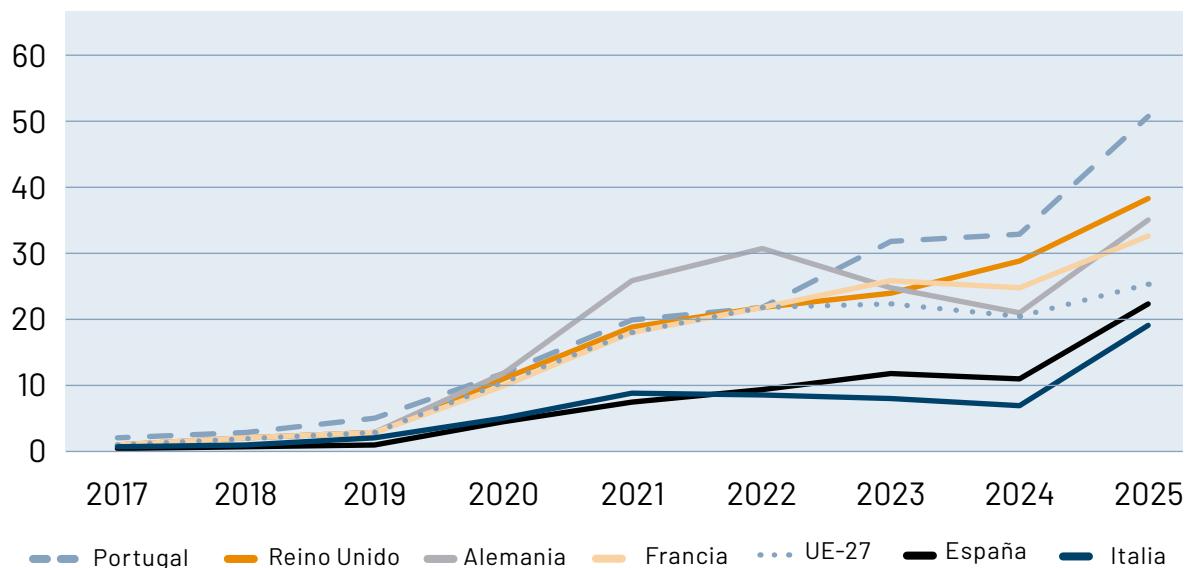
La electrificación del automóvil ha dejado de ser una tendencia incipiente para convertirse en un fenómeno estructural a nivel global. Los vehículos eléctricos que, en un sentido amplio, incluyen los vehículos de batería eléctrica (*battery electric vehicles, BEV*) y los eléctricos híbridos enchufables (*plug-in hybrid electric vehicles, PHEV*), representaron en 2024 cerca del 20 por 100 de las ventas mundiales de turismos, el nivel más elevado registrado hasta la fecha (ICCT, 2025; IEA, 2024). La combinación de avances tecnológicos que están aumentando la autonomía, la reducción del coste de las baterías y la expansión progresiva de la infraestructura de recarga ha ampliado de forma significativa su viabilidad económica y su aceptación entre los consumidores.

En la UE-27 la tasa de electrificación es superior. En 2025, las matriculaciones de *BEV* más *PHEV* han alcanzado una cuota de mercado del 25,6 por 100. No obstante, la heterogeneidad entre países es notable. Portugal lideró el proceso de electrificación, con una cuota del 51,1 por 100, seguido por Alemania (35,2 por 100) y Francia (32,9 por 100), todos ellos claramente por encima de la media europea. En contraste, España e Italia

GRÁFICO 2

EVOLUCIÓN DE LA CUOTA DE MATRICULACIÓN DE VEHÍCULOS ELECTRIFICADOS (BEV + PEHV)

En porcentaje



Fuente: European Automobile Manufacturers Association (ACEA).

continúan mostrando niveles más reducidos (véase el gráfico 2).

En efecto, la transición hacia vehículos eléctricos de batería (BEV) en España se está dilatando (Moral, 2026). El Foro de Movilidad de 2024 (Alphabet, 2025) indicaba que solo el 13 por 100 de los consumidores se plantearían comprar un BEV y un 15 por 100 un PHEV. En esta línea, se constata que el significativo aumento de las ventas de estos automóviles en 2025 se ha visto impulsado por los Planes MOVES, ya que contribuyen a reducir la resistencia al cambio que se fundamenta en los todavía relativamente altos precios, la incertidumbre sobre duración de las baterías, los escasos puntos de recarga o la reducida autonomía (Arcos, 2022).

Las diferencias en la composición de la demanda por tipo de combustible se reflejan de manera consistente en las emisiones medias de CO₂ de los vehículos nuevos. Según datos de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2024), en 2023 la media de la UE-27 se situó en 107,8 gramos de CO₂

por kilómetro, pero con divergencias sustanciales entre Estados miembros (véase el cuadro n.º 1). Evidentemente, cuanto mayor es la electrificación de las matriculaciones del país, menor es el nivel de emisiones. Suecia, Finlandia o Países Bajos ya estaban con niveles inferiores a 75 g/km; mientras que economías con menor penetración eléctrica superaban los 130g/km como Chequia, Polonia o Eslovaquia. España e Italia, aunque con menores emisiones que estos países, siguen con emisiones superiores a la media de la UE-27. El caso de Noruega constituye una referencia extrema: la práctica generalización de las ventas eléctricas ha reducido la media de emisiones hasta 14,5 g/km.

2. Adaptación de la estructura productiva europea

La evidencia comparada indica que la transición hacia el vehículo eléctrico avanza a ritmos desiguales entre fabricantes y regiones. Los análisis del International Council on Clean Transportation (2025) muestran que el grado de electrificación de las ventas, el volumen de inversión en nuevas tecnologías y la

CUADRO N.º1

EMISIONES DE AUTOMÓVILES MATRICULADOS EN EUROPAEn gramos de CO₂ por km.

PAÍSES	CÓDIGO	2010	2020	2023
Eslovaquia	SK	149,0	144,6	137,6
R. Checa	CZ	148,9	144,9	136,3
Polonia	PL	146,2	146,0	134,8
Estonia	EE	162,0	147,6	134,5
Letonia	LV	162,0	146,8	132,1
Bulgaria	BG	158,9	147,1	130,8
Lituania	LT	150,9	146,2	129,9
Hungría	HU	147,4	141,4	127,6
Croacia	HR		135,2	127,2
Eslovenia	SI	144,4	138,6	123,9
Italia	IT	132,7	132,5	120,1
España	ES	137,9	135,5	117,5
Rumanía	RO	148,5	138,5	115,8
Alemania	DE	151,1	136,0	113,0
Grecia	EL	143,7	130,5	112,7
UE-27	EU27	139,6	130,8	107,8
Luxemburgo	LU	146,0	143,9	106,8
Austria	AT	144,0	135,7	104,1
Chipre	CY	155,8	151,9	100,4
Irlanda	IE	133,2	130,0	97,6
Francia	FR	130,5	121,1	96,8
Malta	MT	131,2	128,1	91,5
Portugal	PT	127,2	118,0	89,8
Bélgica	BE	133,4	130,6	85,3
Países Bajos	NL	135,8	104,4	74,2
Dinamarca	DK	126,2	116,4	73,3
Islandia	IS		96,3	61,9
Suecia	SE	151,3	111,7	61,0
Finlandia	FI	149,0	120,0	60,9
Noruega	NO			14,5

Fuente: Eurostat.

capacidad de adaptación a los objetivos regulatorios difieren de manera significativa entre grupos automovilísticos. En términos agregados, los fabricantes europeos tienden a situarse por delante de sus homólogos estadounidenses (donde todavía Ford mantiene

una elevada proporción del mercado de combustión) y japoneses en el proceso de transición hacia vehículos de cero emisiones, aunque con una notable heterogeneidad, como muestra el liderazgo destacado tanto de la americana Tesla como de la japonesa Toyota.

Aunque Europa continúa siendo uno de los principales polos de fabricación automovilística a escala mundial, su posición relativa en el segmento del vehículo eléctrico presenta vulnerabilidades importantes. Tras décadas de especialización en tecnologías asociadas al motor de combustión interna, especialmente en motores diésel que se vieron favorecidos por la regulación europea anterior (Miravete *et al.*, 2018), la industria europea afronta un proceso de adaptación particularmente exigente.

La evidencia de la OCDE y del Fondo Monetario Internacional subraya que la transición hacia la movilidad eléctrica está reconfigurando las cadenas globales de valor del sector automovilístico (OCDE, 2023; Wingender *et al.*, 2024). La electrificación simplifica la arquitectura mecánica tradicional del vehículo, ya que reduce el peso relativo de componentes asociados al motor de combustión interna y a su sistema de transmisión, pero incrementa la importancia relativa de componentes como las baterías, el *software* y la electrónica. En todos estos segmentos de la producción, China ha adquirido una ventaja competitiva temprana (Joint Research Centre, 2024). Teniendo en cuenta que las baterías representan hasta el 40 por 100 del valor de un vehículo eléctrico medio y que, en 2023, los productores chinos concentraron el 83 por 100 de la producción mundial de baterías ensambladas (frente al 7 por 100 de la UE), es patente la preponderancia y la autonomía de los fabricantes chinos respecto de los europeos. La dependencia es aún más marcada en los componentes y materias primas “críticas” que son fundamentales para la producción del vehículo eléctrico, ya que la UE importa el 99 por 100 del grafito natural y el 100 por 100 del litio refinado, entre otros.

3. Política medioambiental versus política industrial

En este contexto, es evidente que el futuro del sector europeo de automoción plantea retos importantes para la política económica europea. Se debe hacer frente, de nuevo, a uno de los *trilemas* presentes en la estrategia europea: la “descarbonización del transporte” requiere la “electrificación de la movilidad”, que, en las circunstancias

actuales de elevada dependencia de China en toda la cadena de valor, supone un desafío para la “autonomía estratégica y la reducción de la dependencia de China” (en baterías, minerales críticos y componentes clave).

Durante años, la UE ha delegado su política industrial en torno al coche eléctrico a la regulación climática, haciendo depender su expansión de los objetivos climáticos y fijando umbrales de emisiones muy estrictos. A este respecto, la relajación de los objetivos anunciada en diciembre de 2025 es una muestra incuestionable de que la UE pretende preservar la base industrial y el empleo para evitar una “desindustrialización verde”.

En fechas recientes, se han adoptado también medidas relevantes de política comercial para la protección de la industria. Así, la Comisión Europea adoptó el 30 de octubre de 2024, tras una investigación (6), aranceles defensivos (antisubsidios) a las importaciones de vehículos eléctricos procedentes de China que varían entre el 17 por 100 y el 35,3 por 100 según el fabricante y que estarán en vigor durante cinco años. No obstante, la efectividad de estas medidas es difícil de establecer *a priori*. Por un lado, cabe destacar que se grava la importación de vehículos y no de sus componentes, lo que puede acabar favoreciendo la implantación de empresas chinas en territorio europeo para ensamblar aquí los vehículos (como el caso de BYD en Hungría). Hasta cierto punto, la UE no ve con malos ojos esta opción, puesto que se conseguiría redistribuir empleo a estas nuevas factorías (tal como se ha hecho en Barcelona con la factoría de Nissan que ahora gestiona el fabricante chino Chery). Sin embargo, es preciso ser conscientes de la competencia que supone Turquía en este aspecto, que ofrece costes laborales más bajos y, debido a la Unión Aduanera con la UE, sus exportaciones no están gravadas con ningún arancel. De hecho, el fabricante BYD está preparando una factoría incluso mayor en Turquía y retrasando la puesta en marcha a pleno rendimiento la de Hungría).

En relación con lo anterior, existe un debate activo en la UE sobre introducir normas que exijan un porcentaje mínimo de componentes europeos en vehículos o baterías (7). Pero, en cualquier caso,

además de efectos a largo plazo de reconfiguración del mercado (8), se debe tener mucha cautela en estas políticas comerciales dada la elevada dependencia de la UE en la cadena de valor del automóvil, ya que China podría imponer restricciones a las exportaciones de baterías, minerales o productos básicos.

Por último, es preciso mencionar los fondos *Next Generation EU* (NGEU), puesto que han desempeñado un papel relevante en la fase de despliegue y adopción del vehículo eléctrico en Europa, justificado por su orientación a la transición verde y digital. Sin embargo, su diseño temporal, fragmentado y orientado a la recuperación macroeconómica tras la crisis provocada por el COVID-19 ha limitado su capacidad para constituirse en un pilar de política industrial. En Estados Unidos, por ejemplo, la *Inflation Reduction Act* (IRA) ofrece una política industrial más explícita con subsidios masivos condicionados a requisitos de contenido doméstico en el valor del vehículo.

En el caso español, el principal instrumento de política industrial en el ámbito de la movilidad eléctrica es el PERTE VEC (Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica del Vehículo Eléctrico y Conectado), diseñado en el marco del programa de los fondos NGEU (CE, 2021). El PERTE VEC articula un esquema de colaboración público-privada orientado a reforzar la competitividad del sector automovilístico, acelerar su transición tecnológica y reducir vulnerabilidades estratégicas en un contexto de transformación energética y digital. No obstante, la evaluación institucional ha señalado limitaciones relevantes en su implementación. En concreto, el Informe del Tribunal de Cuentas (2025), referido al período 2021-2023, identifica deficiencias en el proceso de formalización y documentación de la fase de diseño, que se tradujeron en un grado de ejecución inferior al programado en las fases iniciales del programa. El Tribunal percibe debilidades de información que dificultan la trazabilidad del instrumento y la evaluación rigurosa de su impacto económico durante el período analizado.

El PERTE VEC puede reducir fricciones en la fase de despliegue del vehículo eléctrico con el apoyo financiero a la infraestructura de recarga

y la electrificación de las flotas. No obstante, es preciso ser conscientes de que, en un contexto de desarrollo incipiente de la producción doméstica, las ayudas a la compra de vehículos nuevos han favorecido las importaciones (procedentes de China, fundamentalmente), lo que ha aumentado el problema de dependencia. En este sentido, Francia ya está dando una señal en estos incentivos a la compra, aumentando la subvención cuando el vehículo ha sido ensamblado en la Unión Europea.

En consecuencia, aunque se han implementado medidas para el apoyo del vehículo eléctrico europeo, no parece que sean suficientes para resolver los desafíos estructurales de escala, costes y posicionamiento competitivo de la industria europea del automóvil.

III. LA INDUSTRIA DE AUTOMOCIÓN ESPAÑOLA ANTE LA NUEVA REALIDAD CLIMÁTICA

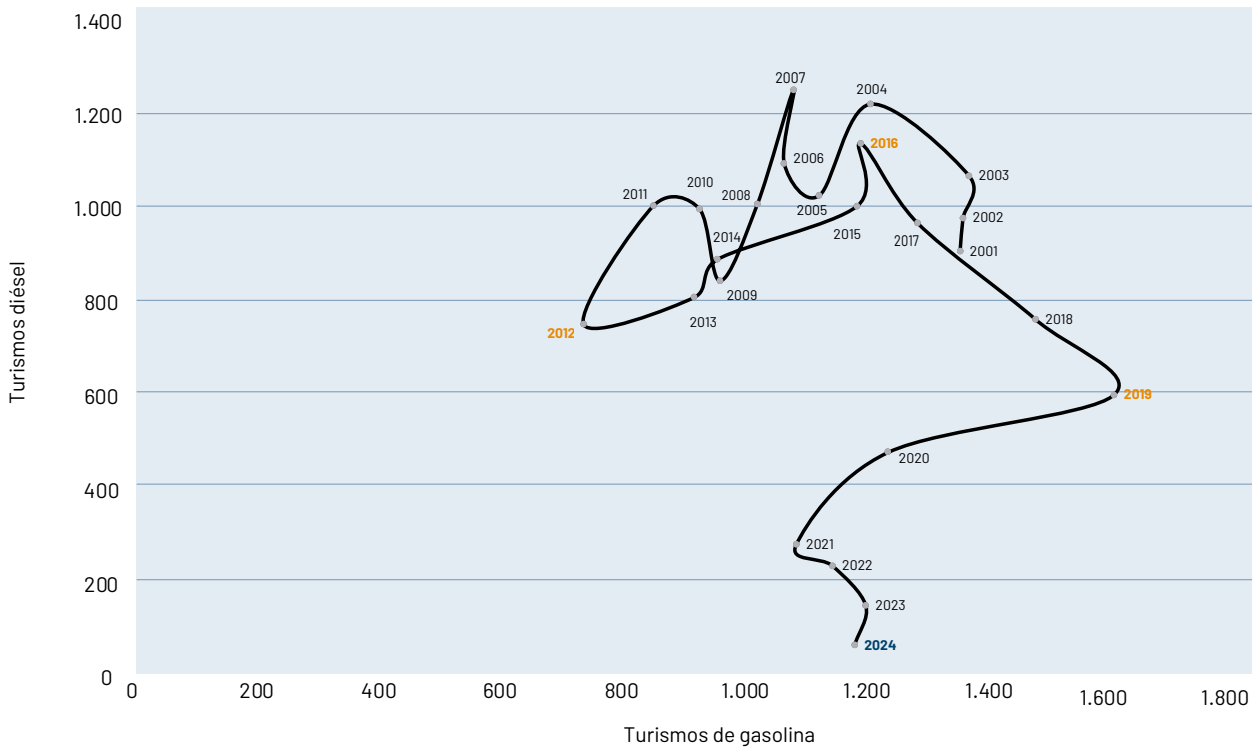
La industria automovilística española ha sido líder en la producción de vehículos, pasando de tener una industria inexistente a finales de los años 60 a ser el quinto productor mundial en los años noventa (Miravete y Moral, 2024). En la actualidad, sigue siendo el segundo productor en Europa, por detrás de Alemania, con factorías de ensamblaje repartidas por todo el territorio nacional.

Tradicionalmente, la producción ha sido de vehículos de combustión interna, al igual que en el resto de Europa, donde se lanzó una apuesta muy importante por la producción de vehículos diésel. El gráfico 3 muestra la trayectoria de la producción española de turismos y todoterrenos de combustión en lo que va de siglo (9). Hasta 2007, todavía seguía avanzando la producción de automóviles diésel a costa de reducir la producción de gasolina (debido a la restricción de capacidad). La Gran Recesión provocó un duro ajuste en la producción de ambos tipos de motores y la recuperación posterior a 2012 también se repartió entre ambos tipos de automóviles. El cambio de estrategia comenzó con el *Diéselgate* y, desde el punto de vista medioambiental, se empezó a estigmatizar al diésel. Las factorías españolas pasaron de producir, en 2016, 1,15 millones de automóviles diésel a tan solo 75.700 unidades en 2024.

GRÁFICO 3

PRODUCCIÓN DE AUTOMÓVILES DE COMBUSTIÓN EN ESPAÑA EN EL SIGLO XXI

2001 - 2024, en miles de unidades



Nota: Se incluyen turismos y todoterrenos.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de ANFAC.

En un primer momento, la producción se sustituyó por automóviles de gasolina; sin embargo, el ajuste también ha llegado a este motor, estabilizándose la producción en torno a 1,2 millones de unidades.

La participación en el valor añadido bruto total (VAB) del generado por las actividades directas del sector de automoción (10), es decir, de los sectores CNAE 2 (Fabricación de vehículos de motor, remolques y semirremolques) y 45 (Venta y reparación de vehículos de motor y motocicletas), muestra una erosión paulatina de su posición hasta 2007. Aunque se había recuperado hasta 2018, desde entonces no consigue restablecer su protagonismo y en 2024 ya solo representa el 2,5 por 100 del VAB español. Precisamente, esta debilidad en el último quinquenio está relacionada con las nuevas condiciones medioambientales y la regulación de emisiones. La cuestión relevante, entonces, es comprobar cómo

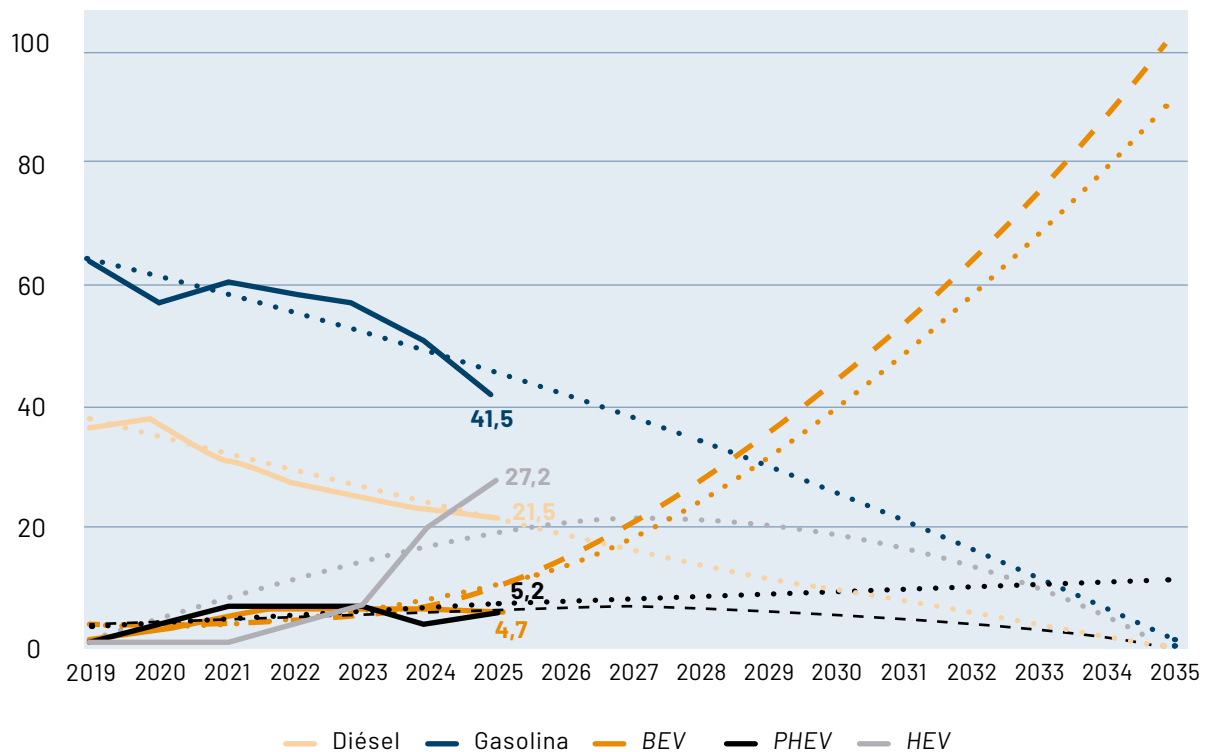
se está abordando la sustitución de automóviles de combustión hacia vehículos menos contaminantes: híbridos no enchufables (HEV), eléctricos enchufables (PHEV) o eléctricos puros (BEV).

Para empezar, es muy llamativo que el Ministerio de Industria y Turismo, a través de la Subsecretaría de Industria y Turismo, en su información estadística sobre la "Fabricación de vehículos automóviles y bicicletas" solo incluya información de motores de gasolina y diésel. Avanzar en la descarbonización de la economía requiere que todas las instituciones públicas dediquen recursos a medir cuestiones relevantes desde el punto de vista medioambiental. Es crucial contar con estadísticas oficiales que ofrezcan la producción de vehículos por tipo de motor. España es el segundo productor de Europa y, además, una parte muy relevante de los fondos NGEU se está destinando

GRÁFICO 4

PRODUCCIÓN DE AUTOMÓVILES Y PREDICCIÓN PARA EL OBJETIVO DE EMISIONES DE 2035

2019 - 2035, en porcentaje sobre el total producido al año



Nota: Las predicciones para 2025 muestran la previa a diciembre de 2025 en la que solo se podrían vender BEV, es decir, estos vehículos tenían que representar el 100 por 100 de la producción (línea de rayas, naranja para BEV), mientras que con la revisión de diciembre de 2025 se permite, al menos, un 10 por 100 de PHEV (líneas negras punteadas).

Fuentes: Elaboración propia a partir de información de ANFAC y la Comisión Europea.

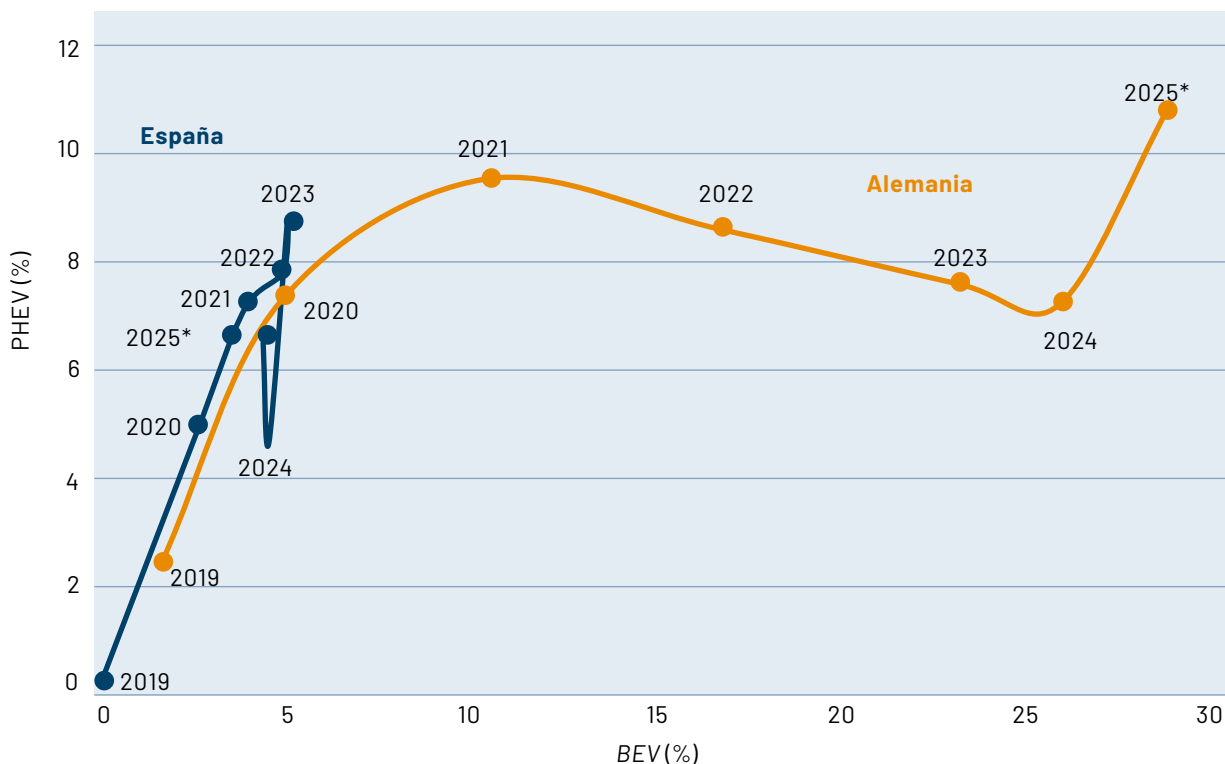
de una u otra forma a esta industria, siendo uno de los criterios para su asignación la tecnología del motor.

No obstante, se puede obtener información de ANFAC (Asociación Nacional de Fabricantes de Automóviles y Camiones). El gráfico 4 muestra la cuota de producción por tipo de motor de 2019 a 2025, así como la trayectoria estimada que deberían seguir estas cuotas para cumplir los objetivos de descarbonización europeos en 2035. Las líneas rayadas hacen referencia al objetivo de eliminación total de producción de vehículos de combustión y las líneas punteadas indican la tendencia a seguir si se permite que el 10 por 100 sean PHEV. El pri-

mer punto que destacar es que la producción de vehículos eléctricos en España es posterior a la pandemia. En segundo lugar, se comprueba que la producción de automóviles de gasolina o diésel representa todavía en 2025 el 63 por 100 del total y que los BEV y PHEV tan solo suman el 9,9 por 100. Este es el verdadero hándicap de la industria. Los híbridos HEV no son coches eléctricos, ya que la electricidad la generan con el motor de combustión; por tanto, con la normativa actual no podrían fabricarse en 2035.

En consecuencia, las factorías españolas deben cambiar de estrategia para asegurar su viabilidad futura. Solo aumentando significativamente la produc-

GRÁFICO 5
PRODUCCIÓN DE AUTOMÓVILES ELÉCTRICOS EN ESPAÑA VS. ALEMANIA
 2019-2025, en porcentaje sobre el total producido en cada país



Nota: El dato de 2025 incluye el acumulado hasta noviembre en España y hasta octubre en Alemania, respectivamente.

Fuentes: Elaboración propia a partir de datos de ANFAC y VDA.

ción de vehículos eléctricos puros o, en todo caso, de eléctricos enchufables podrán ser competitivas.

La otra opción que podría contribuir a moderar los desafíos impuestos por la descarbonización es que se vuelvan a atenuar los objetivos de emisiones. Esto ya ha ocurrido y, por supuesto, es un escenario probable si la UE no quiere asumir un coste demasiado elevado en términos de dependencia y empleo. Ahora bien, esto va a depender de la oposición que ejerzan los Estados miembros. En este sentido, es pertinente examinar cuál es la situación de la industria de automoción alemana.

El liderazgo de la industria alemana no parece estar en peligro, pues ha desarrollado una transi-

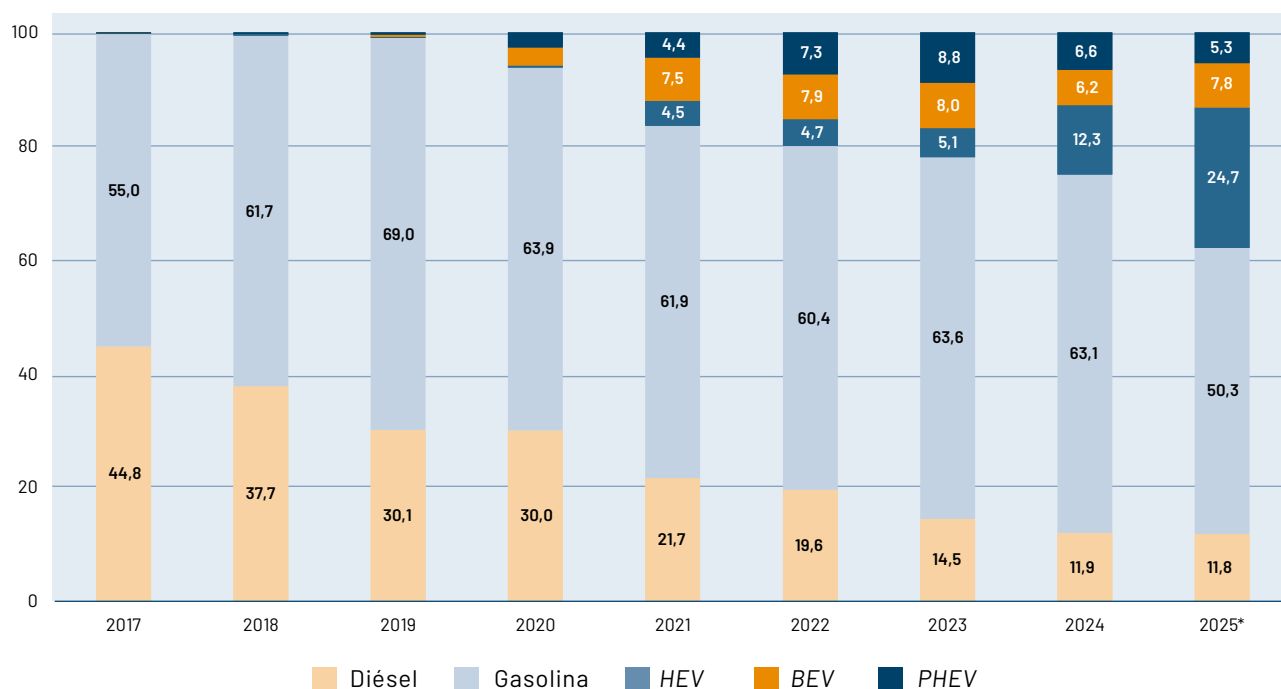
ción hacia el vehículo eléctrico bastante intensa. La producción de vehículos eléctricos puros (BEV) ya alcanza el 29 por 100 de su producción y sumando los híbridos enchufables (PHEV), se llega al 40 por 100 (según datos de octubre de 2025; VDA, 2025). En consecuencia, la posición de la industria española está en clara desventaja respecto de la alemana (gráfico 5).

Las empresas fabricantes en España se están quedando rezagadas ante el objetivo de descarbonización al no romper el techo del 5 por 100 de la producción de BEV. Una posible explicación para este diferente comportamiento entre los dos líderes europeos de la automoción es que mientras que en Alemania están los polos de decisión, en España solo

GRÁFICO 6

EXPORTACIÓN DE VEHÍCULOS POR TIPO DE MOTOR, 2017-2025

En porcentaje



Nota: Vehículos con un peso comprendido entre 800 kg y 3.500 kg. En 2025, el acumulado es hasta octubre.
Fuente: Elaboración propia a partir de AEAT (Agencia Tributaria, 2025).

están las factorías, no los centros de decisión de las cadenas de globales de producción. Esto supone un difícil reto que se tendrá que salvar cuanto antes.

IV. OBJETIVO: MANTENER EL LIDERAZGO EN EL COMERCIO EXTERIOR

La industria de automoción española se enfrenta al riesgo de perder su liderazgo, pero esta industria exporta el 89 por 100 de su producción, por lo que su supervivencia está íntimamente ligada al comercio exterior (Moral, 2020). Por ello, en esta sección se examina el comportamiento de las exportaciones y los efectos de la lenta transición en el *mix* de producción y en la competitividad exterior.

A diferencia de lo que ocurre con la producción, la información oficial sobre exportaciones es muy

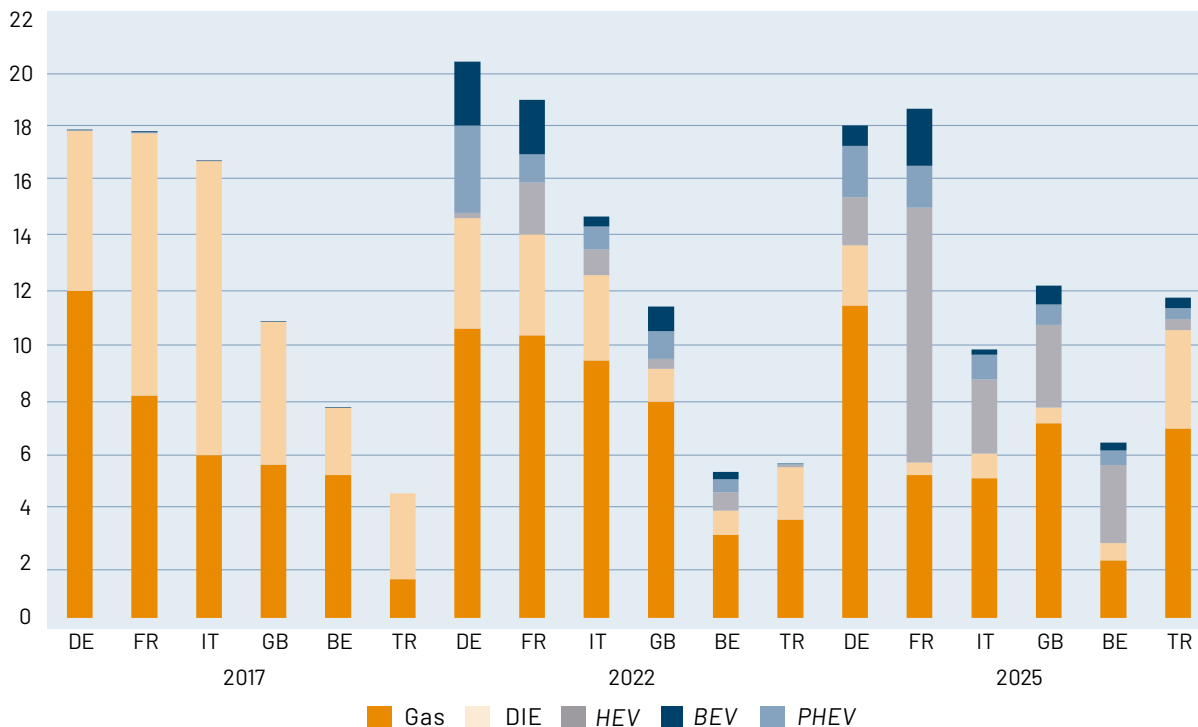
buena. A partir de las estadísticas de comercio exterior de la Agencia Tributaria (AEAT, 2025), se construye una base de datos que identifica la exportación desde cada provincia de vehículos nuevos por tipo de motor. En concreto, se seleccionan registros con peso compatible con automóviles (entre 800 kg y 3.500 kg) y solo vehículos no marginales con un precio (antes de impuestos) comprendido entre los 6.000 euros y los 100.000 euros. El período homogéneo seleccionado abarca desde 2017 a 2025 (este último solo con datos acumulados hasta octubre).

El primer punto que acapara nuestra atención es la evolución agregada de las exportaciones por tipo de motor. El gráfico 6 muestra que, efectivamente, el desplazamiento hacia vehículos eléctricos se inicia en 2020 y que, a pesar de que en un primer momento la penetración de vehículos *BEV* y

GRÁFICO 7

PRINCIPALES DESTINOS POR TIPO DE MOTOR

En porcentaje sobre el valor total de exportaciones por año



Nota: Los principales seis destinos (DE=Alemania, FR=Francia, IT=Italia, GB=Reino Unido, BE=Bélgica, TR=Turquía. Los datos de 2025 son acumulados hasta octubre.

Fuente: Elaboración propia a partir de AEAT (2025).

PHEV era muy alentadora (un 16,8 por 100 en 2023), en los dos últimos años se observa un cambio significativo que trunca esta tendencia y compromete los resultados futuros: los híbridos no enchufables (HEV) asumen todo el protagonismo del “ajuste medioambiental” del modelo productivo. El protagonismo creciente de los HEV puede entenderse como una estrategia de transición de bajo riesgo tanto para fabricantes como para consumidores, ya que permite reducir las emisiones medias sin afrontar plenamente la reconfiguración tecnológica e industrial asociada al vehículo eléctrico puro. Sin embargo, esta vía intermedia puede retrasar la adaptación estructural necesaria para competir en los segmentos de mayor contenido tecnológico. De hecho, en la actualidad, esta estrategia está relegando la expansión de los BEV y PHEV.

En definitiva, esta trayectoria agregada de las exportaciones confirma que la industria española se enfrenta a un difícil reto en un contexto en el que la demanda de vehículos electrificados está creciendo en los mercados europeos (gráfico 2). Para conocer las opciones de supervivencia en el escenario actual, se examina la participación de los principales destinos en las exportaciones españolas.

En la actualidad, los seis principales mercados de la industria automovilística española (Alemania, Francia, Italia, Reino Unido, Bélgica y Turquía) acaparan el 77 por 100 de las exportaciones. La distribución de las ventas a estos destinos por tipo de motor indica que los cinco mercados europeos están reduciendo su protagonismo en favor de Turquía, tal como se puede apreciar en el gráfico.

co 7 que muestra la cuota de las exportaciones a estos seis destinos, distinguiendo por tipo de motor en los años 2017, 2022 y 2025 (este último solo con datos hasta octubre). Esta tendencia se observa también en mercados europeos más pequeños como Portugal y Países Bajos. Además, es importante señalar que los destinos europeos demandan más vehículos electrificados, siendo ya mínima la demanda de vehículos diésel. Por el contrario, el 90 por 100 de los vehículos exportados a Turquía son de combustión (similar composición se observa en las exportaciones dirigidas a Marruecos y México).

Todo ello sugiere que las empresas están solventando la debilidad de su modelo productivo diversificando hacia mercados menos comprometidos con la descarbonización y la política medioambiental. Esto puede ser una estrategia temporal adecuada a corto plazo, pero a largo plazo las empresas deben reestructurar las cadenas de producción dada la importancia de los mercados europeos más próximos en las exportaciones y la competencia que puede suponer la producción en Turquía.

1. Ante la regulación medioambiental, las estrategias de los fabricantes son diferentes

El diagnóstico agregado de la industria automovilística española presenta una situación bastante comprometida a medio y largo plazo. Ahora bien, no todas las factorías exhiben las mismas debilidades.

La base de datos construida empareja la provincia en la que se ha ensamblado el vehículo, de manera que se identifica perfectamente la empresa, con la única excepción de Barcelona, que, hasta 2021, contaba con fabricación de vehículos del grupo Volkswagen y de Nissan. En 2022 y 2024, sin embargo, todas las exportaciones de Barcelona proceden del grupo Volkswagen, puesto que la exportación de automóviles EBRO ha comenzado en 2025. Teniendo en cuenta esto, se construye el cuadro n.º 2, en el que se asignan las exportaciones de las provincias fabricantes a las empresas productoras y se distingue por tipo de tecnología.

El análisis de la estructura de exportaciones por factorías permite complementar la evidencia

obtenida a partir de los indicadores agregados de especialización comercial en relación con el grado de adaptación al proceso de electrificación. Los datos recabados muestran una profunda transformación en la composición tecnológica de las exportaciones entre 2017 y 2024, caracterizada por la práctica desaparición del diésel como tecnología dominante, pero sin una consolidación generalizada del vehículo eléctrico puro (BEV) como principal patrón de especialización exportadora.

Una parte significativa de las factorías mantiene en 2024 una fuerte concentración de sus exportaciones en vehículos de gasolina. Las factorías del grupo Volkswagen en Barcelona (donde se fabrican SEAT y Audi) y en Navarra (marca Volkswagen, VW) y la factoría de Stellantis en Madrid presentan ese año una estructura exportadora claramente dominada por esta tecnología. Especialmente llamativo es el caso de VW, que prácticamente la totalidad de su exportación es de gasolina debido a que el modelo T-Cross, que fabrica en exclusiva para Europa, solo presenta este motor. De hecho, esta es una de las razones que explica que en el gráfico 7 se observe un peso tan relevante de vehículos de gasolina exportados a Alemania.

Otro caso extremo es la factoría de Mercedes que, en 2024, seguía montando únicamente motores diésel en su Clase V, aunque ya ha introducido los motores eléctricos sin pasar por los híbridos. Similar estrategia de pasar directamente a eléctricos sin pasar por híbridos se observa en el Grupo Stellantis, que ha sabido transformar su especialización desde los motores diésel hacia los vehículos de gasolina y los PHEV. Así, en sus factorías de Vigo, Zaragoza y Madrid, los PHEV ya suponen más del 10 por 100 de sus exportaciones.

En el camino a la electrificación, Ford ya ha cambiado su *mix* de productos y ha apostado por el PHEV (representa el 57 por 100 de sus exportaciones) y el híbrido no enchufable (20,6 por 100). Renault, por su parte, sigue una senda más conservadora, puesto que se ha centrado en motores de gasolina e híbridos no enchufables.

En conjunto, las factorías reflejan una adaptación estructural ante el declive del diésel como tecnolo-

CUADRO N.º 2

EXPORTACIONES POR TIPO DE MOTOR DE LAS EMPRESAS

En porcentaje sobre el total exportado de cada marca

SEAT Y AUDI (GRUPO VW) (BARCELONA)	2022	2024
BEV	8,2	6,0
DIE	5,1	4,8
GAS	75,4	70,0
HEV	3,2	10,4
PHEV	8,2	8,7

STELLANTIS (VIGO)	2017	2022	2024
BEV	0,4	14,5	10,6
DIE	69,6	38,9	27,3
GAS	30,0	46,6	57,6
HEV	0,0	0,0	4,5
PHEV	0,0	0,0	0,0

STELLANTIS (ZARAGOZA)	2017	2022	2024
BEV	16,5	10,0	13,6
DIE	83,5	14,5	7,7
GAS	0,0	75,6	66,8
HEV	0,0	0,0	11,9
PHEV	0,0	0,0	0,0

FORD (VALENCIA)	2017	2022	2024
BEV	63,7	0,1	1,2
DIE	35,7	30,6	7,2
GAS	0,6	19,3	13,9
HEV	0,0	1,3	20,6
PHEV	0,0	48,9	57,0

MERCEDES (ÁLAVA)	2017	2022	2024
BEV	0,0	7,15	7,22
DIE	83,12	88,37	88,90
GAS	16,73	4,09	3,00
HEV	0,15	0,33	0,88
PHEV	0,0	0,06	0,00

RENAULT (PALENCIA Y VALLADOLID)	2017	2022	2024
BEV	0,0	0,0	0,0
DIE	56,5	14,8	2,8
GAS	43,5	46,8	62,3
HEV	0,0	32,2	34,0
PHEV	0,0	6,2	1,0

VOLKSWAGEN (NAVARRA)	2017	2022	2024
BEV	0,0	0,0	0,0
DIE	16,0	0,0	0,1
GAS	84,0	99,9	99,9
HEV	0,0	0,0	0,0
PHEV	0,0	0,0	0,0

STELLANTIS (MADRID)	2017	2022	2024
BEV	0,1	32,9	13,5
DIE	40,8	24,5	12,7
GAS	58,6	42,0	72,3
HEV	0,0	0,1	0,9
PHEV	0,5	0,6	0,6

Nota: En 2007, en Barcelona no están identificadas las marcas.
Fuente: Elaboración propia.

gía dominante en sus exportaciones. No obstante, este análisis confirma que la electrificación plena (medida por el peso del BEV) no se configura todavía como eje central de su especialización exportadora, siendo la gasolina la tecnología predominante en una parte sustancial del sistema exportador.

2. Competitividad exterior de la industria del automóvil en España

Para cerrar esta sección, se pone el foco en la competitividad del sector en comparación con la media de la UE-27 y algunos países europeos más cercanos en

términos de producción. El estudio se apoya en los índices de ventaja comparativa revelada (VCR) de la industria del automóvil para el período 2020-2024, desagregados por tipo de tecnología (gasolina, diésel, HEV, PHEV y BEV). Este índice es una medida simétrica de especialización comercial basada en exportaciones e importaciones. Conceptualmente, puede representarse como:

$$VCR_i = \frac{X_i - M_i}{X_i + M_i} \quad [1]$$

donde X_i y M_i representan respectivamente las exportaciones e importaciones del sector i -ésimo (que,

en nuestro caso, será la tecnología del motor). Este indicador toma valores comprendidos entre -100 y 100 (o entre -1 y 1 en su versión normalizada), de manera que si $VCR_i > 0$, el país presenta una especialización exportadora neta en el sector; y si $VCR_i < 0$: el país es importador neto, revelando una desventaja comparativa. Cuanto mayor es el valor absoluto del índice, mayor es la intensidad de la especialización.

A diferencia del índice clásico de Balassa, esta formulación incorpora explícitamente la dimensión importadora, permitiendo identificar tanto posiciones competitivas como dependencias estructurales en la demanda. No obstante, este indicador presenta limitaciones relevantes. En particular, no captura diferencias en calidad, posicionamiento de gama ni valor añadido por unidad exportada, tampoco distingue el comercio intrafirma característico del sector automovilístico europeo. Por consiguiente, los resultados deben interpretarse como una medida de especialización comercial neta y no como una evaluación exhaustiva de la competitividad estructural del sector.

El cuadro n.º 3 presenta los resultados de estos índices para el agregado y por motor para diferentes regiones: UE-27, España, Alemania, Francia, Italia, Chequia y Hungría. Es fácil comprobar que, en términos agregados, España mantiene una ventaja comparativa revelada positiva y elevada durante todo el período (entre 34 y 44), como no podía ser de otra manera siendo el segundo productor y exportador neto de Europa. De hecho, la ventaja comparativa de España supera la de Alemania, que presenta valores positivos, pero más moderados. Este diferencial se explica por la preferencia del consumidor español por los automóviles producidos en España, lo que supone, de *facto*, una barrera a las importaciones (Miravete y Moral, 2024). Chequia y Hungría muestran niveles muy elevados de especialización, reflejando su fuerte integración en las cadenas de valor europeas y también una preferencia menor por vehículos importados. En contraste, Francia e Italia mantienen valores persistentemente negativos, lo que evidencia una pérdida estructural de competitividad relativa en el sector.

El análisis desagregado revela diferencias significativas en función del tipo de motorización. Así, España presenta una fuerte ventaja comparativa en vehículos de gasolina (valores próximos a 50) y mantiene especialización positiva y elevada en diésel. Como ya se ha expuesto, ambos casos son tecnologías en fase de transición o declive relativo en el contexto del proceso de electrificación europea. Por tanto, aunque la posición actual es sólida, su sostenibilidad a medio plazo podría verse comprometida.

En el segmento de híbridos no enchufables, España muestra valores negativos o próximos al equilibrio durante la mayor parte del período, con una proporción de importaciones superior a la de exportaciones. Esto indica una dependencia tecnológica relativa frente a economías como Alemania, Chequia o Hungría, que sí presentan ventajas comparativas claras. En el caso de los híbridos enchufables, España registra una especialización positiva elevada, aunque decreciente desde 2022, consecuencia del incremento de la demanda española que se está cubriendo con importaciones. En cualquier caso, su desempeño revela una capacidad de inserción competitiva en una tecnología válida dentro del proceso de transición.

Finalmente, en el segmento eléctrico puro que constituye el eje estratégico de la transformación industrial, en el momento en que la demanda española se afianza, se ha pasado de valores claramente positivos a niveles cercanos al equilibrio en 2024, lo que apunta a una creciente dependencia relativa. Por el contrario, Alemania experimenta una mejora muy significativa en su competitividad. Acorde con lo mostrado en el gráfico 5, este país está consolidando una ventaja comparativa muy robusta en vehículos eléctricos. También es revelador del cambio de modelo productivo de Chequia y Hungría que mantienen niveles elevados de especialización.

V. CONCLUSIONES

La transición hacia la movilidad eléctrica constituye una transformación estructural del sector automovilístico europeo que trasciende el ámbito

CUADRO N.º 3

INDICADORES DE COMPETITIVIDAD DE LA INDUSTRIA DEL AUTOMÓVIL EN EUROPA Y ESPAÑA

TOTAL	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	23	19	20	14	14
España	44	42	37	34	37
Alemania	12	14	15	17	21
Francia	-30	-29	-25	-29	-38
Italia	-49	-56	-58	-58	-75
Chequia	77	76	74	74	73
Hungría	45	47	47	53	45
GASOLINA	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	34	29	33	31	29
España	55	52	49	51	51
Alemania	13	12	11	10	13
Francia	-40	-36	-33	-33	-45
Italia	-43	-49	-49	-49	-69
Chequia	79	77	73	77	79
Hungría	51	45	41	48	43
DIÉSEL	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	22	38	36	21	21
España	38	38	33	27	39
Alemania	5	2	6	4	6
Francia	-26	-18	-7	0	-11
Italia	-47	-52	-73	-82	-77
Chequia	75	68	71	74	72
Hungría	36	42	40	53	42

HEV	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	-12	4	2	-6	-19
España	-86	-29	-38	-35	-2
Alemania	40	48	40	44	22
Francia	7	5	6	-3	-17
Italia	-97	-87	-89	-85	-90
Chequia	70	79	74	61	61
Hungría	50	58	60	61	49
PHEV	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	5	-2	-4	3	4
España	72	65	73	59	47
Alemania	9	10	0	22	15
Francia	-69	-68	-80	-85	-92
Italia	-88	-91	-72	-22	-66
Chequia	87	87	85	71	57
Hungría	-62	70	69	72	59
BEV	2020	2021	2022	2023	2024
UE-27	-15	-16	-4	-15	-2
España	31	41	28	6	4
Alemania	-3	2	16	27	57
Francia	5	-28	-31	-48	-54
Italia	-38	-31	9	-13	-54
Chequia	54	70	82	84	73
Hungría	-49	-22	33	27	41

Fuente: Elaboración propia a partir de DATACOMEX.

medioambiental y se sitúa en el núcleo de la política industrial y de la autonomía estratégica de la Unión Europea. En este nuevo contexto tecnológico y geopolítico, la posición relativa de cada país dependerá no solo de su capacidad de adaptación regulatoria, sino también de su inserción en las nuevas cadenas de valor vinculadas a baterías, electrónica y *software*.

El análisis realizado muestra que la industria automovilística española mantiene, en términos agregados, una posición destacada en términos de volumen de producción y competitividad exterior. No en vano se mantiene como el segundo produc-

tor de la UE. Sin embargo, esta fortaleza se apoya todavía en una especialización productiva y comercial concentrada en tecnologías tradicionales, especialmente en vehículos de gasolina.

Desde el lado de la demanda, la electrificación avanza en España. Aunque a un ritmo inferior al de las principales economías europeas, parece que en 2025 ha tomado fuerza. No obstante, existe un desfase notorio frente a Portugal en términos de electrificación de la demanda. Sin duda, este punto merece seguir estudiándose en investigaciones futuras, ya que esta comparación aportará una reflexión crítica para extraer lecciones útiles

sobre la estrategia española de transición hacia la movilidad eléctrica.

Desde el lado de la oferta, la adaptación estructural expuesta en este artículo resulta más limitada. La producción de vehículos eléctricos puros representa una proporción reducida del total y la especialización exportadora en este segmento es todavía incipiente. Esto ha provocado una importante contracción en el sector de automoción cuyas actividades directas ya solo representan el 2,5 por 100 del VAB español. En contraste, la industria alemana y algunas centroeuropeas ya están mostrando una clara consolidación hacia el vehículo eléctrico. En este contexto, en España ha existido un creciente protagonismo en la producción de híbridos no enchufables y, en las exportaciones, ha adoptado una estrategia de ajuste basada en la diversificación geográfica de sus exportaciones hacia mercados menos exigentes en términos regulatorios. Si bien esta orientación puede mitigar tensiones a corto plazo, no constituye una solución estructural en un entorno en el que la demanda europea —principal destino de las exportaciones españolas— se desplaza progresivamente hacia vehículos de cero emisiones.

El desafío, por tanto, no es únicamente medioambiental, sino industrial. La electrificación implica una reconfiguración profunda del valor añadido del automóvil y de los eslabones estratégicos de la cadena de suministro. La sostenibilidad del liderazgo exportador español dependerá de su capacidad para reorientar su especialización hacia los segmentos en expansión y de la existencia de una política industrial coherente que complemente los objetivos climáticos con instrumentos orientados a fortalecer la posición competitiva en el nuevo paradigma tecnológico.

En definitiva, la transición energética abre oportunidades significativas, pero también expone vulnerabilidades asociadas a la dirección de la especialización productiva. La forma en que se gestione este proceso condicionará no solo el cumplimiento de los objetivos climáticos, sino también la posición relativa de la industria española en la nueva configuración del mercado europeo del automóvil.

NOTAS

- (*) Agradecemos los comentarios y sugerencias del evaluador que han contribuido a la mejora del trabajo. Las opiniones y puntos de vista expresados en este trabajo son responsabilidad exclusiva de las autoras y no reflejan necesariamente los de las instituciones a las que están vinculadas.
- (1) El sector de transporte es el mayor emisor de gases de efecto invernadero en la UE y la reducción de sus emisiones ha sido modesta en las últimas décadas. Los automóviles y vehículos ligeros representan, respectivamente, un 16 por 100 y un 3 por 100 de las emisiones totales de CO₂ del total de la UE.
 - (2) Reglamento UE 2023/851, que modifica el Reglamento UE 2019/631 (véase CE, 2023).
 - (3) Véase el estudio en este monográfico de **Moral** (2026).
 - (4) Los fabricantes europeos han mostrado su protesta en numerosas notas de prensa (véase la web de ACEA: www.acea.com). Por otra parte, los jefes de gobierno de Italia, Polonia, República Checa, Eslovaquia, Bulgaria y Hungría enviaron una carta a Ursula von der Leyen solicitando que se permitiera vender coches híbridos más allá de 2035. Alemania ha mostrado siempre reticencias a los objetivos, pero es cierto que no ha firmado institucionalmente esta carta.
 - (5) Véase: https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_25_3051
 - (6) Bajo el Reglamento de Ejecución (UE) 2024/2754.
 - (7) Se ha llegado a plantear la posibilidad de establecer precios mínimos a los vehículos procedentes de China, consensuados con esta economía.
 - (8) En **Miravete y Moral** (2024) se analiza cómo la protección del mercado español, dificultando las importaciones mediante aranceles hasta 1986, impulsó la entrada de fabricantes extranjeros que, una vez implantados, acapararon las preferencias de los consumidores locales y obtuvieron un poder de mercado nada desdeñable.
 - (9) Por simplicidad en la exposición, de aquí en adelante, cuando se haga referencia a “automóviles” se estará englobando a “turismos y todoterreno”.

(10) En el gráfico A1 del Anexo A se muestra la evolución del peso relativo del VAB y de los sueldos y salarios procedentes de los sectores 29 y 45 en el conjunto de la economía española, desde 1995 a 2023. Es interesante resaltar la diferencia entre actividades directas del sector de automoción español y los efectos indirectos. Estos últimos tienden a magnificarse desde ANFAC e incluso desde la Administración (véase la discusión en **Asensio y Jiménez**, 2021).

BIBLIOGRAFÍA

- ACEA. (2025).** *Facts and figures*. <https://www.acea.com>
- Acemoglu, D., Aghion, P., Bursztyn, L. y Hémous, D. (2012).** The environment and directed technical change. *American Economic Review*, 102(1), 131-166.
- Agencia Tributaria (AEAT). (2025).** *Estadísticas de comercio exterior*. <https://sede.agenciatributaria.gob.es/Sede/estadisticas/estadisticas-comercio-exterior.html>
- Aghion, P., Dechezleprêtre, A., Hémous, D., Martin, R. y Van Reenen, J. (2016).** Carbon taxes, path dependency, and directed technical change: Evidence from the auto industry. *Journal of Political Economy*, 124(1), 1-51.
- Alphabet. (2025).** *Foro de Movilidad 2024*.
- Arcos, A. (2022).** El coche eléctrico: Fortalezas y debilidades para su expansión. *Papeles de Economía Española*, 171, 63-73.
- Asensio, J. y Jiménez, J. L. (2021).** El peso real del sector de automoción en España. *Nada es Gratis*. <https://nadaesgratis.es/juan-luis-jimenez/el-peso-real-del-sector-de-automocion-en-espana>
- Asociación Española de Fabricantes de Automóviles y Camiones (ANFAC). (2024).** *Notas de prensa*. <https://anfac.com>
- Comisión Europea. (2021).** *Fit for 55: Delivering the EU's 2030 climate target* (COM(2021)550 final).
- Comisión Europea. (2025).** *Commission proposes flexibility to help manufacturers comply with 2025 CO₂ emission targets for new cars and vans* (IP/25/854).
- Draghi, M. (2024).** *The future of European competitiveness*. Comisión Europea. https://commission.europa.eu/topics/competitiveness/draghi-report_en
- European Environment Agency (EEA) (2023).** *Trends and projections in Europe 2023: Tracking progress towards Europe's climate and energy targets*.
- European Environment Agency (EEA) (2024).** *Monitoring CO₂ emissions from passenger cars and vans in Europe*. Copenhagen.
- German Association of the Automotive Industry (VDA) (2025).** *Facts and figures of the German automotive industry*. <https://www.vda.de/>
- International Council on Clean Transportation (ICCT) (2025).** *Global automaker rating 2023-2024*. Washington, DC.
- International Energy Agency (IEA). (2023).** *Global supply chains of EV batteries*. Paris.
- International Energy Agency (IEA). (2024).** *Global EV Outlook 2024*. <https://www.iea.org/reports/global-ev-outlook-2024>
- International Organization of Motor Vehicle Manufacturers (OICA). (2024).** *Production statistics 2023*. <https://www.oica.net>
- Joint Research Centre. (2024).** *The EU automotive industry value chain: Analysis of dependencies and strategic segments* (JRC142111). European Commission.
- Miravete, E. y Moral, M. J. (2024).** Trade protection, industrial policy, and the shaping of local preferences. *CEPR Discussion Paper*, n.º 19765.
- Miravete, E., Moral, M. J. y Thurk, J. (2018).** Fuel taxation, emissions policy, and competitive advantage in the diffusion of European diesel automobiles. *RAND Journal of Economics*, 49, 504-540.
- Moral, M. J. (2020).** Challenges for Spain's auto industry: Mobility model uncertainty and collapse in exports. *Funcas SEFO*, 9(4), 69-78.
- Moral, M. J. (2026).** Posesión de vehículos e inercia del parque: La lenta reducción de las emisiones. *Papeles de Economía Española*, 187.
- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). (2023).** *The future of the automotive value chain: Trends and implications for Europe*. OECD Publishing. https://www.oecd.org/en/publications/the-future-of-the-automotive-value-chain_cb730d65-en.html
- Stern, N. (2025).** *The growth story of the 21st century: The economics and opportunity of climate action*. LSE Press. <https://doi.org/10.31389/lsepress.tgs>
- Tribunal de Cuentas. (2025).** *Informe de fiscalización del proyecto estratégico para la recuperación y transformación económica (PERTE) del vehículo eléctrico y conectado, ejercicios 2021 a 2023*. <https://www.tcn.es>

Wingender, P., Yao, J., Carton, B., Cerdeiro, D. y Weber, A. (2024). Europe's shift to electric vehicles amid intensifying global competition (*IMF Working Paper*,

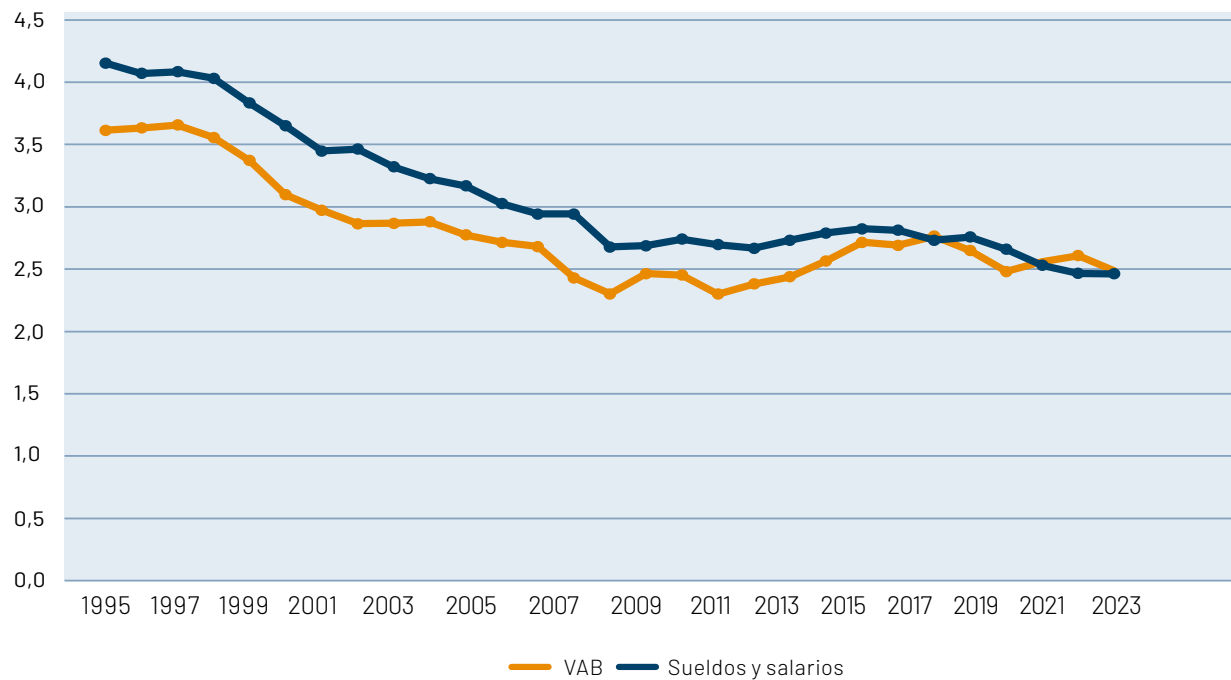
n.º 2024/218). <https://www.imf.org/en/publications/wp/issues/2024/10/11/europes-shift-to-evs-amid-intensifying-global-competition-556285>

ANEXO

GRÁFICO A1

LAS ACTIVIDADES DIRECTAS DEL SECTOR DE AUTOMOCIÓN EN LA ECONOMÍA ESPAÑOLA

En porcentaje sobre el VAB total y porcentaje sobre el total de sueldos y salarios



Nota: Entre las actividades directas se consideran el sector CNAE 29 "Fabricación de vehículos de motor, remolques y semirremolques" más el sector CNAE 45 "Venta y reparación de vehículos de motor y motocicletas".

Fuente: Elaboración propia a partir de la CNE (INE).



COLABORACIONES

III. LOS HOGARES Y LA DESCARBONIZACIÓN

LA HUELLA DE CARBONO DE LOS HOGARES ESPAÑOLES: UN ANÁLISIS SOCIODEMOGRÁFICO

María Victoria Román

Basque Centre for Climate Change

Arkaitz Usubiaga-Liaño

Basque Centre for Climate Change e IKERBASQUE, Basque Foundation for Science

Iñaki Arto

Basque Centre for Climate Change

Resumen

La adopción de estilos de vida bajos en carbono es necesaria para alcanzar los objetivos climáticos. En este trabajo se presentan estimaciones de la huella de carbono de los hogares españoles para el período 2010-2021, y se analiza la heterogeneidad en las huellas de distintos tipos de hogares según sus características sociodemográficas. Los resultados muestran que, aunque la huella de los hogares españoles está lejos de la senda de la descarbonización, hay hogares con un nivel de huella sostenible que sirven para identificar las claves de este necesario cambio de hábitos.

Palabras clave: huella de carbono, tablas input-output multirregionales, España, consumo de los hogares, estilos de vida bajos en carbono.

Abstract

Adopting low-carbon lifestyles is essential to achieving climate goals. This paper presents estimates of the carbon footprint of Spanish households for the period 2010-2021 and analyzes the heterogeneity in the footprints of different types of households according to their sociodemographic characteristics. The findings show that, although the carbon footprint of Spanish households is far from the path to decarbonization, there are households with a sustainable footprint level that can help identify the key factors for this necessary change in habits.

Keywords: carbon footprint, multiregional input-output tables, Spain, household consumption, low-carbon lifestyles.

JEL classification: C67, Q54.

I. INTRODUCCIÓN

La Tierra se ha calentado ya 1,28°C desde la era preindustrial (*Global Temperature - Earth Indicator-NASA Science, 2025*), por lo que limitar el calentamiento global a 1,5°C o 2°C, tal como se acordó en París en 2015, parece cada vez más difícil. Un reciente informe pone de manifiesto que, para no sobrepasar los 2°C de calentamiento, las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) tendrían que

disminuir a un ritmo del 6 por 100 anual en el período 2030-2050 (Román *et al.*, 2025). Desde 1950, una reducción de esta magnitud solamente se ha experimentado un año: en 2020. Debido a las restricciones impuestas en muchos países por la pandemia del COVID-19, las emisiones globales cayeron un 6 por 100, pero al año siguiente remontaron un 5 por 100 y desde entonces cada año se ha batido un nuevo récord en la cantidad de GEI liberados a la atmósfera (Friedlingstein *et al.*, 2024).

Para alcanzar el ritmo de reducción de emisiones necesario, será imprescindible descarbonizar la producción de bienes y servicios, pero también instaurar estilos de vida bajos en carbono. Cap *et al.* (2024) advierten que, mientras se mantenga un alto crecimiento económico, las mejoras tecnológicas en la descarbonización de la producción serán insuficientes para alcanzar los objetivos climáticos globales. Además, serían necesarias, transformaciones sustanciales en los estilos de vida que complementen las mejoras en los sistemas productivos. Estos autores señalan que la descarbonización de la industria apenas disminuiría las emisiones asociadas al consumo de combustibles fósiles por parte de los hogares (para transporte y usos domésticos). Además, si la renta de los hogares aumenta, parte de las mejoras en eficiencia de la producción se verían contrarrestadas por un mayor consumo total y, especialmente, por el aumento en el consumo de bienes y servicios intensivos en emisiones cuya demanda aumenta con la renta (estas son las relacionadas con el transporte privado por carretera y el transporte aéreo, como muestran Oswald *et al.* 2020).

Por tanto, es necesario abordar la descarbonización de la demanda en paralelo a la de la oferta. El potencial para reducir emisiones a través de cambios en los patrones de consumo es elevado. El trabajo de Creutzig *et al.* (2022) pone de manifiesto que existe una gran variedad de opciones para reducir las emisiones y aumentar, al mismo tiempo, el bienestar mediante cambios en los hábitos de consumo. Clasificadas en las categorías “evitar”, “cambiar” y “mejorar”, estos autores ofrecen un catálogo de opciones tecnológicamente disponibles desde ya que permitirían mejorar los niveles de bienestar social a través de la eliminación del consumo innecesario y la adopción de tecnologías y sistemas de aprovisionamiento más eficientes y menos intensivos en emisiones.

La adopción de dichas opciones disminuiría sustancialmente el impacto del consumo de los hogares, que suele medirse a través de la huella de carbono. En este sentido, el trabajo de Ivanova *et al.* (2020a) aporta evidencias sobre el impacto en la huella de carbono de diversos cambios en los estilos de vida. Las tres medidas concretas que tienen un mayor potencial de reducción de la huella

(con una reducción asociada de cerca de 2 tCO₂e por persona al año cada medida) están relacionadas con el transporte: vivir sin coche, cambiar a un coche eléctrico de batería y tomar un vuelo largo menos al año. Otras opciones como contratar un proveedor de electricidad verde en la vivienda, sustituir el vehículo privado por transporte público o rehabilitar energéticamente la vivienda pueden llegar a reducir la huella alrededor de 1 tCO₂e por persona al año.

En el presente trabajo se estima la huella de carbono de los hogares españoles con el objetivo de observar cambios en el tiempo (para el período 2010-2021), en el espacio (con respecto a la comunidad autónoma y grado de urbanización), por la composición del hogar (número de miembros, sexo y relación entre ellos) y por las características de la persona de referencia del hogar (aquella que aporta el mayor ingreso). A partir del análisis de las estimaciones de la huella por persona, se extraen algunas conclusiones sobre el ritmo de descarbonización de los hogares, el papel de los factores estructurales, económicos y sociodemográficos, y sobre qué opciones ofrecen un mayor potencial para la adopción de estilos de vida bajos en carbono.

Se parte de la base del conocimiento aportado por ejercicios similares previos, según los cuales el factor más determinante en la huella de un hogar es su nivel de renta, que determina el nivel de gasto. Es lo que algunos autores han llamado el “efecto escala” (Duarte *et al.*, 2010; López *et al.*, 2016), que se observa además de manera generalizada en los distintos países, como muestran Ivanova *et al.* (2017a). Debido a este efecto, la manera más directa de reducir la huella sería reducir el gasto total del hogar, puesto que la huella es una función del gasto (Cap *et al.*, 2024).

La evidencia del caso español muestra también que el nivel de renta determina no solo el nivel de gasto, sino también su estructura—esto es, en qué se gasta—. En general, a menor renta, mayor peso de los gastos en alimentación, vivienda y uso de energía en el hogar; y a mayor renta, mayor peso de los gastos en transporte y otros bienes y servicios (Duarte *et al.*, 2010; López *et al.*, 2016). Estos resultados no son exclusivos del caso español, sino que se han documentado ampliamente en la literatura sobre la elasticidad-gasto de la huella de

carbono (Pottier, 2022). El incremento de la huella por cada euro adicional gastado depende en gran medida del nivel de desarrollo del país —que determina a su vez si los bienes intensivos en emisiones se comportan como bienes normales, inferiores o superiores—, y del nivel de descarbonización de los servicios energéticos básicos y de lujo.

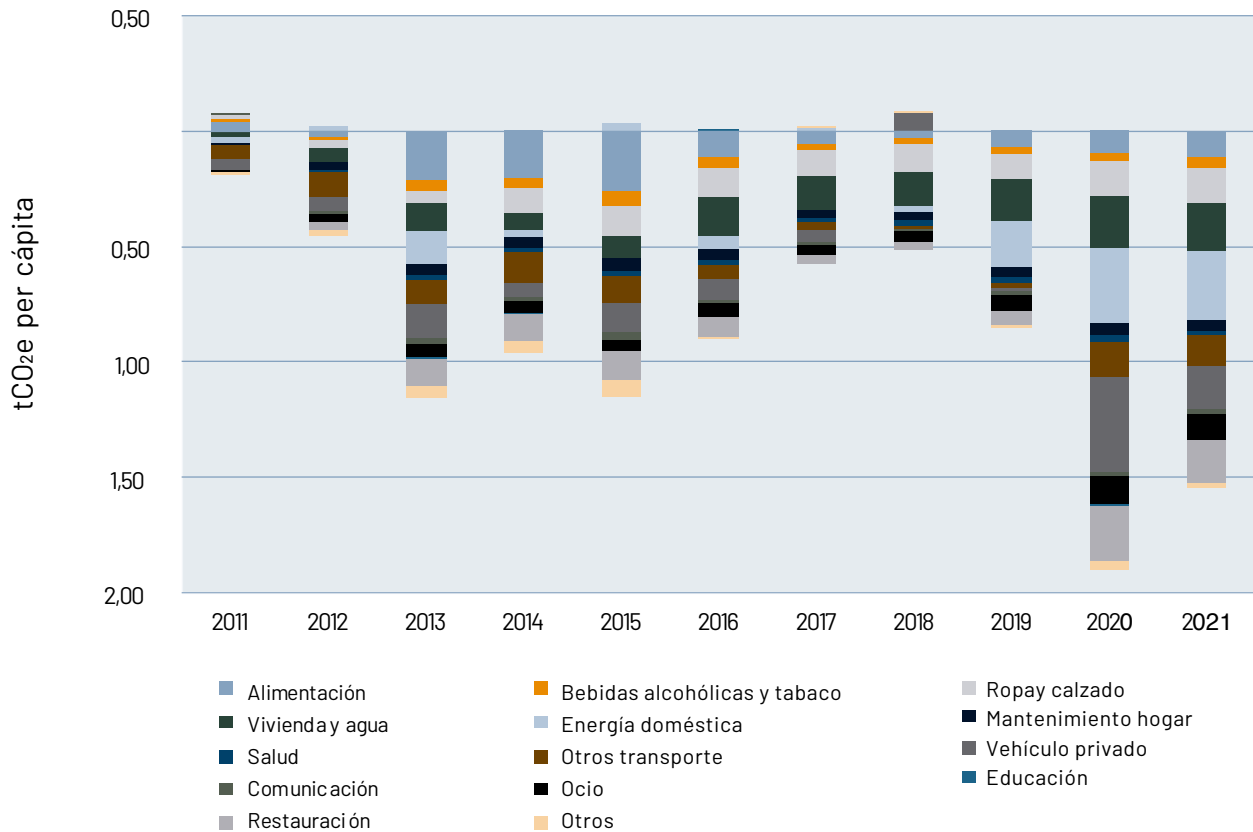
En el caso español, también se ha estudiado cómo otras características del hogar aparte de la renta, como el lugar de residencia (Tomás *et al.*, 2020a) o la composición por sexos (Osorio *et al.*, 2024), afectan a la huella de carbono. El lugar de residencia representa factores externos al propio hogar, como las características del entorno construido, la densidad urbana y las dotaciones de infraestructuras, que determinan las decisiones de gasto de los hogares hacia conductas adaptativas al entorno (Wiedenhofer *et al.*, 2018)(1). Los resultados para el caso español sobre la influencia del tamaño del municipio y el grado de ruralidad del lugar de residencia no son concluyentes. Mientras que Tomás *et al.* (2020a) y Osorio *et al.* (2024) obtienen que, a menor tamaño del municipio de residencia, mayor huella (contrarrestando el efecto escala), debido a las emisiones directas, otros trabajos, como los de Arce *et al.* (2017) y Duarte *et al.* (2012a), obtienen mayores huellas en los residentes de grandes urbes que en los de municipios más pequeños y menos densos, como consecuencia del efecto escala (y contrarrestando el efecto llamado “liberación por densidad” según el cual vivir en ciudades ofrece más oportunidades de reducir la huella por el menor tamaño de las viviendas, la mayor accesibilidad a servicios y la mayor oferta de transporte público eficiente, como explican Tomás *et al.* 2020a). En cuanto a la composición del hogar por sexos, Osorio *et al.* (2024) no encuentran evidencia de diferencias significativas debidas a este factor una vez controlado por el nivel de renta.

En conclusión, en el caso español la evidencia previa parece indicar que los factores económicos (renta disponible y gasto total) son los que en mayor medida determinan las diferencias en las huellas de los hogares, por encima de condicionantes externos, como el entorno construido, e internos, como el sexo de los miembros del hogar. Esto ha sido confirmado también por estudios centrados en la huella

energética de los hogares españoles (Akizu-Gardoki *et al.*, 2024). En este trabajo identifican, además, la nacionalidad como factor explicativo relevante —con una menor huella asociada a hogares con miembros extranjeros—, pero de nuevo, esto puede estar relacionado con el nivel de renta, como los mismos autores apuntan. Otro de los factores con gran influencia en este último trabajo es el número de miembros del hogar, que señala la importancia de las economías de escala y que no ha sido identificado en los trabajos que miden la huella, no por habitante, sino por unidad equivalente de consumo (precisamente para corregir por las economías de escala).

El propósito de este trabajo es contribuir a esta línea de investigación con nuevas estimaciones que permitan resolver algunos inconvenientes de los cálculos anteriores. En primer lugar, utilizando tablas *input-output* multirregionales, se capturan distintas tecnologías de producción en función del país en el que se producen los diferentes bienes y servicios consumidos por los hogares, en lugar de asumir una tecnología homogénea como se ha hecho en otros trabajos (Duarte *et al.*, 2012b; Roca y Serrano, 2007; Sánchez-Chóliz *et al.*, 2007). Para ello se utiliza *FIGARO* (*Full international and global accounts for research in input-output analysis*), la base de datos *input-output* multirregional producida por Eurostat (Eurostat, 2023), que tiene la ventaja de ser consistente con las estadísticas oficiales de los países. Además, el período de estudio es más amplio y reciente que en otros trabajos (Ivanova *et al.*, 2017), incluye un conjunto de variables socioeconómicas más completo (Lee *et al.*, 2023), y se presentan estimaciones a nivel regional además de las estimaciones nacionales (Ivanova *et al.*, 2020b; Osorio *et al.*, 2024; Schleich *et al.*, 2024; Tomás *et al.*, 2020b). Para cubrir un amplio conjunto de características sociodemográficas, se presentan los datos de la *Encuesta de presupuestos familiares (EPF)*, que se elevan a los totales nacionales teniendo en cuenta los factores de elevación poblacionales para obtener resultados representativos y otros datos macroeconómicos proporcionados por el INE. El análisis se centra en el período 2010-2021, si bien los resultados sociodemográficos se muestran para el año 2019, ya que 2020 y 2021 resultan anómalos a causa de la pandemia del COVID-19.

GRÁFICO 1
CAMBIO EN LA HUELLA DE LOS HOGARES ESPAÑOLES RESPECTO A 2010



Fuente: Elaboración propia.

El Anexo I describe en detalle la metodología y los datos utilizados. A continuación, se pasa a presentar y a discutir los resultados y se termina con unas conclusiones.

II. RESULTADOS

1. Evolución de la huella de carbono 2010-2021

La huella de carbono de los hogares españoles ha pasado de unas 7,85 tCO_{2e} per cápita en 2010 a 6,30 tCO_{2e} per cápita en 2021. El gráfico 1, que ilustra la reducción que se ha registrado cada año respecto del nivel inicial de 2010, muestra que en 2021 la diferencia con respecto a 2010 era de 1,55 tCO_{2e} per cápita; esto supone una reducción de un 20 por 100.

Los principales componentes de la huella en 2021 provienen del gasto en el vehículo privado (1,73 toneladas), la alimentación (1,42 toneladas), la energía doméstica (0,75 toneladas) y otros gastos en transporte, incluyendo transporte público y aviación (0,42 toneladas). Con respecto a 2010, las categorías que más se han reducido son ropa y calzado (un 42 por 100), vivienda y agua (un 41 por 100), ocio (un 38 por 100) y restauración (un 36 por 100). Por el contrario, las que presentan una reducción menor son educación (un 3 por 100), "otros" (un 8 por 100), alimentación (un 8 por 100) y vehículo privado (un 10 por 100).

Comparando las cifras de gasto con las huellas, se observa que la disminución en la categoría de ropa tiene que ver sobre todo con la disminución en el gasto (un 30 por 100), pero también con la dismi-

nución de la intensidad de emisiones, ya que la reducción de la huella es más que proporcional a la del gasto (42 por 100). En ocio, el gasto disminuye un 14 por 100, mientras que la huella lo hace en 38 por 100, por lo que aquí se observa un mayor componente de mejora tecnológica en eficiencia. En restauración, el gasto disminuye un 17 por 100, mientras que la huella lo hace en un 36 por 100, lo que indica igualmente una combinación de ambos factores.

Con respecto a la alimentación, se observa un aumento en el gasto del 13 por 100 acompañado de una reducción de la huella del 8 por 100, lo que indica, o bien un cambio en las dietas, o bien una mejora de los procesos productivos. El caso de la energía doméstica es parecido: mientras el gasto aumenta un 25 por 100, la huella disminuye un 30 por 100. En cuanto al vehículo privado, mientras que el gasto no cambia, las emisiones disminuyen un 10 por 100, lo que puede deberse a mejoras en la producción.

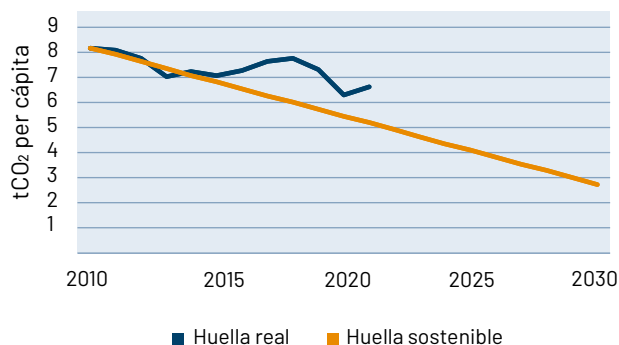
Para saber si la reducción observada está en línea con la consecución de los objetivos climáticos acordados en París, se compara la huella con la senda que sería compatible con dichos objetivos a partir de las estimaciones de Cap et al. (2024)(2). El gráfico 2 muestra que, para el caso español, alcanzar un nivel de "huella sostenible" a 2030 supondría una reducción anual promedio de 6 por 100 entre 2010 y 2030. Por tanto, la reducción observada, de apenas el 2 por 100 anual hasta 2021, no es suficiente para conseguir la descarbonización a 2050.

Ninguna categoría de consumo ha alcanzado una reducción media del 6 por 100 anual, aunque ropa y calzado ha estado cerca (5 por 100). Las categorías con mayor peso en la huella: vehículo privado (28 por 100 del total), alimentación (22 por 100 del total) y energía doméstica (12 por 100 del total) han experimentado una reducción de un 1 por 100, 1 por 100 y 3 por 100, respectivamente.

2. Huella por características sociodemográficas para 2021

A continuación, se realiza un análisis descriptivo de los resultados, diferenciando por características de los hogares, que incluyen variables espaciales (lugar de residencia por zona urbana, rural o se-

GRÁFICO 2
EVOLUCIÓN DE LA HUELLA DE LOS HOGARES ESPAÑOLES FRENTE A LA SENDA SOSTENIBLE



Fuente: Elaboración propia.

miurbana y por comunidad autónoma) y económicas (cuantiles de gasto total). El cuadro n.º 1 contiene las categorías contempladas en cada variable.

El gráfico 3 muestra el rango de variabilidad obtenido para cada variable frente a la huella per cápita agregada de todos los hogares. El cuadro n.º 2 contiene la información sobre las categorías que constituyen los máximos y mínimos valores de huella para cada variable. Cabe advertir que este tipo de análisis no permite aislar el efecto de dichas variables sobre la huella. Para ello sería necesario realizar un ejercicio econométrico como el llevado a cabo en Usubiaga-Liaño et al. (en revisión).

Este cuadro deja patente que el nivel de gasto (que está relacionado con el nivel de renta), aproximado aquí por la posición relativa del hogar en los cuantiles de gasto total, es el factor que en mayor medida determina las diferencias en la huella. Por ejemplo, del primer al último percentil de gasto existe una diferencia de más de 25 tCO₂e por persona. Esto destaca frente a otras características del hogar, como, por ejemplo, la segunda más influyente, que es el número de miembros del hogar, entre cuyos valores extremos (1 y 9) existe una diferencia de 7,5 tCO₂e por persona.

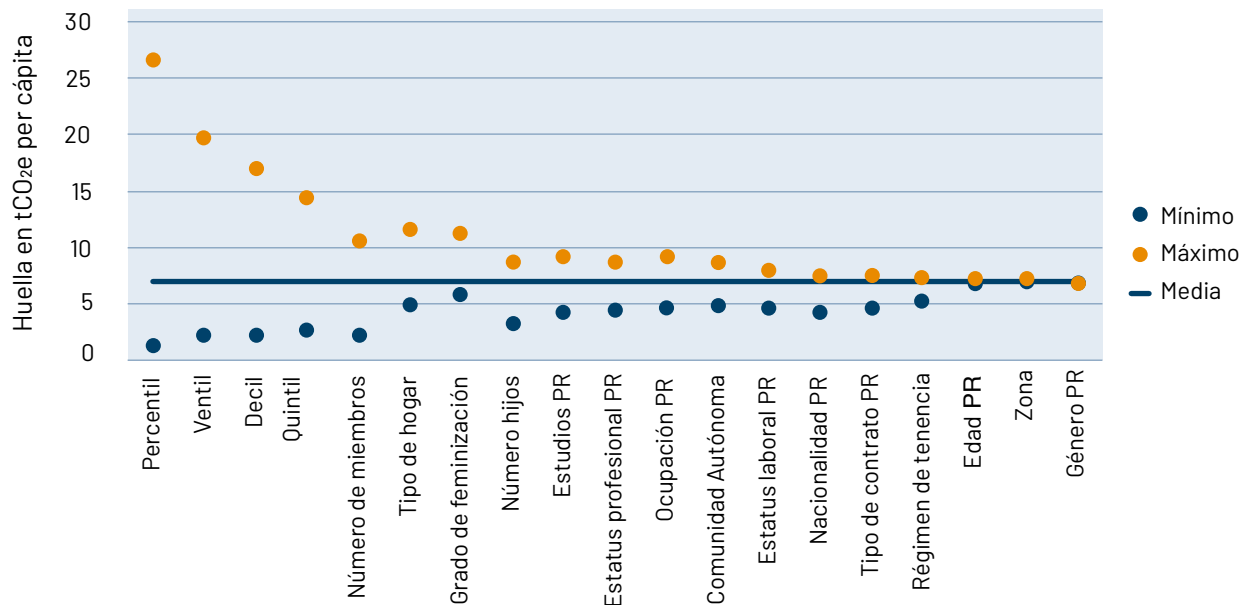
Por tipo de hogar, la huella varía 6,3 tCO₂e por persona, siendo la mayor para las personas solas y la

CUADRO N.º1
CARACTERÍSTICAS SOCIODEMOGRÁFICAS

VARIABLE	CATEGORÍAS
Zona	Urbana, semiurbana, rural
Hijos	Sin hijos/as, con hijos/as, familia numerosa
Tipo de hogar	Parejas con hijos/as, personas mayores solas, parejas sin hijos/as, otros, parejas mayores, personas solas, monoparental
Edad PR	Persona adulta, persona mayor, joven
Género PR	Mujer, hombre
Nacionalidad PR	Española, EU-27, resto mundo, otros Europa
Estudios	Bachiller-FP, primaria, ESO, estudios superiores, sin estudios
Estatus laboral	Ocupada, jubilada, no activa, parada
Ocupación	Obrero, trabajo de oficina, no consta
Contrato laboral	No consta, indefinido, temporal
Estatus profesional	Autónoma, asalariada, no consta, empleadora, otros
Régimen de tenencia de vivienda	Propiedad, alquiler, cesión
Grado de feminización	Desde 1(mayoría hombres) hasta 5(mayoría mujeres)
Quintil	De 1 a 5
Decil	De 1 a 10
Ventil	De 1 a 20
Percentil	De 1 a 100
Comunidad autónoma	Las 17 CC. AA. + Ceuta y Melilla(juntas)

Fuente: Alonso-Epelde y Rodés-Bachs(2025).

GRÁFICO 3
VARIABILIDAD DE LA HUELLA EN FUNCIÓN DE LAS CARACTERÍSTICAS SOCIODEMOGRÁFICAS, 2019



Fuente: Elaboración propia.

CUADRO N.º 2
CATEGORÍAS CON VALORES MÁXIMOS Y MÍNIMOS DE CADA VARIABLE

VARIABLE	CATEGORÍAS CON VALOR MÍNIMO	CATEGORÍAS CON VALOR MÁXIMO
Zona	Semiurbana	Urbana
Hijos	Familia numerosa	Sin hijos
Tipo de hogar	Otros	Personas solas
Edad PR	Joven	Mayor
Género PR	Hombre	Mujer
Nacionalidad PR	Resto del mundo	España
Estudios	Sin estudios	Superiores
Estatus laboral	Parado	Jubilado
Ocupación	No consta	De oficina
Contrato laboral	Temporal	Indefinido
Estatus profesional	Otros	Persona empleadora
Régimen tenencia vivienda	Alquiler	Propiedad
Grado de feminización	GF4	GF1
Quintil	1	5
Decil	1	10
Ventil	1	20
Percentil	1	100
Comunidad Autónoma	Ceuta y Melilla	Madrid

Fuente: Elaboración propia.

menor para los hogares con un elevado número de miembros. Por grado de feminización, la diferencia entre extremos es de 4,5 tCO₂e por persona, correspondiendo la mayor huella a los hogares compuestos por hombres solos y la menor a los hogares mixtos con un mayor número de miembros, ya sea con mayoría de hombres o de mujeres (GF2 y GF4). En este conjunto de variables se aprecia el papel de las economías de escala que se producen en el hogar, y el hecho de que el impacto de los estilos de vida adoptados en el hogar se divide entre más personas.

El efecto de los roles de género puede verse sobre todo en la comparación entre los hogares compuestos por personas solas de diferente sexo. En estos casos, los hombres solos emiten 3,3 tCO₂e más al año que las mujeres solas, aunque esta comparación de datos agregados no permite apreciar el papel de otras variables como el nivel de renta. Si se compara hogares del mismo decil de gasto, se comprueba que la conclusión se mantiene: las

mujeres solas emiten sistemáticamente menos que los hombres solos (desde 0,25 tCO₂e en el decil más bajo hasta 5,5 tCO₂e en el decil más alto). No obstante, esto podría deberse de nuevo a diferencias en la renta dentro del mismo decil. Solamente un análisis econométrico, que está fuera del alcance de este trabajo pero que se aborda en otros (como el ya citado Usubiaga-Liaño *et al.* en revisión), puede aislar el efecto del género del de la renta, u otras variables, como la edad.

Los estudios, el estatus profesional y la ocupación de la persona de referencia en el hogar pueden hacer variar la huella entre 4,1 y 3,5 tCO₂e por persona, siendo las mayores huellas las de los hogares cuya persona de referencia tiene un mayor nivel de estudios, es empleadora y desempeña un trabajo de oficina. El estatus laboral, la nacionalidad y el tipo de contrato de la persona de referencia pueden hacer variar la huella entre 2,7 y 2,2 tCO₂e por persona, estando en el extremo alto las personas

jubiladas, las nacidas en España y las que tienen un contrato indefinido. El régimen de tenencia de la vivienda puede incrementar la huella hasta 1,4 tCO₂e si se es propietario/a, y las demás características (edad y sexo de la persona de referencia y zona de residencia) no hacen variar la huella más de una tonelada por persona.

Por tanto, se obtiene muy poca variabilidad asociada al lugar de residencia en cuanto a categorías urbana, semiurbana y rural, con la mayor huella asociada a las zonas urbanas (7 tCO₂e por persona) y la menor a las zonas semiurbanas (6,9 tCO₂e por persona). Una diferencia que no puede considerarse significativa frente a las observadas en otras características. Sin embargo, en lo que se refiere a la variabilidad por comunidad autónoma, las diferencias sí son más pronunciadas. Entre las comunidades autónomas con más y menos huella existe una diferencia de 3 tCO₂e por persona. Aunque este análisis descriptivo no permite distinguir cuánto de dicha diferencia se debe a factores ligados al territorio y cuánto a diferencias en los niveles de renta. De hecho, las regiones más ricas son también las que tienen una mayor huella, como se aprecia en el gráfico 4.

Comparando los valores dentro del mismo decil de gasto, se aprecian diferencias significativas entre regiones. En el primer decil, la diferencia es de 0,75 tCO₂e per cápita (entre las Islas Baleares y Ceuta y Melilla), en el decil intermedio (5); la diferencia es de 1,3 tCO₂e por persona (entre Galicia y el País Vasco) y en el último decil es de 4,6 tCO₂e

por persona (entre Asturias y Ceuta y Melilla). El aumento de las diferencias parece también estar ligado al efecto de la renta, puesto que existe mayor dispersión en niveles más altos (como se mostrará a continuación).

3. Variabilidad por cuantiles de gasto

Como se ha señalado, el nivel de renta (aproximado, como se ha explicado, por el nivel de gasto) es el factor que en mayor medida determina la huella de los hogares españoles. El cuadro n.º 3 resume algunos indicadores clave por decil de gasto que muestran que la desigualdad de renta se traduce en desigualdad en la huella. El primer decil (el de menor renta) es responsable del 4 por 100 de las emisiones totales. Esto se explica por el bajo nivel de emisiones por persona de este decil de gasto, que no alcanza las 2,5 tCO₂e. En el otro extremo, el último decil de gasto (el de mayor renta) produce el 20 por 100 de las emisiones, con una huella por persona superior a las 16 tCO₂e. En cuanto al impacto por euro gastado, no se observan diferencias significativas por nivel de gasto, rondando en todos los casos los 0,6 kilos de CO₂e por euro.

Como se mencionó con anterioridad, la variabilidad dentro de los cuantiles de gasto aumenta conforme se sube en la distribución. Esto ya se observaba en el hecho de que, cuantos más cuantiles se consideran, mayor es el rango de variabilidad en la huella (ver gráfico 3). El gráfico 5 muestra cómo, en los primeros percentiles de gasto, la huella aumenta más lentamente que el gasto, para luego hacerlo de manera proporcional hasta que, en un determinado nivel de gasto, la curva se vuelve convexa, mostrando un aumento de la huella más rápido que el aumento del gasto. Viendo este patrón, queda claro que, en los niveles altos de gasto, la huella cambia mucho más que en los niveles bajos o intermedios. Sin embargo, este patrón podría ser consecuencia de una sobreestimación del impacto de los gastos de los hogares en percentiles altos (debido al alto nivel de agregación de las categorías de análisis) y no a un mayor impacto real. La metodología utilizada no es capaz de diferenciar productos por su calidad y precio, sino que asigna un impacto promedio por euro gastado a todos los gastos que entren

GRÁFICO 4
HUELLA PER CÁPITA POR COMUNIDAD AUTÓNOMA, 2019



Fuente: Elaboración propia.

CUADRO N.º 3

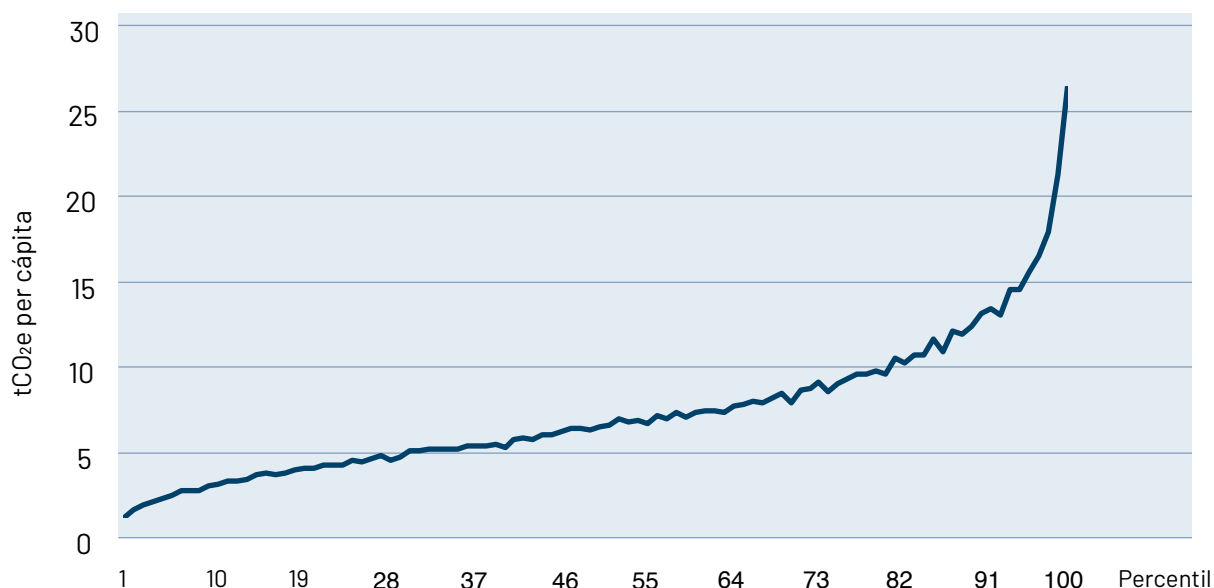
INDICADORES POR DECIL DE GASTO, 2019

DECILES DE GASTO	INTENSIDAD (KGC0 _{2e} POR EURO)	PESO DE EMISIONES TOTALES (%)	EMISIONES PER CÁPITA (TCO _{2e})
1	0,57	4	2,28
2	0,59	6	3,63
3	0,59	7	4,47
4	0,60	7	5,28
5	0,60	9	6,03
6	0,60	10	6,93
7	0,59	11	7,77
8	0,58	12	9,03
9	0,58	15	11,05
10	0,57	20	16,37

Fuente: Elaboración propia.

GRÁFICO 5

HUELLA PER CÁPITA SEGÚN PERCENTIL DE GASTO, 2019



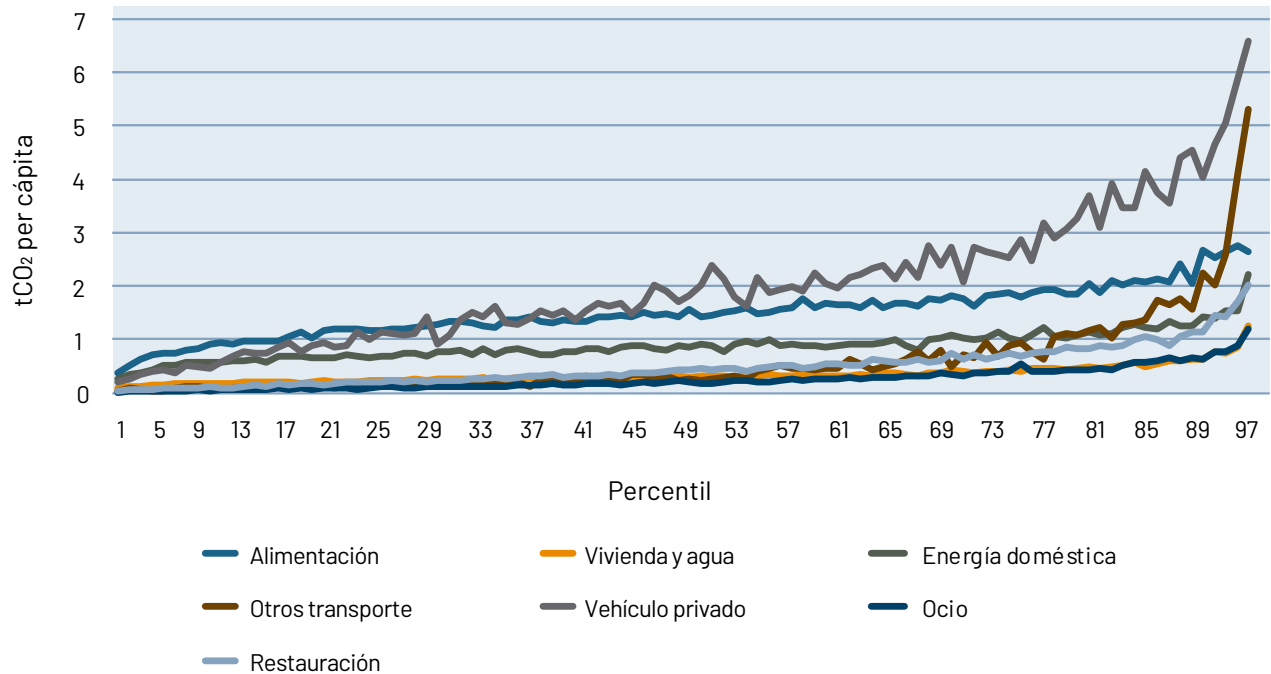
Fuente: Elaboración propia.

en una misma categoría. Este impacto promedio implica una sobreestimación del impacto de los productos relativamente caros y una subestimación del impacto de los productos relativamente baratos. Corrigiendo este error, cabría esperar ver una

línea más suave en el gráfico 5. Para saber hasta qué punto los resultados están desvirtuados por este “efecto calidad” que la metodología no permite captar, se muestran en los gráficos 6 y 7 la misma línea anterior por categoría de gasto.

GRÁFICO 6

HUELLA PER CÁPITA SEGÚN PERCENTIL DE GASTO Y CATEGORÍA DE CONSUMO (SIETE CATEGORÍAS PRINCIPALES)



Fuente: Elaboración propia.

El vehículo privado, principal componente de la huella a partir del percentil 30, representa el gasto en combustible, para el cual no existen grandes diferencias de calidades. Por tanto, esta categoría no es susceptible de sub- o sobreestimación de la huella.

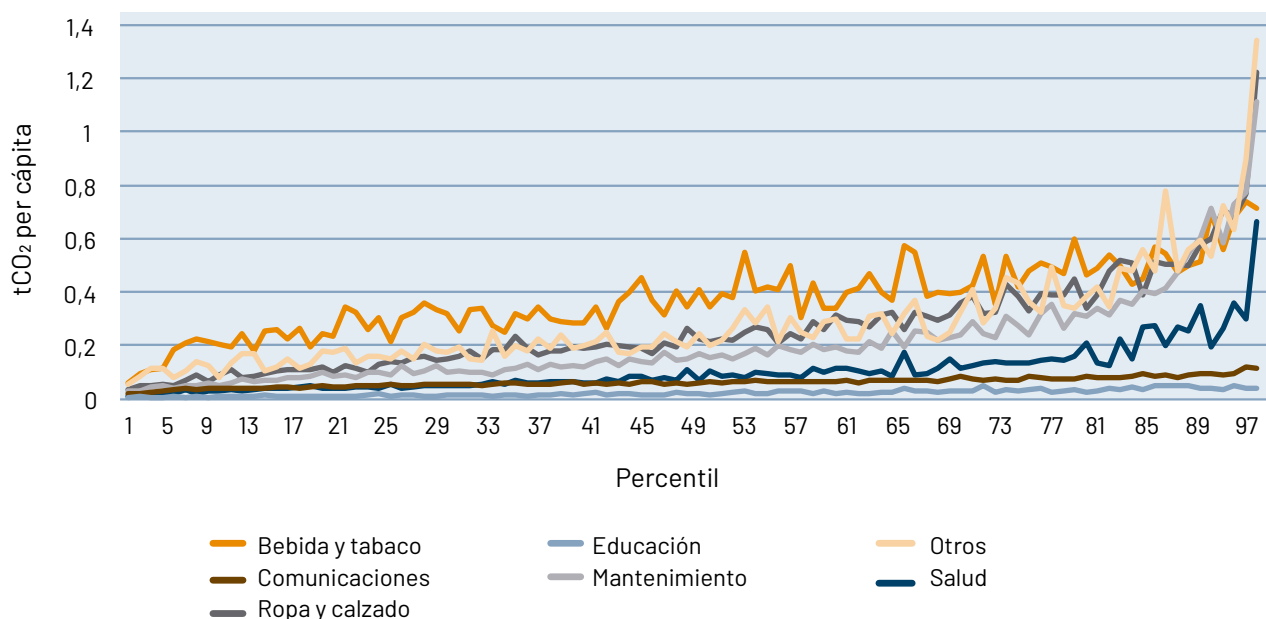
La segunda causa del pico final es la categoría "otros transportes", donde se encuentra la compra de vehículos, el transporte aéreo y el transporte público. Esta categoría sí puede verse afectada por una sobreestimación de la huella por la compra de vehículos más caros por parte de los hogares más afluentes. Entre estos vehículos más caros pueden encontrarse vehículos eléctricos, cuya adopción, mayor entre las rentas altas, era aún testimonial en 2019 (según Amich *et al.* 2025, en 2021 solo el 1 por 100 del parque de vehículos de los hogares de ingresos mayores a 5.000 € netos mensuales era eléctrico)(3). Asimismo, se podría argumentar que los hogares más ricos pueden elegir con mayor frecuencia billetes de avión o tren de primera clase, pero también hacen un uso más frecuente de este

tipo de medios de transporte, en especial del avión (Büchs y Mattioli, 2021).

Por otro lado, la alimentación, que supone la principal fuente de emisiones hasta el mencionado percentil 30 (donde la adelanta el vehículo privado), tiene una pendiente más plana a lo largo de la distribución de gasto, y seguramente el "efecto calidad" esté jugando un papel elevando artificialmente la huella de los percentiles más altos, que seguramente gastan más, no en más cantidad de alimentos sino en alimentos de mayor calidad (por mucho que también puedan estar comprando de más y generando mayor desperdicio alimentario que hogares que gastan menos).

La energía doméstica, que es la segunda fuente de emisiones hasta el percentil 10, también muestra una pendiente bastante plana. En este caso, el aumento observado en los últimos percentiles podría deberse en parte al "efecto calidad", a causa de una mayor potencia contratada.

GRÁFICO 7
HUELLA PER CÁPITA SEGÚN PERCENTIL DE GASTO Y CATEGORÍA DE CONSUMO (RESTO DE CATEGORÍAS)



Fuente: Elaboración propia.

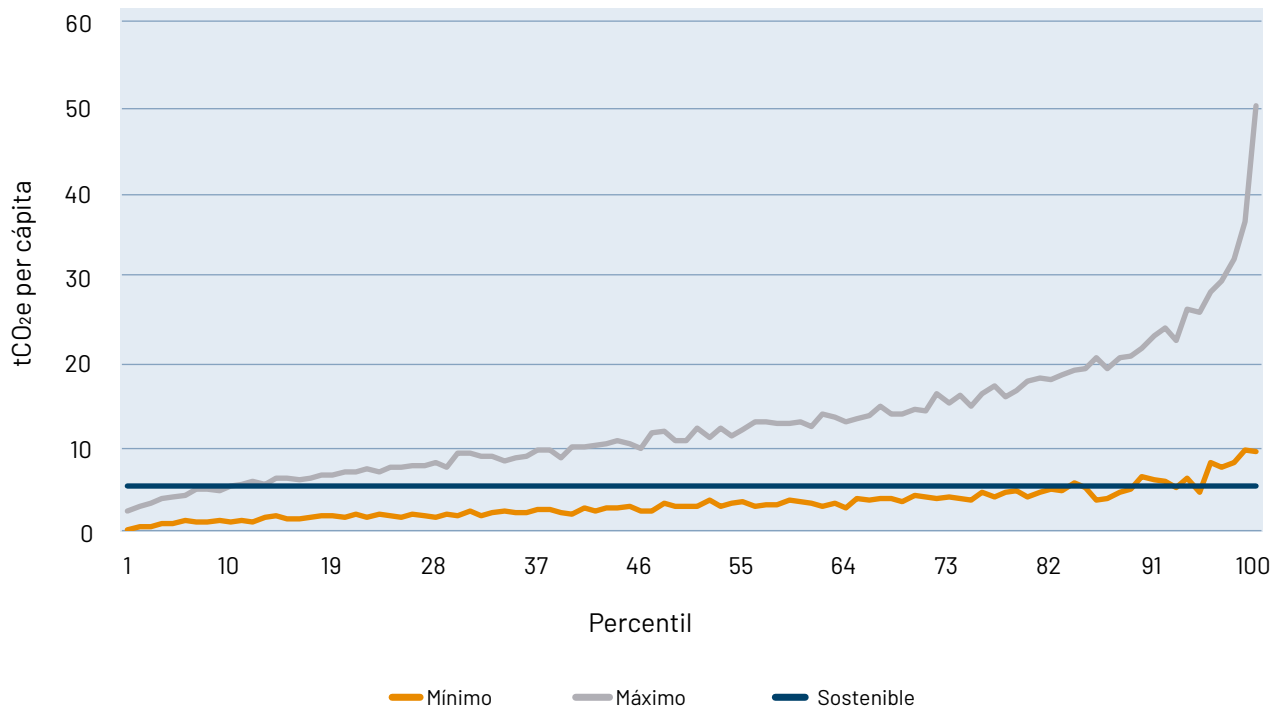
Por último, otra categoría que puede estar alterando los resultados es la de restauración. Esta aumenta progresivamente desde eslabones intermedios de gasto y rápidamente en la parte final. Este aumento puede ser en gran medida debido al "efecto calidad", aunque también cabe esperar que los hogares con mayor gasto total hagan uso de estos servicios también con mayor frecuencia. En definitiva, este análisis por categorías de gasto muestra que es difícil discernir el sesgo introducido por el "efecto calidad", y aunque la relación entre renta y huella sea clara, resulta razonable cuestionar que la cola del gráfico 5 sea efectivamente así de pronunciada.

A continuación, se analiza la variabilidad existente dentro de niveles de renta similares que pudieran reflejar la adopción de estilos de vida bajos en carbono de manera voluntaria y no por restricciones presupuestarias. Para ello, se lleva a cabo un procedimiento de limpieza de datos anómalos detallado en el Anexo I. A continuación, se comparan los valores máximos y mínimos observados en cada percentil,

con el nivel de huella considerado "sostenible", por encontrarse en la senda ilustrada por el gráfico 2, que para el año 2019 es 5,39 tCO₂e por persona. Es importante resaltar que, a medida que pasa el tiempo, el número de hogares en la senda hacia la sostenibilidad aumenta o disminuye en función de si la reducción anual de la huella de carbono es mayor o menor que la pendiente de la senda. Como se muestra en el gráfico 2, se cumple el segundo caso, por lo que el número de hogares con huellas consistentes con la senda sostenible disminuiría más allá de 2019.

Esta comparación permite observar, en primer lugar, que a partir de cierto nivel de gasto (alrededor del percentil 95), no hay ningún hogar con una huella por persona que pueda ser considerada sostenible. En segundo lugar, se observa que hasta cierto nivel de gasto (alrededor del percentil 10), todos los hogares tienen una huella que podría ser considerada sostenible. En tercer lugar, se aprecia que existen hogares con una huella sostenible a lo largo de prácticamente toda la distribución de gasto. En último lugar, se puede observar que dentro de cada per-

GRÁFICO 8
RANGO DE LA HUELLA PER CÁPITA ESTIMADA POR PERCENTIL FRENTE A NIVEL SOSTENIBLE EN 2019



Fuente: Elaboración propia.

centil existe un margen de maniobra para disminuir la huella hasta el nivel sostenible, que aumenta con el nivel de gasto.

Ahora bien, ¿cómo de representativos son los hogares con una huella sostenible dentro de su nivel de renta? El cuadro n.º 4 muestra que, como ya se intuía del gráfico 8, en 2019 no existen hogares con huellas sostenibles en el decil más alto (10) de la distribución. En el decil 9, solo el 2 por 100 de la población está en un hogar sostenible, y en el decil 8, este porcentaje alcanza el 6 por 100. El porcentaje va subiendo hasta el 99 por 100 de la población en el primer decil. Esto da una idea de hasta qué punto los hogares con huellas sostenibles tienen patrones de gasto poco corrientes a partir de un determinado nivel de renta.

Si se analiza cuánto puede llegar a reducir su huella un hogar que está en el nivel máximo dentro

CUADRO N.º 4
PESO DE LA POBLACIÓN EN HOGARES SOSTENIBLES Y NO SOSTENIBLES POR DECIL DE GASTO, 2019

En porcentaje

	NO SOSTENIBLE	SOSTENIBLE
1	1	99
2	6	94
3	21	79
4	40	60
5	59	41
6	73	27
7	87	13
8	94	6
9	98	2
10	100	0

Fuente: Elaboración propia.

de su percentil hasta alcanzar el nivel sostenible (moviéndose en vertical en el gráfico 8), con cuánto podría llegar a reducirla un hogar con un nivel de huella promedio dentro de su percentil reduciendo su gasto (esto es, moviéndose en horizontal), se obtiene una idea de qué opción ofrece un mayor margen de mejora.

Por ejemplo, la reducción que se consigue moviéndose en vertical en el percentil 20 (1,5 tCO₂e por persona) es similar a que un hogar con una huella promedio de ese percentil redujera su gasto hasta formar parte del percentil 6. Si se hace la misma comparación con el percentil 30, resulta que la reducción obtenida de bajar a los hogares situados en el máximo hasta el nivel sostenible (4 tCO₂e por persona) es equivalente a mover a los hogares con huellas medias desde ese percentil hasta el primero. De manera similar, las mejoras dentro del mismo percentil 50 alcanzarían reducciones equivalentes a, de nuevo, mover a los hogares promedio de ese percentil al primero. Es decir, si bien reducir el nivel total de gasto es una manera muy efectiva de conseguir huellas más sostenibles, existe un margen de reducción significativo en una opción que no implica reducir el gasto total: la generalización de estilos de vida bajos en carbono que ya están presentes en nuestra sociedad.

En todo caso, el análisis anterior puede estar sesgado por el efecto del número de miembros en el hogar. Esto es, puede que los hogares identificados como “sostenibles” tengan en general un mayor número de miembros. Esto podría significar que su estilo de vida no es realmente sostenible, sino que simplemente el impacto de su estilo de vida insostenible se divide entre más personas.

Por ello, se replica el análisis anterior, pero comparando siempre hogares con el mismo número de miembros (de 1 a 6, por ser los más comunes). El cuadro n.º 5 muestra que, conforme aumenta el número de miembros en el hogar, aumenta también el número de percentiles en los que todos los hogares tienen una huella por persona sostenible. Este es el resultado esperado, puesto que al dividir la huella del hogar por más personas, resulta más probable entrar dentro de los límites considerados sostenibles. Por otro lado, conforme aumenta el número

CUADRO N.º 5
NÚMERO DE PERCENTILES CON TODOS O NINGÚN HOGAR CON HUELLA SOSTENIBLE POR NÚMERO DE MIEMBROS, 2019

NÚMERO DE MIEMBROS	TODOS	NINGUNA
1	7	28
2	13	18
3	14	17
4	16	14
5	29	26
6	29	27

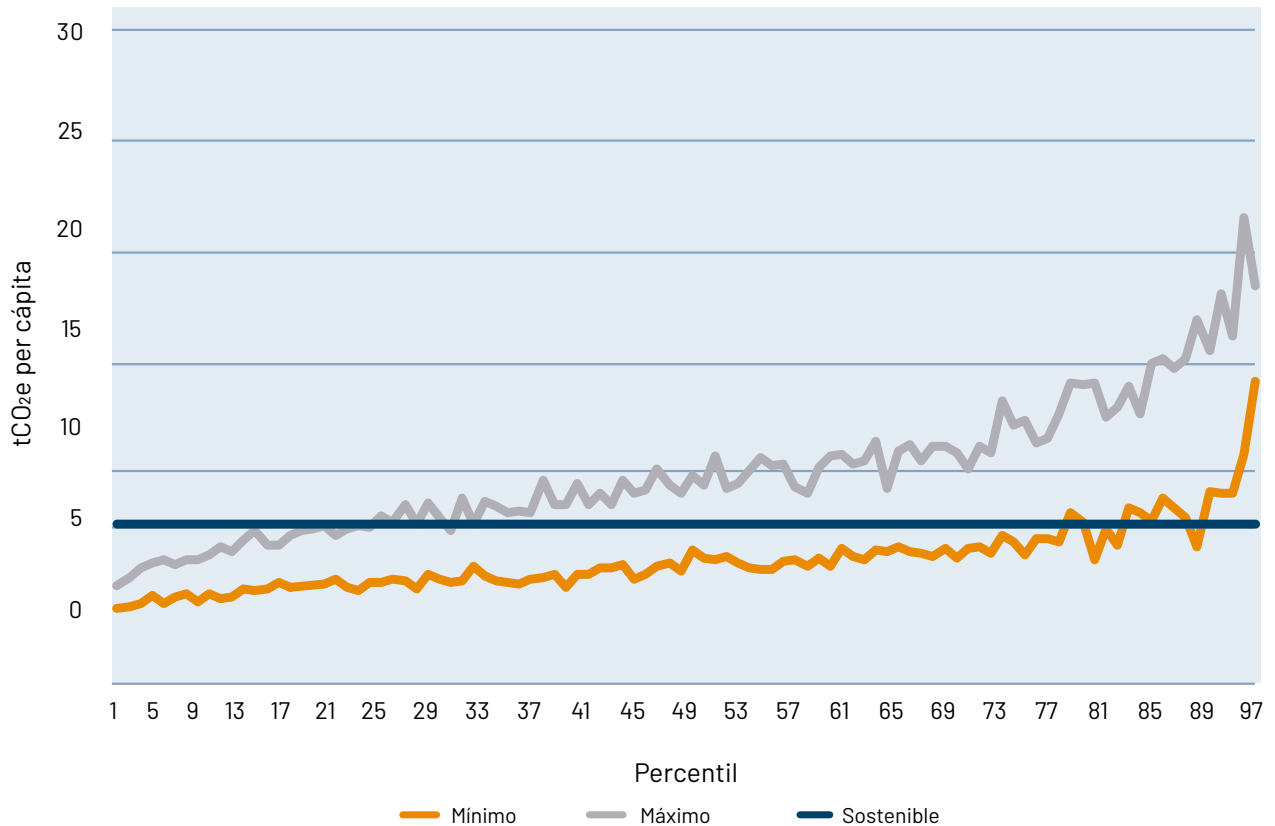
Fuente: Elaboración propia.

de miembros, tendría que disminuir el número de percentiles en los que no encontramos ningún hogar sostenible, si el efecto de tener más miembros en el hogar disminuyera automáticamente la huella. No es eso lo que se obtiene. En niveles altos de gasto, un miembro adicional puede hacer aumentar la huella total del hogar de tal forma que siga sin alcanzarse un nivel de huella sostenible.

En cualquier caso, lo que se observa, por ejemplo, para un hogar de cuatro miembros (que es el tipo más frecuente en España –ver gráfico 9–), es que existe un gran margen para reducir las emisiones cambiando la manera en que se gasta el mismo dinero. De media (considerando solo los percentiles en los que hay margen de maniobra, con hogares tanto en el nivel sostenible como por encima), se podría reducir la huella en hasta 3,6 tCO₂e por persona y año, lo que es el 40 por 100 de la huella promedio de este tipo de hogar. Una reducción así, generalizada, pondría la huella en la senda sostenible, puesto que esto requeriría una reducción de 1,6 tCO₂e, o un 23 por 100 (como muestra el gráfico 2).

¿Cómo gastan, pues, los hogares con una huella sostenible frente a los que tienen una huella mayor? Para responder a esta pregunta, se compara la estructura de gasto de hogares que sean similares en nivel de renta (puesto que la renta determina la estructura de coste) y en número de miembros. El gráfico 10 ilustra esta comparación para el decil in-

GRÁFICO 9
RANGO DE LA HUELLA PER CÁPITA ESTIMADA POR PERCENTIL FRENTE A NIVEL SOSTENIBLE PARA UN HOGAR DE CUATRO MIEMBROS



Fuente: Elaboración propia.

termedio (5) y hogares de cuatro miembros. En este caso, se observa que los hogares con huellas sostenibles gastan significativamente menos en el uso del vehículo privado, algo menos en bebidas alcohólicas y tabaco, y más en el resto de categorías, especialmente en alimentación, energía doméstica y restauración. Este patrón se repite independientemente del decil analizado. La clave parece estar, por tanto, en gastar menos en el uso y compra de vehículos privados.

En cuanto a las características sociodemográficas, ¿en qué se diferencian los hogares que tienen una huella sostenible de los que no? Para contestar esta pregunta, se seleccionan los hogares con cuatro miembros; para cada variable sociodemográfica

se comparan los pesos en términos de población de las distintas categorías entre los hogares “sostenibles” y “no sostenibles”, del mismo decil, y se computa la diferencia entre pesos. Por ejemplo, en el decil 5, para los hogares “no sostenibles” aquellos cuya persona de referencia es un trabajador de oficina representan el 29 por 100, mientras que, este peso aumenta hasta más del 54 por 100 para los hogares sostenibles. La diferencia en la característica “Ocupación” es de 25 puntos porcentuales.

A continuación, se seleccionan para cada decil las diez características que presenten mayores diferencias en términos de puntos porcentuales, y luego se contabiliza cuántas veces ha aparecido esa característica en el “top 10” de los diferentes deciles.

De esta comparación se desprende que las características que más se repiten entre los “sostenibles” son, en este orden: “Con hijos/as”, “Grado de feminización 3”, “Estudios superiores”, “Urbana”, “Cataluña”, “Trabajo de oficina”, “No consta contrato de trabajo temporal o indefinido”, “Comunidad Valenciana” y “Mujer”. De este resultado se concluye que, para el año de estudio (2019), un hogar del decil 5 de cuatro miembros tenía más probabilidades de tener una huella sostenible cuando dos de ellos son hijos/as, cuando se vive en una ciudad, cuando se es un hogar mixto, cuando la persona de referencia tiene estudios superiores y un trabajo de oficina (frente a uno manual), cuando se reside en Cataluña o en la Comunidad Valenciana y cuando la persona de referencia es mujer.

III. DISCUSIÓN

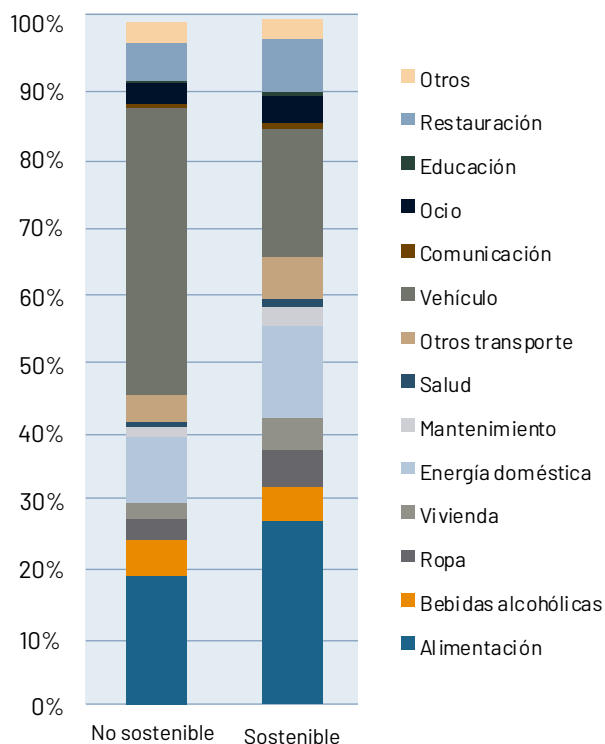
Por los resultados obtenidos, es difícil saber en qué medida la reducción de la huella observada en el período de estudio refleja la adopción de estilos de vida más sostenibles, sobre todo por la influencia del parón económico que supuso la pandemia del COVID-19. Los años 2020 y 2021 muestran reducciones de la huella que seguramente tienen más que ver con las restricciones de movilidad impuestas para controlar los contagios que con la adopción de estilos de vida sostenibles.

En cualquier caso, sí se observa una tendencia de más largo plazo en la reducción de la huella asociada a los gastos en vivienda, la energía doméstica y la ropa. La reducción en la huella de la energía doméstica puede reflejar mejoras en la eficiencia de las viviendas, un racionamiento en el uso de la energía o una reducción del impacto de la energía consumida, por ejemplo, por la penetración de energías renovables. La reducción asociada a ropa podría deberse tanto a una reducción del número de prendas compradas (lo que parecen confirmar los datos de Eurostat, 2024), como a la reducción del impacto de cada prenda. En cuanto a los cambios observados en alimentación y uso del vehículo privado, su reducida dimensión no parece indicar que se estén adoptando dietas y modos de transporte más sostenibles de manera significativa por el momento.

Por otro lado, se confirman hallazgos previos, como el papel de la renta como principal factor explicativo de las huellas. Y también se confirma el efecto de dilución del impacto cuando aumenta el número de miembros entre los que se divide la huella del hogar. El análisis descriptivo de los datos agregados no parece confirmar la hipótesis de “liberación por densidad”, y tampoco se puede discernir en qué medida los efectos de la composición por sexo, de las características laborales de la persona de referencia y de las comunidades autónomas (CC. AA.) son consecuencia en realidad del nivel de renta. Si bien, analizando los resultados dentro de un mismo nivel de renta, los hombres solos tienden a tener una huella mayor que las mujeres solas, y existen diferencias entre CC. AA., para poder atribuir esas diferencias a los roles de género o a factores estructurales asociados al territorio, sería necesario un estudio de causalidad que elimine

GRÁFICO 10
COMPOSICIÓN DEL GASTO PARA HOGARES DEL DECIL 5
Y CUATRO MIEMBROS

Por porcentaje



Fuente: Elaboración propia.

la influencia de la renta (ya que dentro de un mismo cuantil sigue habiendo diferentes niveles de renta).

Siendo la renta el factor indiscutiblemente más influyente, se profundiza en su estudio, concluyendo que no se observa que la intensidad de emisiones disminuya con el nivel de gasto (que sirve en este estudio como *proxy* de la renta). Esto no contradice trabajos anteriores, que han analizado la variable renta en sí misma y que, por tanto, pueden observar el papel de la propensión a consumir y el ahorro, cosa que en este trabajo no puede capturarse. En cualquier caso, el hecho de que cada euro gastado tenga un impacto similar a lo largo de la distribución de gasto parece indicar que los hogares más afluentes no se están descarbonizando mediante la adopción de tecnologías más limpias y relativamente caras, como el coche eléctrico o la rehabilitación de edificios, a pesar de tener la capacidad financiera para hacerlo.

Por el contrario, los resultados indican que los hogares más afluentes siguen haciendo un uso intensivo de los vehículos de combustión interna. Esto también significa que existe un gran potencial de reducción de emisiones en la adopción del vehículo eléctrico por parte de los hogares de renta alta, ya que este tipo de gasto aumenta mucho con la renta (aunque puede que parte del aumento se deba a la compra de vehículos caros). La prohibición de los vehículos nuevos de combustión, que estaba prevista para 2035 a nivel europeo, permitiría materializar este potencial de reducción, al tiempo que no afectaría a los segmentos más pobres de la población que suelen comprar vehículos de segunda mano (Amich *et al.*, 2025).

Los resultados indican también que los hogares más afluentes tampoco están consiguiendo disminuir su impacto a través de iluminación, electrodomésticos y viviendas más eficientes. Esto puede significar, bien que no están adoptando masivamente tecnologías que permitan el ahorro energético, o bien que se produce un efecto rebote que compensa lo ahorrado (viviendas adicionales, más aparatos o un menor racionamiento del uso de la energía) (4). Los estándares mínimos de desempeño energético (MEPS, por sus siglas en inglés) introducidos en la regulación europea sobre eficiencia energética en

los edificios (EPBD, por sus siglas en inglés) tienen como objetivo fijar unos requerimientos en el momento de compra o alquiler de viviendas que dejen fuera del mercado inmobiliario las viviendas más ineficientes, lo que obligaría a muchos propietarios a renovar sus viviendas, impulsando reducciones en la huella por este concepto. En cualquier caso, harán falta medidas complementarias (como el aumento del parque de vivienda pública en alquiler) para asegurar que los costes asociados a la renovación sean absorbidos por los segmentos con capacidad financiera para ello, de manera que los MEPS no dificulten en mayor medida el ya difícil acceso a la vivienda.

Este análisis de la distribución de la huella por categorías a lo largo de cuantiles de gasto permite dilucidar la importancia del sesgo introducido por el supuesto de homogeneidad de precios de la metodología *input-output* (o el “efecto calidad”). Los resultados sugieren que este sesgo no parece afectar el hecho de que se produce un pronunciado aumento en la huella en los niveles más altos de gasto, en línea con la literatura que estudia el impacto de los grupos de altos ingresos (Schöngart *et al.*, 2025).

Por otro lado, los resultados permiten concluir que en 2019 era fácil tener un estilo de vida sostenible en España con niveles de gasto per cápita bajos, e imposible con gasto muy alto. En gran medida, esto está relacionado con la renta, si bien es posible que haya hogares de rentas altas con estilos de vida frugales. La literatura ha mostrado que se pueden tener niveles de vida dignos (*decent living standards* en inglés) con huellas de carbono por debajo de la media (Vélez-Henao *et al.*, 2026). Asimismo, existen escenarios de estilos de vida compatibles con el Acuerdo de París, en principio desarrollados en un contexto en el que se cumplan las necesidades humanas básicas (*Hot or Cool Institute*, 2025).

Sin embargo, esto requeriría cambios en los estilos de vida que no son generalizados actualmente y que conllevarían una reducción del gasto per cápita. Lo que no está claro es hasta qué punto la población española que actualmente tiene una huella menor que la considerada sostenible cumple con estos estándares de vida dignos. Asimismo, dada

la reducción de huella anual necesaria de acuerdo al análisis de Cap *et al.* (2024), la proporción de la población española que tiene patrones de consumo sostenibles se reducirá anualmente, ya que, sin cambios significativos en los estilos de vida, las mejoras en los sistemas de producción no son suficientes para mantener una senda de reducción de emisiones sostenible.

De estos resultados también se desprende la conclusión de que se debería limitar el consumo de los grandes consumidores (Tian *et al.*, 2024). Sin embargo, los resultados apuntan también a otra forma de reducir las huellas que no tiene este inconveniente. Existen hogares con estilos de vida bajos en carbono a lo largo de toda la distribución de gasto (con excepción de los que más gastan). Esto sugiere que no sería necesario un empobrecimiento generalizado para alcanzar niveles sostenibles de huella, sino que existe un margen considerable en el cambio de hábitos de consumo sin necesidad de reducción del gasto total. Aunque también se constata que, conforme aumenta la renta, la presencia de hogares con estilos de vida sostenibles disminuye (un 6 por 100 en los hogares del decil 8, por ejemplo).

También se observa que existe un mayor potencial para reducir emisiones moviendo a los hogares con mayores huellas hacia niveles sostenibles dentro de su mismo nivel de gasto, que moviendo a los hogares con huellas promedio hacia niveles de gasto menores. Esto es, consiguiendo que quienes más emiten adopten modos de vida bajos en carbono, se pueden conseguir mayores reducciones en emisiones que manteniendo los estilos de vida constantes y reduciendo el nivel de gasto.

Sin embargo, no se puede descartar que —de igual manera que el nivel de gasto determina su estructura—, la adopción de estilos de vida bajos en carbono pueda tener repercusiones en el propio nivel de gasto total. Esto se ve claramente en el caso del vehículo privado. Tener un vehículo propio, en el presente contexto —en el que la política de transporte ha favorecido la competitividad del vehículo privado frente al transporte colectivo—, aumenta las probabilidades de acceder a un trabajo mejor remunerado (Bastiaanssen *et al.*, 2020). Vivir sin coche, por el contrario, restringe el número de

oportunidades laborales, penalizando económicamente a quienes carecen de vehículo. Cuesta pensar, por tanto, que se renuncie voluntariamente a mejores oportunidades laborales, en beneficio de una causa común, como la del calentamiento global. Para alinear los intereses privados y comunes en este ámbito, se podrían eliminar las ventajas del coche frente a otros medios de transporte (por ejemplo, reduciendo el espacio de aparcamiento, como sugieren Mishra *et al.*, 2024 para eliminar la ventaja del transporte de puerta a puerta) y/o corresponsabilizando a las empresas por la huella del transporte de sus trabajadores. En esta dirección va la inclusión en la recientemente aprobada Ley de movilidad sostenible de los planes de transporte sostenible al trabajo (artículo 26).

Por otro lado, también se pueden encontrar cada vez más propuestas en línea con un redimensionamiento a la baja de los niveles de gasto, sin que ello suponga necesariamente privación material. Por ejemplo, la economía de la suficiencia (Alexander, 2012), aboga por repensar la economía para que sea capaz de proporcionar “suficiente, para todos, para siempre”, haciendo hincapié en la eliminación del consumo innecesario, la garantía universal de acceso a unos niveles mínimos (aunque determinados cultural y contextualmente) y en la consideración del factor limitante ambiental, que implica que todo uso insostenible de los recursos naturales tiene los días contados. De manera similar, la propuesta de la economía del donut consiste en restringir el ámbito material de la satisfacción de necesidades humanas entre un suelo social que asegure una vida digna para todos y un techo ecológico, que salvaguarde la sostenibilidad en el tiempo (Raworth, 2018). Estas propuestas de contención económica (así como otras corrientes de pensamiento, como la economía ecológica o la de/poscrecimiento) parecen reflejar la necesidad de trasladar el marco de los límites planetarios (Rockström *et al.*, 2009) a la esfera económica, poniendo en entredicho que “cuanto más mejor”, no solo por los efectos ambientales colaterales, sino también por los dudosos beneficios en términos de bienestar (Easterlin, 1974).

Una manera de adoptar estilos de vida austeros, en los que la realización personal no pase por la acumulación material, sino de tiempo (Burchardt

y Ickler, 2021), podría pasar por la reducción de la jornada laboral. Reducir el tiempo de trabajo, con una reducción proporcional del sueldo, permitiría avanzar al mismo tiempo en la agenda ambiental y social (De Spiegelaere y Piasna, 2017). Según Wiedenhofer *et al.* (2018), reducir el tiempo de trabajo facilitaría la adopción de estilos de vida sostenibles y daría lugar a sociedades más inclusivas.

Volviendo a los resultados de este estudio, estos también han permitido identificar algunas pistas de factores que pueden facilitar la adopción de estilos de vida sostenibles. Una característica común de los hogares sostenibles es la reducción del peso de la categoría de gasto asociada al uso del vehículo privado, lo que puede indicar que este tipo de hogares vive con mayor frecuencia sin coche o lo utiliza significativamente menos que hogares similares. Esto coincide con estudios previos que han señalado que vivir sin coche es muy efectivo para reducir la huella de carbono (Ivanova *et al.*, 2020a).

También se identifica el papel que pueden jugar los hijos/as, como miembros del hogar que inducen menores aumentos de la huella que otro tipo de miembros. Esto da lugar a especulaciones, como que quizá los hijos/as, si son menores, consumen menos alimentos, generan menos gastos y/o desplazamientos adicionales en comparación con otros miembros adultos o mayores, por un mayor uso de transporte colectivo para desplazamientos diarios (transporte escolar), o por la autonomía limitada de los menores para decidir sobre sus gastos, etc. En cualquier caso, no se debe concluir que los estilos de vida sostenibles pasan porque las parejas tengan más descendencia, ya que el aumento de la población es uno de los factores que está detrás del aumento de las emisiones (Arto y Dietzenbacher, 2014; Wynes y Nicholas, 2017). Más bien, se podría concluir que los hogares con un mayor número de miembros permiten aprovechar economías de escala y generan ahorros por el uso compartido de bienes. De ahí que existan propuestas para reducir las huellas ambientales basadas en el aumento en el número de miembros por hogar, ya sea compartiendo la vivienda (Martinez *et al.*, 2020), formando comunidades intencionales de convivencia (Chatterton, 2013), introduciendo nuevos modelos de consumo comunitario (por ejemplo, cuartos de

lavado) o reduciendo el tamaño de las viviendas (Huebner y Shipworth, 2017).

El problema de la infraocupación en España afecta a cerca del 30 por 100 de las viviendas (Cuchí y Sweatman, 2011), lastrando así la huella de carbono asociada a mantener el confort térmico en la vivienda, limitando las posibles economías de escala de la preparación de alimentos, aumentando el desperdicio alimentario, y multiplicando la compra de utensilios del hogar susceptibles de uso compartido, como electrodomésticos. Ramos-Martín y Matsumoto (2025), tras observar que el aumento de hogares unifamiliares en España (debido al envejecimiento de la población) contrarresta los avances en reducción del consumo energético, llegan también a la conclusión de la necesidad de promover modelos de vivienda eficiente y más pequeñas o compartidas.

Los otros rasgos característicos de los hogares sostenibles apuntarían en dirección a la “liberación por densidad” (que no se veía en las huellas agregadas por zona) y al posible papel de la formación (aunque este ha sido puesto en duda en trabajos específicos sobre el tema, como el de Schleich *et al.*, 2024, o el de Csutora, 2012).

En todo caso, cabe interpretar con cautela estos resultados, puesto que el método de análisis es meramente descriptivo y no permite establecer relaciones de causalidad. Para ello será necesario un análisis econométrico para explicar la variable binaria “hogar con huella sostenible”, sí o no, usando modelos probit o logit. En este análisis convendría incluir diferentes años de estudio para establecer la estabilidad de las relaciones encontradas.

IV. CONCLUSIONES

Dada la urgencia de alinear los estilos de vida de los ciudadanos con la agenda climática, este documento ofrece nuevas estimaciones del impacto de las decisiones de gasto de los hogares. A través del cómputo de huellas de carbono a nivel nacional, regional y para distintas tipologías de hogares españoles para el período 2010-2021, se aborda un análisis en profundidad de las posibilidades y difi-

cultades asociadas a la adopción de estilos de vida bajos en carbono de forma generalizada.

El análisis de la evolución de las huellas permite contrastar el ritmo de descarbonización observado con el que sería necesario para alcanzar los objetivos climáticos. Además, el análisis por cuantiles y categoría de gasto permite contrastar si la descarbonización se está produciendo en los segmentos de la población con capacidad de invertir en tecnologías limpias.

A través del análisis de la heterogeneidad en la huella dentro de niveles similares de gasto total, se evalúa el potencial de mitigación de reducir el gasto frente a cambiar el tipo de bienes en los que se gasta. La tipología propuesta por Creutzig *et al.* (2022) correspondería *grosso modo* a comparar opciones de tipo “evitar” con opciones de “cambiar” o “mejorar”. Además, se analizan las posibles interdependencias que pueden existir entre las decisiones que determinan el nivel de gasto total y las decisiones sobre cómo distribuir este gasto, de forma que en la práctica es posible que los enfoques de evitar, cambiar y mejorar tengan que ir de la mano.

A pesar de poner el foco que se adopta en este estudio en los hogares, como agentes clave en la determinación de su huella, se debe tener en cuenta que, como ya advierten Creutzig *et al.* (2022), Schleich *et al.* (2024) o Ivanova *et al.* (2020a), la adopción de estilos de vida bajos en carbono no depende exclusivamente de la voluntad y conciencia de los individuos y hogares. Existen importantes barreras que explican la baja adopción de estilos de vida sostenibles en niveles altos de ingreso, como la existencia de incentivos económicos que premian los estilos de vida insostenibles y penalizan los estilos de vida sostenibles. Se podría argumentar que, dado el actual sistema de incentivos que rige la sociedad, lo raro sería que los estilos de vida imperantes fueran sostenibles. Creutzig *et al.* (2022) ofrecen una detallada relación de barreras a la adopción de estilos de vida sostenibles, poniendo el foco en las instituciones en lugar de en los individuos. Esto hace patente que son las autoridades públicas las que tienen en

su mano la responsabilidad de hacer factibles estos cambios en la demanda a través de intervenciones que aumenten la conveniencia de las opciones bajas en carbono frente a las alternativas contaminantes. De esta manera, según dichos autores, los poderes públicos pueden cambiar las preferencias de los hogares influyendo en las normas sociales.

En la misma dirección apuntan las conclusiones de Schleich *et al.* (2024) sobre el efecto de la alfabetización climática. En el caso de las elecciones sobre movilidad, estos autores advierten que poner en conocimiento de las personas las consecuencias sobre sus elecciones no las cambia, a menos que se mejore al mismo tiempo la conveniencia de las alternativas limpias. Por este motivo, se puede argumentar que gastar dinero público en campañas de concienciación sobre la huella de carbono al tiempo que se sigue alimentando la economía fósil (con subsidios a estos combustibles, construcción de carreteras, aeropuertos o aparcamientos, etc.) es, en el mejor caso, una estrategia de *greenwashing*, y en el peor caso, malgastar el dinero de los contribuyentes.

En cualquier caso, los resultados empíricos obtenidos apuntan a la necesidad y posibilidad de adoptar estilos de vida buenos y sostenibles. Para facilitar ese proceso a través de políticas públicas, convendría integrar la perspectiva del consumo en el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima para poder explotar el potencial de los cambios de estilos de vida en la mitigación de emisiones. Actualmente, esta perspectiva está infrarrepresentada en las políticas climáticas actuales, ya que en éstas priman los cambios en la producción (Usubiaga-Liaño *et al.*, en revisión). Asimismo, es también importante integrar la perspectiva del consumo a otras escalas, sobre todo con respecto a comunidad autónoma, ya que estas tienen competencias relevantes en materia de transporte y vivienda, dos de las áreas más importantes en la huella de carbono de los hogares. Estas medidas supondrían un primer paso para fomentar cambios en el sistema de consumo que complementen los ya contemplados en los sistemas de producción.

NOTAS

- (1) Aunque se podría argumentar que no son factores totalmente externos al hogar, ya que los hogares pueden moverse y deciden dónde residir precisamente en función de las oportunidades que ofrece el entorno, como oferta de puestos de trabajo, servicios, calidad de vida, oferta de servicios, etc.
- (2) Este trabajo estima que para 2030 la huella tiene que rondar los 2,38 tCO₂e por persona para no sobrepasar el 1,5° C de calentamiento global.
- (3) Cabe quizá matizar que, si en el futuro se generaliza la electrificación del transporte privado entre los hogares más afluentes, esto se reflejaría en una disminución de la huella asociada a la categoría “vehículo privado” (que recoge las emisiones por el uso de los vehículos) para este tipo de hogares. Sin embargo, no disminuiría necesariamente la huella asociada a la compra del vehículo que recoge la categoría “otros transportes”, por no ser los coches eléctricos más limpios en su proceso de producción, de momento (García et al., 2022).
- (4) Esto mismo es lo que podría también estar pasando con los vehículos: que sí se están comprando vehículos eléctricos por parte de hogares de renta alta, pero estos no sustituyen los de combustión, sino que aumentan el parque total de vehículos del hogar.

BIBLIOGRAFÍA

- Akizu-Gardoki, O., Villamor, E. y Lizundia, E. (2024).** Quantifying energy footprint inequalities across different socio-economic segments in Spain. *Cleaner Environmental Systems*, 14, 100213.
- Alexander, S. (2012).** The sufficiency economy: Envisioning a prosperous way down. Disponible en SSRN 2210170. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=2210170
- Alonso-Epelde, E. y Rodés-Bachs, C. (2025).** MEDUSA: An R tool to model equity and distributional impacts. *Journal of Open Source Software*, 10(111), 7697. <https://doi.org/10.21105/joss.07697>
- Amich, M., Román, M. V., Moyano-Reina, M., Alonso-Epelde, E., Arto, I. y González-Eguino, M. (2025).** *Leasing social: Una propuesta para un nuevo sistema de movilidad privada ambientalmente sostenible, socialmente justo y territorialmente equilibrado*. Basque Centre for Climate Change (BC3). <https://zenodo.org/records/17225431>
- Arce, G., Zafrilla, J. E., López, L.-A. y Tobarra, M. Á. (2017).** Carbon Footprint of Human Settlements in Spain. En R. Álvarez Fernández, S. Zobelzu, y R. Martínez (eds), *Carbon Footprint and the Industrial Life Cycle*, 307-324. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54984-2_14
- Arto, I., y Dietzenbacher, E. (2014).** Drivers of the growth in global greenhouse gas emissions. *Environmental Science and Technology*, 48(10), 5388-5394. <https://doi.org/10.1021/es5005347>
- Bastiaanssen, J., Johnson, D. y Lucas, K. (2020).** Does transport help people to gain employment? A systematic review and meta-analysis of the empirical evidence. *Transport Reviews*, 40(5), 607-628.
- Büchs, M., y Mattioli, G. (2021).** Trends in air travel inequality in the UK: From the few to the many? *Travel Behaviour and Society*, 25, 92-101.
- Burchardt, H.-J. y Ickler, J. (2021).** Time to live well: Well-being and time affluence for sustainable development. *Third World Quarterly*, 42(12), 2939-2955. <https://doi.org/10.1080/01436597.2021.1981761>
- Cap, S., de Koning, A., Tukker, A., y Scherer, L. (2024).** (In) Sufficiency of industrial decarbonization to reduce household carbon footprints to 1.5° C-compatible levels. *Sustainable Production and Consumption*, 45, 216-227.
- Cazcarro, I., Amores, A. F., Arto, I. y Kratena, K. (2022).** Linking multisectoral economic models and consumption surveys for the European Union. *Economic Systems Research*, 34(1), 22-40. <https://doi.org/10.1080/09535314.2020.1856044>
- Chatterton, P. (2013).** Towards an Agenda for Post-carbon Cities: Lessons from Lilac, the UK 's First Ecological, Affordable Cohousing Community. *International Journal of Urban and Regional Research*, 37(5), 1654-1674. <https://doi.org/10.1111/1468-2427.12009>

- Creutzig, F., Niamir, L., Bai, X., Callaghan, M., Cullen, J., Díaz-José, J., Figueroa, M., Grubler, A., Lamb, W. F. y Leip, A. (2022). Demand-side solutions to climate change mitigation consistent with high levels of well-being. *Nature Climate Change*, 12(1), 36–46. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01219-y>
- Csutora, M. (2012). One more awareness gap? The behaviour-impact gap problem. *Journal of Consumer Policy*, 35(1), 145–163.
- Cuchí, A. y Sweatman, P. (2011). Una visión-país para el sector de la edificación en España. Hoja de ruta para un nuevo sector de la vivienda. *Climate Strategy*. http://www.boschbatlle.com/wp-content/themes/BoschBatlle_theme/bb_img/GTR.pdf
- De Spiegelaere, S. y Piasna, A. (2017). *The why and how of working time reduction*. <https://lirias.kuleuven.be/retrieve/479437>
- Duarte, R., Mainar, A. y Sánchez-Chóliz, J. (2010). The impact of household consumption patterns on emissions in Spain. *Energy Economics*, 32(1), 176–185.
- Duarte, R., Mainar, A. y Sánchez-Chóliz, J. (2012a). Social groups and CO₂ emissions in Spanish households. *Energy Policy*, 44, 441–450.
- Duarte, R., Mainar, A. y Sánchez-Chóliz, J. (2012b). Social groups and CO₂ emissions in Spanish households. *Energy Policy*, 44, 441–450. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2012.02.020>
- Easterlin, R. A. (1974). Does economic growth improve the human lot? Some empirical evidence. *En Nations and households in economic growth*, 89–125. Elsevier. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780122050503500087>
- Eurostat. (2023). FIGARO tables: EU inter-country supply, use, and input-output tables. Eurostat. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/esa-supply-use-input-tables/database>
- Eurostat. (2024a). Carbon footprints (FIGARO 2023 edition) [Data set].
- Eurostat. (2024b). [Ds-056120] Sold production, exports and imports. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/ds-056120__custom_18926123/default/table
- Eurostat. (2024c). FIGARO tables: EU inter-country supply, use, and input-output tables [Data set]. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/esa-supply-use-input-tables/database#figarotables>
- Eurostat. (2024d). Household final consumption expenditure by purpose (COICOP 1999) (nama_10_co3_p3) [Data set]. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/product/page/NAMA_10_CO3_P3
- Eurostat. (2025). [Env_air_gge] Greenhouse gas emissions by source sector. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_air_gge/default/table?lang=en
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Landschützer, P., Le Quééré, C., Li, H., Luijkx, I. T., Olsen, A., Peters, G. P., Peters, W., Pongratz, J., Schwingshackl, C., Sitch, S., Canadell, J. G., Ciais, P., Jackson, R. B., Alin, S. R., ... Zeng, J. (2024). Global Carbon Budget 2024. *Earth System Science Data Discussions*, 1–133. <https://doi.org/10.5194/essd-2024-519>
- García, A., Monsalve-Serrano, J., Villalta, D. y Tripathi, S. (2022). Electric vehicles vs e-fuelled ICE vehicles: Comparison of potentials for life cycle CO₂ emission reduction. SAE Technical Paper. <https://www.sae.org/gsdownload/?prodCd=2022-01-0745>
- Global Temperature—Earth Indicator—NASA Science. (2025, September 25). <https://science.nasa.gov/earth/explore/earth-indicators/global-temperature/>
- Hot or Cool Institute. (2025). *A Climate for Sufficiency: 1.5-Degree Lifestyles Report*.
- Huebner, G. M. y Shipworth, D. (2017). All about size?—The potential of downsizing in reducing energy demand. *Applied Energy*, 186, 226–233.
- INE. (2019). *Contabilidad regional de España. Base 2010. Gasto en consumo final de los hogares. Precios corrientes* [Data set]. <https://www.ine.es/jaxi/Tabla.htm?tpx=67298>
- INE. (2022). *Encuesta de presupuestos familiares. Base 2006* [Data set]. https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_Cycid=1254736176806ymenu=resultadosysecc=1254736195147ydp=1254735976608#_tabs-1254736195147
- INE. (2023). *Cifras oficiales de población resultantes de la revisión del Padrón municipal a 1 de enero. Población por comunidades y ciudades autónomas y tamaño de los municipios* [Data set]. <https://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=2915>

- Ivanova, D., Barrett, J., Wiedenhofer, D., Macura, B., Callaghan, M. y Creutzig, F. (2020a). Quantifying the potential for climate change mitigation of consumption options. *Environmental Research Letters*, 15(9), 093001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8589>
- Ivanova, D., Barrett, J., Wiedenhofer, D., Macura, B., Callaghan, M. y Creutzig, F. (2020b). Quantifying the potential for climate change mitigation of consumption options. *Environmental Research Letters*, 15(9), 093001. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab8589>
- Ivanova, D., Vita, G., Steen-Olsen, K., Stadler, K., Melo, P. C., Wood, R. y Hertwich, E. G. (2017). Mapping the carbon footprint of EU regions. *Environmental Research Letters*, 12(5), 054013.
- Lee, J., Shigetomi, Y. y Kanemoto, K. (2023). Drivers of household carbon footprints across EU regions, from 2010 to 2015. *Environmental Research Letters*, 18(4), 044043.
- López, L. A., Arce, G., Morenate, M. y Monsalve, F. (2016). Assessing the Inequality of Spanish Households through the Carbon Footprint: The 21st Century Great Recession Effect. *Journal of Industrial Ecology*, 20(3), 571-581. <https://doi.org/10.1111/jiec.12466>
- Martinez, L., Mirza, R. M., Austen, A., Hsieh, J., Klinger, C. A., Kuah, M., Liu, A., McDonald, L., Mohsin, R. y Pang, C. (2020). More than just a room: A scoping review of the impact of homesharing for older adults. *Innovation in Aging*, 4(2), igaa011.
- Mishra, N. B., Pani, A., Mohapatra, S. S. y Sahu, P. K. (2024). Decoding Private or Commercial Vehicle Ownership Decisions for Low-Carbon Mobility Transitions: A Systematic Review of the Literature. *Transportation Research Record: Journal of the Transportation Research Board*, 2678(6), 87-122. <https://doi.org/10.1177/03611981231194346>
- Osorio, P., Tobarra, M.-Á. y Tomás, M. (2024). Are there gender differences in household carbon footprints? Evidence from Spain. *Ecological Economics*, 219, 108130. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2024.108130>
- Oswald, Y., Owen, A. y Steinberger, J. K. (2020). Large inequality in international and intranational energy footprints between income groups and across consumption categories. *Nature Energy*, 5(3), 231-239.
- Pottier, A. (2022). Expenditure elasticity and income elasticity of GHG emissions: A survey of literature on household carbon footprint. *Ecological Economics*, 192, 107251. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107251>
- Ramos Martín, J. y Matsumoto, S. (2025). *Impact of changes in the distribution of household types on residential energy consumption in Spain, 2006-2023*. <https://ddd.uab.cat/record/309169>
- Raworth, K. (2018). *Doughnut economics: Seven ways to think like a 21st century economist*. Chelsea Green Publishing. <https://books.google.com/books?hl=en&lr=yid=bXSrEA AAQBAJ&oi=fnd&ypg=PA1y&dq=doughnuts+economics&ots=r-RUB-W02&sig=umMSRNfh9yrVM1pLKVdu9u5TTac>
- Roca, J. y Serrano, M. (2007). Income growth and atmospheric pollution in Spain: An input-output approach. *Ecological Economics*, 63(1), 230-242. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.11.012>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., ... Foley, J. (2009). Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Román, M. V., Vicedo-Choques, E., Usubiaga-Liaño, A., Van de Ven, D.-J., González-Eguino, M., Sampedro, J. y Arto, I. (2025). *Remaining Carbon Budget Allocation to Mediterranean Countries*. *Basque Centre for Climate Change and OceanCare*. <https://www.oceancare.org/wp-content/uploads/2025/10/Report-Remaining-Carbon-Budget-Allocation-to-Mediterranean-Countries.pdf>
- Sánchez-Chóliz, J., Duarte, R. y Mainar, A. (2007). Environmental impact of household activity in Spain. *Ecological Economics*, 62(2), 308-318. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.004>
- Sleich, J., Dütschke, E., Kanberger, E. y Ziegler, A. (2024). On the relationship between individual carbon literacy and carbon footprint components. *Ecological Economics*, 218, 108100. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2023.108100>
- Schöngart, S., Nicholls, Z., Hoffmann, R., Pelz, S. y Schleussner, C.-F. (2025). High-income groups disproportionately contribute to climate extremes worldwide. *Nature Climate Change*, 1-7.
- Tian, P., Zhong, H., Chen, X., Feng, K., Sun, L., Zhang, N., Shao, X., Liu, Y. y Hubacek, K. (2024). Keeping the global consumption within the planetary boundaries. *Nature*, 1-6.

- Tomás, M., López, L. A. y Monsalve, F. (2020a).** Carbon footprint, municipality size and rurality in Spain: Inequality and carbon taxation. *Journal of Cleaner Production*, 266, 121798.
- Tomás, M., López, L. A., y Monsalve, F. (2020b).** Carbon footprint, municipality size and rurality in Spain: Inequality and carbon taxation. *Journal of Cleaner Production*, 266, 121798. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121798>
- Usubiaga-Liaño, A., Tomás, M., Román, M. V., Cazcarro, I., Escobar, N., García-Muros, X., Alonso-Epelde, E. y Arto, I. (en revisión).** The carbon footprint of Spain and its regions.
- Vélez-Henao, J., Streeck, J., Kikstra, J. y Pauliuk, S. (2026).** Water, Land, Materials, and Emissions for Providing Decent Living Standards Around the World. *Ecological Economics*, 240(108819). <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2025.108819>
- Wiedenhofer, D., Smetschka, B., Akenji, L., Jalas, M. y Haberl, H. (2018).** Household time use, carbon footprints, and urban form: A review of the potential contributions of everyday living to the 1.5 C climate target. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 30, 7-17.
- Wynes, S. y Nicholas, K. A. (2017).** The climate mitigation gap: Education and government recommendations miss the most effective individual actions. *Environmental Research Letters*, 12(7), 074024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7541>

ANEXO

Cálculo de las huellas

La huella de carbono de los hogares españoles se ha calculado anualmente para el período 2010-2021 utilizando las tablas *input-output* multirregionales (MRIO) *FIGARO* producto por producto y la extensión de emisiones de GEI proporcionada por Eurostat (Eurostat, 2024a, 2024c). Dicha extensión se ha convertido del formato industria por industria al formato producto por producto utilizando la estructura de productos de cada industria en la tabla de origen de *FIGARO*. El sistema de clasificación utilizado en *FIGARO* es la Clasificación de productos por actividad o CPA. La huella de carbono se ha calculado utilizando la formulación estándar (1) ecuación

$$c_f^{ES} = sLy_{res}^{ES} \pm d^{ES} \quad [1]$$

donde c_f^{ES} es un escalar que representa la huella de carbono de los hogares españoles (ES). Se obtiene sumando: i) las emisiones directas de los hogares españoles (d^{ES}), que se extraen de la extensión de GEI y se asocian al uso de combustibles fósiles para vehículos privados, sistemas de calefacción o agua caliente; y ii) las emisiones producidas (a lo largo de la cadena de suministro) por el resto de elementos que forman la cesta de consumo de los hogares, y que normalmente se denominan emisiones indirectas (sLy_{res}^{ES}). Las emisiones indirectas se calculan como el producto de s , un vector fila que representa la intensidad de emisión de las industrias (emisiones por euro de producción), por L , la matriz inversa de Leontief de la tabla MRIO, y por y_{res}^{ES} , el vector de la demanda final de los hogares españoles a precios básicos.

Este vector de demanda final se ha calculado como se muestra en la ecuación [2], donde y_{res}^{ES} es el vector de demanda final incluido en la tabla MRIO, que considera el consumo territorial, el factor de corrección ($y_{res,tot}^{ES}/y_{ter,tot}^{ES}$) representa la relación entre el gasto agregado de los residentes españoles ($y_{res,tot}^{ES}$) (es decir, incluyendo el

consumo de residentes que ha tenido lugar en el extranjero, y excluyendo el consumo de no residentes dentro del territorio) y ($y_{ter,tot}^{ES}$) es el gasto agregado dentro del territorio español (es decir, todo el consumo de residentes y no residentes dentro del territorio español).

$$y_{res}^{ES} = y_{ter}^{ES} \cdot y_{res,tot}^{ES} / y_{ter,tot}^{ES} \quad [2]$$

Por último, el vector de emisiones indirectas por producto (en la clasificación CPA) puede calcularse como:

$$g^{ES} = sLy_{res}^{ES} \quad [3]$$

donde el elemento $g_i^{ES(r)}$ del vector g^{ES} representa las emisiones incorporadas en el consumo final de los hogares españoles del producto i producido en la región r .

La huella de carbono a nivel regional se calcula utilizando los datos de la *EPF*, lo que permite asignar los componentes directos (d^{ES}) e indirectos [ecuación 3] de la huella nacional a las diferentes regiones.

La *EPF* española proporciona datos de gasto por categoría COICOP (Clasificación del consumo individual por finalidad) para entre 20.000 y 24.000 hogares al año. Los datos de gasto son representativos a nivel COICOP de 4 dígitos para las regiones (INE, 2022). El conjunto de datos, elaborado por el Instituto Nacional de Estadística (INE), incluye una descripción detallada de las características socioeconómicas y demográficas de cada hogar, incluida información sobre la región respecto a comunidad autónoma, lo que permite ir más allá del consumidor medio representado en las tablas de *FIGARO*. En este trabajo se han utilizado las *EPF* del período 2010-2021 (INE, 2022).

El componente indirecto de la huella de carbono (g^{ES}) se ha vinculado con las *EPF* gracias al trabajo de Cazarro *et al.* (2022), quienes desarrollaron un método para tender un puente entre las

ANEXO (continuación)

estadísticas de consumo expresadas en precios básicos (tablas *input-output*) y las estadísticas expresadas en precios de adquisición (*EPF*). Para ello, se aplican las siguientes transformaciones. En primer lugar, las emisiones de GEI asociadas a los márgenes comerciales y de transporte de los sectores mayorista y minorista y de transporte se asignan a los productos que utilizan estos servicios intermedios. Esto se hace con información disponible no publicada sobre los márgenes recibidos y pagados por producto proporcionada por el INE. En segundo lugar, se utiliza una matriz puente (también proporcionada por el INE y no disponible públicamente) para transformar los resultados por producto CPA a las categorías de consumo COICOP utilizadas en las *EPF*. Las huellas indirectas resultantes se agrupan en 14 categorías COICOP y dan lugar a un vector de huella indirecta por categoría COICOP coherente con los principios de contabilidad de datos adoptados en las *EPF*.

Las emisiones directas también se vinculan a categorías COICOP de consumo. Para ello, se han tomado las emisiones asociadas al uso residencial de la energía (categoría CRF 1A4b) de Eurostat (Eurostat, 2025) y se han asignado a la categoría CP04_energía. Las emisiones directas relacionadas con CP07_energía se han calculado como la diferencia entre las emisiones directas de los hogares y las de CP04_energía.

Para calcular la huella de cada hogar representado en la *EPF*, es necesario alinear las *EPF* con los indicadores monetarios a nivel macroeconómico comunicados por el INE. Para ello, se han reescalado las cifras de población de la *EPF* para que coincidan con las cifras de población regional (INE, 2023) y se han reescalado las cifras de consumo para que coincidan con el consumo nacional de los hogares por parte de los residentes y las estructuras de consumo nacional a nivel COICOP de 3 dígitos (Eurostat, 2024d; INE, 2019). La huella de carbono española se ha distribuido entre los cerca de 20,000 hogares utilizando las cuotas de gasto resultantes de las *EPF* agregadas a las 14

categorías COICOP, tal como se representa en la ecuación

$$cf^{HOG} = \sum_n^{14} cf_n^{ES} \frac{y_n^h}{\sum_{20000} y_n^h} \quad [4]$$

En esta ecuación, cf^h representa un escalar de la huella a nivel de hogar, cf_n^{ES} es un escalar de la huella total (directa más indirecta) a nivel nacional para cada categoría COICOP n , y y_n^c representa la demanda final de la categoría COICOP n del hogar h .

La mayoría de las variables socioeconómicas utilizadas existen en la *EPF*, si bien hay otras que han sido creadas con el paquete MEDUSA (Alonso-Epelde y Rodés-Bachs, 2025).

Esta metodología tiene una serie de limitaciones, propias del análisis *input-output*, como el supuesto de precios homogéneos (que se ha llamado “efecto calidad”) y el escaso nivel de detalle (64) a nivel de producto. Esto no solo afecta especialmente a ciertas categorías de gasto donde hay una gran heterogeneidad de calidades y precios, sino también a que no se capturan diferencias de precio entre las CC. AA., que pueden ser importantes. De esta manera, se sobreestima la huella en aquellas regiones con mayores niveles de precios, y se infravalora la huella de las regiones relativamente baratas. Además, la corrección de la demanda final para incluir solo el consumo de residentes (fuera y dentro del país), solo afecta al total de gasto y no a la estructura del mismo.

Existen otras limitaciones, como la falta de series temporales de matrices puente disponibles públicamente, el uso de datos de márgenes comerciales y matrices puente de productos a COICOP de un solo año (proporcionadas por el INE). Aparte, el análisis que se hace de los resultados, de tipo descriptivo, no permite inferir relaciones de causalidad entre las variables sociodemográficas y las estimaciones de huellas. Para poder evaluar mejor la influencia de las diferentes variables en la huella se debería realizar un análisis econométrico.

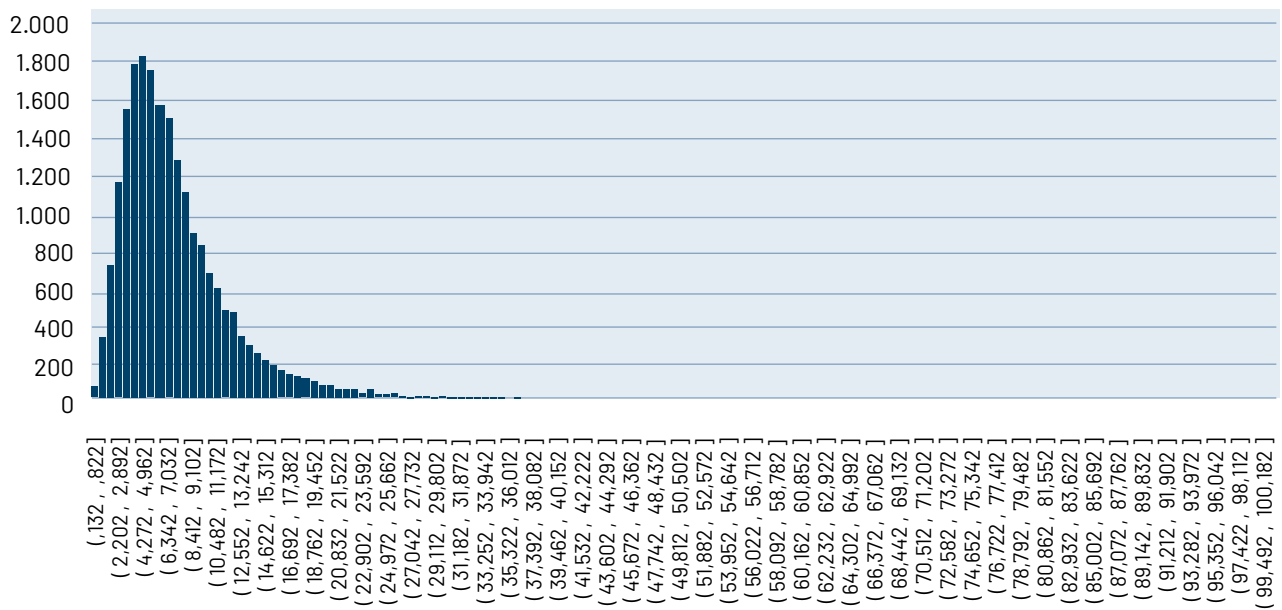
ANEXO (continuación)

Limpieza de los datos

Para eliminar los posibles datos anómalos que pudieran desvirtuar las conclusiones se realiza un procedimiento de limpieza de los datos. Dado que la distribución de las estimaciones de huella es asimétrica por la derecha (como muestra el

gráfico A1), se utiliza el método de rango intercuartílico para eliminar las observaciones que están a más de tres desviaciones estándar de la media por la parte derecha para cada percentil. Se muestra la distribución para el conjunto de los datos, pero también se observa la misma forma para los distintos percentiles de gasto.

GRÁFICO A1
DISTRIBUCIÓN DE LAS ESTIMACIONES DE LA HUELLA PER CÁPITA



Fuente: Elaboración propia.

POLÍTICAS DE MOVILIDAD URBANA Y DESCARBONIZACIÓN: ¿SON EFICACES TODAS LAS MEDIDAS?

Albert Gragera
Anna Matas

Universidad Autónoma de Barcelona, Institut d'Economia de Barcelona

Resumen

Este artículo revisa la eficacia de las políticas recientes de movilidad urbana implementadas en España para favorecer la descarbonización del transporte. A partir de evidencia empírica nacional e internacional, se muestra que muchas medidas mejoran indicadores específicos, pero tienen un impacto limitado sobre las emisiones cuando no alteran de forma sustancial los incentivos al uso del automóvil. Se discuten los principales *trade-offs* y sus implicaciones para una descarbonización eficiente.

Palabras clave: descarbonización, movilidad urbana, impacto.

Abstract

This article reviews the effectiveness of recent urban mobility policies implemented in Spain to promote the decarbonization of transport. Based on national and international empirical evidence, it shows that many measures improve specific indicators but have a limited impact on emissions when they do not substantially alter incentives for car use. The main trade-offs and their implications for efficient decarbonization are discussed.

Keywords: decarbonization, urban mobility, impact.

JEL classification: R48, Q54.

I. INTRODUCCIÓN

Las ciudades desempeñan un papel central en la consecución de los objetivos climáticos y de calidad ambiental, ya que, al ser donde se concentra la gran mayoría de la población y la actividad económica, son el principal escenario donde se materializan los impactos negativos sobre la salud, el medioambiente y el bienestar.

El transporte es actualmente el principal sector emisor de gases de efecto invernadero en España, representando aproximadamente el 30 por 100 de las emisiones totales de CO₂ equivalente, por delante de la industria y la generación eléctrica (MITECO, 2024). Este ha sido el único sector que no ha logrado reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, debido principalmente a su

fuerte dependencia de los combustibles fósiles. En concreto, el transporte por carretera concentra alrededor del 90 por 100 de las emisiones del sector, y los desplazamientos urbanos e interurbanos de corta distancia explican una parte sustancial de este total. La importancia de la movilidad urbana como pieza clave para alcanzar los objetivos climáticos ha sido puesta de manifiesto por la Comisión Europea, que identifica explícitamente a las ciudades como nodos clave para la descarbonización del transporte, promoviendo estrategias integradas de movilidad urbana sostenible (SUMP) (1) y el despliegue de instrumentos regulatorios, fiscales y de planificación (DG MOVE, 2021).

En España, estos objetivos se han trasladado al ámbito nacional a través de la Ley 7/2021 de Cambio Climático y Transición Energética y, más

recientemente, de la Ley 9/2025 de Movilidad Sostenible, que ha impulsado la adopción de un amplio conjunto de políticas orientadas a alcanzar la descarbonización. En el diseño e implementación de estas medidas participan los distintos niveles de gobierno —central, autonómico y local—, aunque no siempre de forma coordinada. Sin embargo, la ausencia de una medición directa y sistemática de las emisiones de CO₂ en las zonas urbanas dificulta tanto el diagnóstico del problema como la evaluación del impacto de las políticas implementadas. En consecuencia, es necesario recurrir a indicadores indirectos, como la participación del transporte en vehículo privado, los niveles de congestión, la velocidad de circulación o la contaminación local.

Las posibles líneas de actuación pueden agruparse en tres grandes categorías. Un primer grupo utiliza instrumentos de precios para reducir las emisiones; un segundo se centra en la mejora de la calidad de los modos de transporte menos contaminantes; y un tercero recurre a la restricción del espacio vial para priorizar los modos más sostenibles.

En España se ha aplicado una combinación de estas medidas, con el objetivo principal de reducir la participación del transporte privado y aumentar la de los modos alternativos. Las actuaciones se han basado fundamentalmente en la subvención del transporte público y las inversiones destinadas a mejorar su calidad; la reasignación del espacio urbano a favor del transporte público y la movilidad activa; y la implantación de zonas de bajas emisiones. Por el contrario, han estado prácticamente ausentes las medidas orientadas a una mayor internalización de los costes externos generados por el transporte privado, e incluso en algunos casos se ha actuado en sentido contrario.

Este artículo realiza una revisión crítica y comparada de las principales políticas de movilidad urbana en España. La discusión sobre la valoración de su impacto se fundamenta mayoritariamente en la evidencia empírica nacional e internacional, complementada con evidencia econométrica y descriptiva para algunas de las políticas analizadas. El análisis sugiere que, aunque las distintas medidas mejoran ciertos indicadores, su capacidad para reducir las emisiones es limitada, ya que

no modifican de forma sustancial los incentivos al uso del automóvil.

El resto del artículo se estructura de la siguiente manera. La sección segunda describe las principales políticas implementadas para promover la descarbonización; la sección tercera revisa aquellas intervenciones en las que el precio actúa como mecanismo de internalización de los costes externos y que coexisten con las anteriores; la cuarta sección analiza la evidencia disponible sobre la eficacia y eficiencia de las medidas de descarbonización; y, finalmente, la sección quinta presenta las principales conclusiones y recomendaciones de política pública.

II. MEDIDAS IMPLEMENTADAS PARA REDUCIR LAS EMISIONES

Con el objetivo de reducir las emisiones de CO₂ en los entornos urbanos, las Administraciones públicas han implementado un amplio conjunto de políticas orientadas a desincentivar el uso del vehículo privado y a fomentar el transporte público y la movilidad activa, como los desplazamientos a pie y en bicicleta. A continuación, se presentan las principales medidas adoptadas, diferenciando entre aquellas financiadas a través del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia y la política de incremento de las subvenciones al transporte público iniciada en septiembre de 2022.

1. El Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia

El Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR) contempla diversas líneas de actuación orientadas a la reducción de las emisiones de CO₂ y otros contaminantes atmosféricos, siendo el sector del transporte una de las principales áreas de intervención. En el ámbito urbano, la iniciativa central es el Plan de choque de la movilidad sostenible, segura y conectada en entornos urbanos y metropolitanos. Este plan prevé una inversión total de 7.867 millones de euros, de los cuales 6.536 millones proceden del Mecanismo de Recuperación y Resiliencia (MRR) de la Unión Europea, y se destinan a los siguientes programas de inversión: (a) zonas

de bajas emisiones y transformación del transporte urbano y metropolitano; (b) plan de incentivos a los puntos de recarga públicos y privados y a la adquisición de vehículos eléctricos; y (c) actuaciones de mejora de la calidad y fiabilidad del servicio de cercanías. Los programas (a) y (c) incluyen las medidas que se analizan en este artículo(2).

El primer programa incluye, como principales medidas, la implantación de zonas de bajas emisiones en los municipios de más de 50.000 habitantes, así como el fomento de la movilidad activa mediante actuaciones como la construcción de carriles bici urbanos y de conexión intermunicipal, la habilitación de aparcamientos para bicicletas y otros modos de movilidad personal, y la peatonalización de determinadas áreas urbanas. Asimismo, se financian inversiones destinadas a la mejora de los sistemas de metro y tranvía, incluyendo actuaciones de electrificación, conexión de redes y modernización de infraestructuras, entre otras.

De igual modo, se impulsa el transporte en autobús mediante la creación de carriles de priorización para el transporte colectivo y los vehículos limpios, y se financian medidas de calmado del tráfico, tales como la implantación de aparcamientos disuasorios, el estacionamiento regulado, proyectos de intermodalidad y actuaciones orientadas a la mejora de la distribución urbana de mercancías. Estas actuaciones se complementan con proyectos de digitalización y de gestión inteligente del tráfico y la movilidad.

El Ministerio distribuye parte de estos recursos entre ayuntamientos y comunidades autónomas. En el período comprendido entre 2021 y agosto de 2025, se han transferido 1.440 millones de euros a los ayuntamientos y 900 millones de euros a las comunidades autónomas. En términos porcentuales, los fondos se han destinado principalmente a la construcción de carriles bici y a la peatonalización de áreas urbanas (35 por 100), la mejora del transporte ferroviario (23 por 100), actuaciones relacionadas con el calmado del tráfico (12 por 100), la electrificación de la flota de vehículos públicos (12 por 100), la implantación de zonas de bajas emisiones (6 por 100) y la digitalización del transporte (6 por 100).

Por su parte, las actuaciones previstas para la mejora de la calidad y fiabilidad del servicio de cercanías ascienden a 1.620 millones de euros hasta 2026. Estos recursos se destinan a mejorar la puntualidad y fiabilidad del servicio, la accesibilidad y calidad, la infraestructura básica de cercanías y los sistemas de digitalización. A modo de referencia, en el período 2022-2024, Adif ha destinado, en promedio, 475 millones de euros anuales a inversiones en cercanías, lo que representa aproximadamente el 14 por 100 de la inversión total de Adif y Adif-Alta Velocidad(3).

Estas medidas tienen apoyo legal en la Ley 9/2025 de Movilidad Sostenible. A modo de valoración, cabe decir que las políticas orientadas a reducir las emisiones ambientales en el ámbito urbano se centran, principalmente, en la modificación de la distribución modal de los viajes, promoviendo el trasvase hacia modos de transporte menos contaminantes. Ello se articula esencialmente mediante políticas de inversión que priorizan las alternativas más sostenibles y mediante restricciones de carácter físico que limitan el uso del vehículo privado. No obstante, se observa un menor peso del precio como mecanismo para internalizar los costes externos que genera el transporte privado.

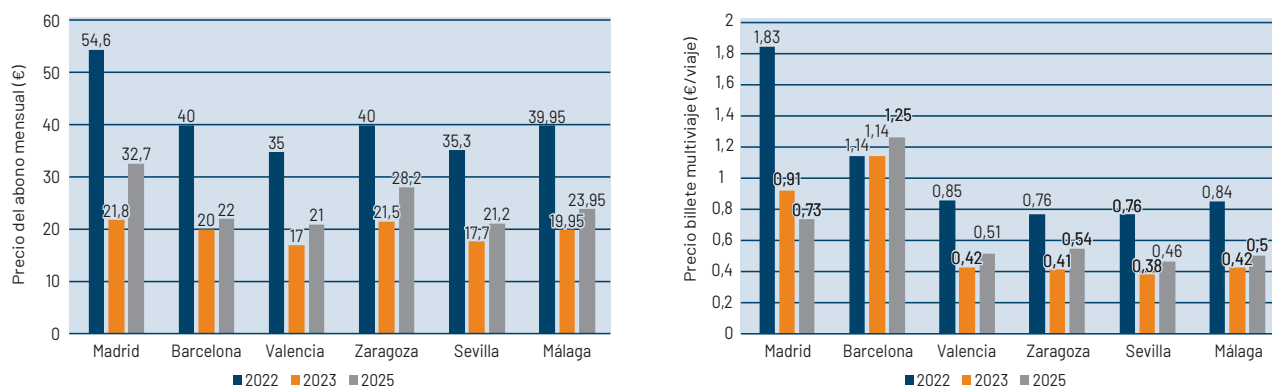
2. Aumento de la subvención al transporte público

En septiembre de 2022, el Gobierno aprobó una reducción significativa en las tarifas del transporte público. El principal objetivo de esta medida fue mitigar el impacto del incremento de los precios de los carburantes sobre los consumidores, derivado de la invasión de Ucrania por parte de Rusia, y, simultáneamente, contribuir a una menor dependencia del petróleo mediante la sustitución del uso del vehículo privado por el transporte público.

A partir del 1 de septiembre de 2022, el Gobierno español estableció un bono gratuito para un número ilimitado de viajes en los servicios de Cercanías, Media Distancia de Renfe y Rodalies en Cataluña. Aunque inicialmente la medida se concibió para un período de cuatro meses, su vigencia se prorrogó hasta junio de 2025. A partir de esa fecha,

GRÁFICO 1

EVOLUCIÓN DE LOS PRECIOS DEL TRANSPORTE PÚBLICO: ABONO MENSUAL (A) Y TÍTULO MULTIVIAJE (B)



Nota: Barcelona aplicó un descuento del 30 por 100 al título de 10 viajes entre septiembre y diciembre de 2022

Fuente: Elaboración propia a partir de FACUA, Estudio comparativo de las tarifas de bus urbano (varios años).

Renfe introdujo nuevos abonos para viajeros frecuentes con descuentos del 40 por 100.

Al mismo tiempo, el Gobierno aprobó un descuento del 30 por 100 en las tarifas de transporte público urbano a nivel nacional, que las autoridades de transporte competentes podían ampliar hasta un 20 por 100 adicional para los abonos, alcanzando una reducción del 50 por 100 respecto al precio original. Esta medida, inicialmente prevista como temporal, ha sido prorrogada de manera sucesiva y se ha anunciado su continuidad durante el año 2026.

Los descuentos se aplicaron a los títulos de viaje de uso más habitual, como la tarjeta multiviaje y los distintos tipos de abonos. El gráfico 1 muestra la evolución del precio de los billetes correspondientes a los dos títulos más utilizados en las seis mayores ciudades de España. Con la excepción del título multiviaje en Barcelona, cuyo descuento únicamente estuvo vigente entre septiembre y diciembre de 2022, el resto de las reducciones se ha mantenido hasta 2025, con actualizaciones puntuales según el IPC.

En diciembre de 2025, el Gobierno de España aprobó la creación de un título de transporte, vigente desde el 19 de enero, que permite viajar por

todo el país mediante una tarifa plana de 60 euros, reducida a 30 euros para los jóvenes menores de 26 años. El título es válido para los servicios de Cercanías, Regionales, y Media Distancia de Renfe así como para la red estatal de autobuses interurbanos. Sin embargo, aún queda por determinar cómo se integrará con los abonos ya existentes en las áreas metropolitanas y si se alcanzarán acuerdos con las comunidades autónomas para incorporar los autobuses que operan dentro de cada comunidad. Según su definición actual, el abono beneficia principalmente a los usuarios frecuentes que realizan trayectos entre comunidades autónomas o aquellos desplazamientos en Renfe no cubiertos por los abonos existentes.

III. EL PRECIO COMO MECANISMO PARA INTERNALIZAR COSTES EXTERNOS

Es importante resaltar que el anterior paquete de medidas coexiste con otras políticas aplicadas al uso de la infraestructura viaria con efectos contrapuestos. En particular, cabe mencionar la reversión de las concesiones de autopista de peaje de titularidad estatal o autonómica, que han pasado a ser gratuitas —en apariencia—, así como los descuentos que se aplican en muchos casos a determinados segmentos de usuarios sobre la tarifa del peaje.

Así, en 2018, el Gobierno de España y el de las comunidades autónomas (CC. AA.) afectadas iniciaron una política sostenida de eliminación de peajes en las vías de alta capacidad cuyo contrato de concesión había finalizado, por la cual se levantaron barreras de cobro y más de 1.000 km revirtieron al Estado. Dicha política ha venido motivada por evitar las prórrogas de concesión automáticas, fomentar la equidad territorial y reducir el coste directo de circulación para los ciudadanos y transportistas. Como resultado, el tráfico de vehículos ligeros en estas autopistas se ha incrementado entre un 25 por 100 y un 40 por 100, mientras que el de vehículos pesados ha aumentado en torno a un 50 por 100, llegando incluso a duplicarse en determinados tramos. Como consecuencia, los episodios de congestión y los accidentes son cada vez más frecuentes en estas vías.

El Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia originalmente incluía la implantación de peajes para acceder a fondos europeos, pero este aspecto fue finalmente retirado tras un acuerdo con la Comisión Europea y sustituido por medidas orientadas a promover transportes más sostenibles. Recientemente, el Gobierno ha descartado cualquier posibilidad de tomar medidas encaminadas a ampliar o modificar el pago por uso en las autopistas, autovías o carreteras convencionales (Moncloa, 2025). Esto se produce además en un contexto en el que los distintos Gobiernos han aplicado múltiples bonificaciones a las tarifas de peajes para usuarios recurrentes o vehículos pesados, además de aplicar en 2023 de manera extraordinaria y temporal un tope a la subida de tarifas de los peajes en vías de titularidad del Estado del 4 por 100 respecto al incremento que hubiera correspondido (RD 20/2022, de 27 de diciembre), haciéndose cargo del resto del incremento el Ministerio.

Otra política en la misma línea es la aplicación de descuentos al precio de la gasolina. En marzo de 2022, como medida temporal para aliviar la inflación a raíz de la guerra de Ucrania, el Gobierno anunció la entrada en vigor de un descuento de 20 céntimos sobre el precio final de los hidrocarburos en las estaciones de servicio entre el 1 de abril y el 30 de junio, que posteriormente se extendió hasta el 31 de diciembre de ese mismo año. Este descuento,

si bien temporal y eficaz para aliviar la presión inflacionista sobre los consumidores, disminuye los incentivos a reducir el consumo de gasolina o diésel mediante una reducción del número de desplazamientos (y, por tanto, la consecuente reducción de emisiones), así como la transición a vehículos más pequeños y eficientes energéticamente. Muestra de ello es el crecimiento en el consumo de carburantes durante la aplicación del descuento, a pesar de la subida de precios (atenuada por el descuento), que ha seguido también una vez se ha eliminado. Además, conviene tener en cuenta que la fiscalidad sobre los carburantes en España es un 30 por 100 inferior a la media europea y, todavía más baja si se compara con la de los grandes países de la UE. Así, el impuesto especial sobre la gasolina de 95 octanos es de 0,473 €/l en España, frente a una media ponderada de 0,684 €/l en los países de la eurozona; en Alemania asciende a 0,780 €/l, en Francia a 0,692 €/l y en Italia a 0,713 €/l (4).

Estas medidas persiguen promover la equidad vertical y el equilibrio territorial, pero lo hacen a expensas de limitar la internalización de los costes sociales del uso del vehículo privado. Esto desalinea los incentivos entre las distintas políticas aplicadas y reduce su efectividad. No obstante, los municipios también han estado aplicando otras regulaciones a través de precios que sí están parcialmente bien orientados con los objetivos de descarbonización. Ejemplo de esto es el endurecimiento de la regulación del aparcamiento en algunas ciudades, incluso incorporando precios diferenciados según el nivel de eficiencia de los vehículos, aunque su eficiencia se ha visto mermada al otorgar permisos a los residentes a un precio menor que su coste social (Albaladejo y Gragera, 2020).

IV. EVIDENCIA DEL IMPACTO DE LAS MEDIDAS

1. Precio del transporte público

Existe un amplio consenso en la literatura que respalda la necesidad de los subsidios al transporte público, motivado por las economías de escala en su prestación, así como su contribución a la reducción de las externalidades negativas generadas por el transporte privado y su carácter

redistributivo debido al mayor uso que hacen los segmentos de menor renta (Matas y Perdiguero, 2022). No obstante, la magnitud óptima del subsidio sigue siendo tema de debate, ya que su contribución marginal disminuye rápidamente por el efecto de sustitución entre políticas, como la tarificación del uso del vehículo privado o el aumento de la oferta de transporte público (Basso y Silva, 2014).

El coste monetario del transporte público es inferior al de otras alternativas de transporte, aunque en muchas circunstancias es más costoso en términos de tiempo de viaje. Dado que la elasticidad de la demanda respecto al tiempo es mayor que respecto al precio, —variable que, además, tiene un mayor peso en el coste generalizado del desplazamiento—, parece poco probable que una reducción del precio provoque un trasvase significativo desde un modo más rápido(5). Por el contrario, dicha reducción puede provocar una sustitución de desplazamientos de bajo coste ambiental como caminar o ir en bicicleta (UITP, 2020).

1.1. Evidencia internacional

Existen numerosos casos de estudio sobre la implantación de servicios de transporte público gratuitos o con descuentos elevados, que muestran aumentos heterogéneos de la demanda de transporte público y una capacidad limitada para motivar un trasvase significativo de usuarios del vehículo privado hacia este, aunque la evidencia de estudios de impacto causal de estas políticas es relativamente escasa (Fearnley, 2013; Cats *et al.*, 2017; Bull *et al.*, 2021; Tomeš *et al.*, 2022).

El ejemplo más reciente, y del que la política implantada en España sigue el modelo, es el caso de Alemania, donde, como parte de un paquete de medidas para paliar los efectos de la guerra en Ucrania sobre los presupuestos familiares, el Gobierno implementó un título de transporte de 9 euros mensuales que permitía viajar de manera ilimitada por todo el país, vigente entre mayo y agosto de 2022. Posteriormente, en mayo de 2023, el Gobierno alemán aprobó un abono mensual (Deutschlandticket o D-ticket) que permite un número ilimitado de viajes por todo el país con

una tarifa plana inicialmente de 49 euros (58 euros a partir de febrero de 2025). Se trata de un precio significativamente más bajo que los abonos existentes, que cubre aproximadamente dos tercios de todos los posibles viajes en transporte público. La justificación para introducir este título reside en que los usuarios de un abono tienen un mayor compromiso con el transporte público y, por tanto, una menor probabilidad de usar el vehículo privado. La política tiene por objetivo atraer usuarios hacia los modos de transporte más sostenibles, reduciendo el uso del vehículo privado, y contribuyendo a la consecución de los objetivos medioambientales (Gaus y Link, 2025).

La novedad de esta política y la disponibilidad de encuestas antes y después de la introducción de ambos títulos han dado lugar a múltiples estudios para evaluar su impacto. Todos coinciden en que la introducción de un título de transporte muy subvencionado supuso un aumento notable del uso del transporte público, especialmente del tren. Sin embargo, los resultados relativos a la magnitud del impacto, el trasvase entre modos de transporte y la demanda inducida varían significativamente entre estudios.

El título de 9 euros estuvo vigente solo durante tres meses y en período de verano. Liebensteiner *et al.* (2025), utilizando una metodología de diferencias en diferencias, estima un aumento del 34 por 100 de los viajes en tren. Guajardo-Ortega y Link (2025) obtienen una elasticidad modal del transporte público respecto al precio de $-0,23$, acorde con la literatura estándar. El impacto sobre el uso del automóvil, medido bien en número de viajes, bien en kilómetros recorridos, se sitúa entre el 4,5 por 100 (Daniel *et al.*, 2025) y el 10 por 100 (Andor *et al.*, 2025). Guajardo Ortega y Link (2025) estiman una elasticidad cruzada del vehículo privado respecto al precio del abono igual a $0,011$, mientras que Loder *et al.* (2024) estiman un trasvase de tráfico del coche al transporte público entre un 5 por 100 y un 8 por 100.

Los estudios consultados coinciden en que el aumento del uso del transporte público se debe mayoritariamente a viajes por motivo de ocio y que tienen lugar durante los fines de semana. El

grupo que más incrementa el número de viajes son los usuarios ocasionales del transporte público, para quienes el nuevo precio hace ventajoso adquirir el abono. La política benefició especialmente a los usuarios de rentas bajas.

Respecto al abono de 49 euros, se estima un aumento del uso del transporte público entre un 26 por 100 y un 35 por 100. Su utilización es mayor en áreas urbanas, disminuye con la edad y no se observan diferencias significativas entre niveles de renta (Gaus y Link, 2025), aunque algunos estudios señalan un mayor uso entre personas con educación terciaria y renta elevada (Agola *et al.*, 2025). Un resultado relevante es que la mayoría de los usuarios del D-ticket eran usuarios habituales del transporte público, algunos de los cuales ya disponían de un abono de transporte, mientras que para otros el título resultaba ventajoso con el nuevo precio. Solo un 4 por 100 eran usuarios muy ocasionales del transporte público.

Otro efecto a considerar es que el mayor uso de los trenes ha empeorado su calidad debido a la congestión y menor fiabilidad, aunque no parece haber tenido un efecto negativo en los pasajeros (Gaus y Link, 2025).

En conclusión, la introducción de un abono de transporte a precio muy bajo ha incrementado de manera significativa los viajes en transporte público, pero el trasvase modal desde el vehículo privado ha sido modesto. Dado el elevado coste de esta política para las arcas públicas y su escasa efectividad sobre las emisiones, los estudios consultados recomiendan una revisión de la misma(6).

Los resultados del bono de transporte alemán son relevantes para el abono nacional implementado en España. Será necesario evaluar su grado de aplicabilidad, ya que el bono alemán cubre dos tercios de todos los posibles viajes en transporte público, mientras que en España dependerá de la implicación de los Gobiernos autonómicos y de su integración con los abonos metropolitanos existentes. Asimismo, sería recomendable conocer el coste de la medida y evaluar sus implicaciones en términos de bienestar.

1.2. Impacto de los descuentos en algunas ciudades españolas

Para evaluar el impacto de los descuentos en el transporte público introducidos en España en septiembre de 2022, hemos construido un panel de datos con información mensual sobre el número de viajeros transportados en autobús urbano regular y en metro. El análisis se centra en las cinco ciudades españolas con más de 500.000 habitantes que disponen de una red de metro. Los datos proceden del Instituto Nacional de Estadística (INE) y abarcan el período 2012-2025, con la excepción de Málaga, para la que la información solo está disponible a partir de 2015.

Se estiman ecuaciones separadas para el autobús y el metro, siendo la variable dependiente el número de viajeros transportados. La variable explicativa de interés es una variable ficticia que toma el valor cero antes de la introducción del descuento y uno a partir de su entrada en vigor. El resto de las variables explicativas incluyen el número de afiliados a la Seguridad Social, utilizado como proxy de la actividad económica, los efectos fijos de ciudad, las correspondientes variables ficticias mensuales para captar la estacionalidad y el impacto del COVID-19(7). Asimismo, se ha incluido una variable específica para Málaga, para controlar la expansión de su red de metro en 2023. Las variables continuas de la ecuación –viajeros y afiliados a la Seguridad Social– se han transformado mediante logaritmos.

El cuadro núm. 1 presenta los coeficientes estimados para los descuentos al transporte público, mientras que las ecuaciones completas se recogen en el cuadro nº. A1 del Apéndice. En el caso del autobús urbano, el impacto del descuento en los títulos de transporte oscila entre un incremento del 25 por 100 en Valencia y del 11 por 100 en Sevilla(8). Considerando que el descuento medio aplicado fue del 50 por 100, estos resultados se traducen en una elasticidad-precio de la demanda comprendida entre $-0,2$ y $-0,5$, valores plenamente consistentes con los estimados habitualmente en la literatura económica.

Para el ferrocarril metropolitano, los resultados muestran, con la excepción de Madrid, un impacto de mayor magnitud. Las estimaciones indican un aumento de la demanda que varía entre el 8,8 por 100 en Madrid y el 39 por 100 en Sevilla. La respuesta es más intensa en Sevilla, Málaga y Valencia, ciudades que cuentan con redes de metro menos densas.

La interpretación de estos resultados requiere tener en cuenta que, en el momento de introducir el descuento, la fase de recuperación de la demanda tras la pandemia del COVID todavía no había finalizado por completo. Por ello, los coeficientes estimados deben interpretarse como un límite superior, dado que en parte están captando el efecto de dicha recuperación.

En general, no obstante, los resultados obtenidos son coherentes con la evidencia internacional y con los valores estándar de las elasticidades-precio estimadas para menores variaciones de precio o incluso variaciones marginales. Un resultado relevante es que los individuos parecen responder con una intensidad relativa similar, independientemente de la magnitud absoluta de la reducción de precios.

Para España, disponemos de otras evidencias parciales del impacto que ha tenido esta política. Por ejemplo, Gragera et al. (2025) encuentran que

los descuentos introducidos en el Área Metropolitana de Barcelona han generado un aumento del número de validaciones en el transporte público ferroviario de alrededor del 10 por 100 y estiman que la elasticidad de la demanda al precio se sitúa en torno a -0,2. En este mismo estudio, a partir de los datos de aforo de tráfico en torno a Barcelona, estiman que no hay una modificación significativa del tráfico privado debida a la política. Estos resultados son consistentes con la evidencia disponible para los valores de elasticidad-precio de la demanda del transporte público, así como la elasticidad cruzada de la demanda del vehículo privado al precio del transporte público. En uno de los metaanálisis más completos sobre elasticidades cruzadas, Wardman (2018) estima una elasticidad cruzada del uso del coche respecto al precio del transporte público en áreas urbanas que oscila entre 0,03 y 0,07.

Estos datos encajan también con las encuestas disponibles para Barcelona después de la implantación de los descuentos, que indican que un 8,4 por 100 de encuestados afirman usar ahora más el transporte público y un 1,2 por 100 han empezado a usarlo con los descuentos (EMEF, 2022). Hay un trasvase claro de usuarios con títulos multiviaje hacia el abono mensual debido a su mejor precio relativo gracias al descuento, lo que reduce aún más el coste marginal de los desplazamientos.

CUADRO N.º 1

COEFICIENTES ESTIMADOS PARA LOS DESCUENTOS AL TRANSPORTE PÚBLICO

	BARCELONA	MADRID	MÁLAGA	SEVILLA	VALENCIA
Autobús	0,112*** (0,023)	0,155*** (0,027)	0,120*** (0,036)	0,102*** (0,030)	0,224*** (0,033)
Obs.	794	-	-	-	-
R ²	0,97	-	-	-	-
Metro	0,124*** (0,025)	0,084*** (0,027)	0,256*** (0,035)	0,331*** (0,036)	0,249*** (0,069)
Obs.	794	-	-	-	-
R ²	0,99	-	-	-	-

Nota: El impacto de los descuentos al transporte público se ha calculado como $(e^{\beta} - 1) \cdot 100$.
Significación estadística *** 1 por 100, ** 5 por 100 y * 10 por 100.

Estos resultados son equiparables a los de Madrid, donde Galindo *et al.* (2023) estiman que la subvención al transporte metropolitano en ferrocarril no ha reducido los desplazamientos en vehículo privado a nivel agregado. En su análisis también muestran que no hay reducción en el tráfico privado en las zonas con mayor intensidad de este, ni en las principales vías de acceso (M-30), ni en las zonas con mejor acceso a Cercanías o Metro.

Albalate *et al.* (2024) analizan el impacto de los descuentos sobre la calidad del aire en 23 ciudades españolas, como medida indirecta de su potencial efecto de sustitución del vehículo privado. Usando regresión en discontinuidad, hallan que la política no parece haber tenido ningún efecto sobre la concentración de los principales contaminantes (PM₁₀, NO₂, SO₂ y O₃).

El principal problema que sugieren estos resultados es que no muestran de manera clara un incremento del bienestar asociado a los descuentos. El incremento de la demanda proviene mayoritariamente de un mayor uso del transporte público por parte de usuarios que ya lo utilizaban, y no de personas que hayan dejado de usar el vehículo privado. Esto puede implicar una pérdida de bienestar debido a un incremento de la congestión en los servicios de transporte público en zonas y horarios

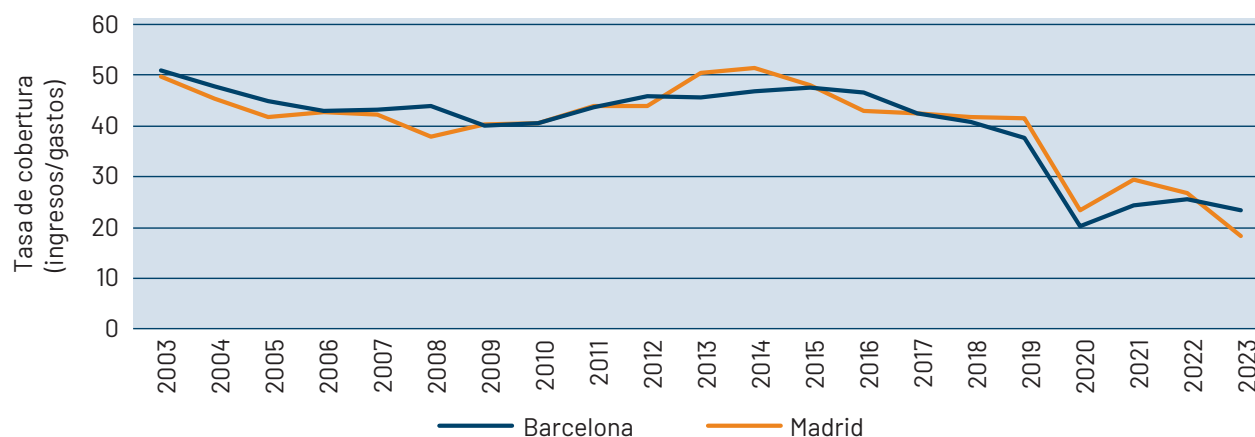
con alta densidad de demanda. Además, si parte de los nuevos viajes en transporte público procede de modos sostenibles en lugar del vehículo privado, podría producirse un incremento neto de emisiones, lo que reduciría el bienestar generado por la política en ausencia de una disminución del uso del vehículo privado y la congestión en la carretera.

Además, tal como muestra el gráfico 2, esta política ha supuesto un aumento de la proporción de los costes asumidos por el sector público, lo que puede incrementar el riesgo de deterioro de la calidad del servicio y forzar recortes en el futuro si fuera necesario reducir el déficit presupuestario. Esta situación resulta especialmente problemática si se pretende evitar reacciones negativas de la opinión pública ante una eventual subida de tarifas que devuelva los precios a los niveles anteriores. Los datos de 2023 indican que las tasas de cobertura de costes mediante ingresos tarifarios se sitúan en el 18 por 100 en Madrid y el 23 por 100 en Barcelona, valores comparables a los observados durante la pandemia del COVID-19.

Los autores revisados coinciden en la necesidad de reformular los descuentos dado su marginal impacto sobre el cambio modal en relación con un elevado coste para las arcas públicas. En este sentido, se consideran más eficientes propuestas

GRÁFICO 2

TASA DE COBERTURA DE LA RECAUDACIÓN DEL TRANSPORTE PÚBLICO RESPECTO A SU COSTE



Fuentes: Elaboración propia a partir de datos del Observatorio de Movilidad de Cataluña y de la Memoria Anual del Consorcio de Transportes de Madrid

como focalizar los descuentos en segmentos específicos de la población, orientados a reducir las desigualdades económicas o territoriales.

2. Carriles bus

La segregación de la circulación de los autobuses del resto de tráfico mediante la implantación de carriles reservados reduce la interacción entre ambos tipos de vehículos y permite incrementos significativos en la velocidad comercial del transporte público. Esta medida se ha extendido progresivamente en numerosas ciudades, especialmente en los accesos a las mismas.

Desde el punto de vista de la demanda, la literatura muestra que la elasticidad cruzada de los usuarios del automóvil privado es mayor con respecto al tiempo de viaje y a la fiabilidad del servicio de autobús que con respecto a su precio. Wardman (2018) obtiene una elasticidad cruzada media del coche respecto al tiempo de viaje en autobús que duplica la elasticidad cruzada respecto al precio. En consecuencia, un carril bus que genere mejoras sustanciales en los tiempos de recorrido y en la frecuencia del servicio puede tener un impacto más relevante sobre la elección modal que una reducción tarifaria de magnitud equivalente. Bajo estas condiciones, cabe esperar que la inversión en carriles reservados contribuya a una disminución del tráfico privado.

Aunque la evidencia empírica es limitada, diversos estudios muestran la eficacia de los carriles bus para atraer demanda hacia el transporte público. Basso y Silva (2014), en el marco de un modelo teórico que permite la sustitución entre distintas políticas de transporte, hallan que una mayor dotación de carriles bus que incremente la frecuencia del transporte público, combinada con un impuesto a la congestión, puede sustituir la subvención al transporte público manteniendo un mismo nivel de bienestar. En un análisis empírico para la ciudad de Roma, Russo *et al.* (2022) encuentran que la implantación de los carriles bus reduce en un 18 por 100 el tiempo de viaje y en un 12 por 100 el tiempo de espera, lo que se traduce en un aumento de la cuota de mercado del autobús del 29 por 100 al 40 por 100. Además, los autores concluyen que una

reasignación del espacio vial a favor del carril bus, en detrimento del destinado al vehículo privado, genera ganancias netas de bienestar, aun cuando implique mayores niveles de congestión para los automóviles. Más recientemente, González y Silva (2025), en un estudio para Chile, señalan que el éxito de los carriles reservados depende fundamentalmente de la capacidad para evitar la interacción del autobús con el resto del tráfico. Los corredores físicamente segregados —frecuentes en ciudades de América Latina y Asia— logran incrementos de velocidad de hasta un 20 por 100 en horas punta. Un caso emblemático es el sistema de bus rapid transit (BRT) de Bogotá. En contraste, los carriles bus sin separación física resultan, en promedio, considerablemente menos efectivos, y solo alcanzan mejoras similares cuando no se comparten con otros vehículos y existen mecanismos de fiscalización estrictos que aseguran su cumplimiento.

En síntesis, en contextos de elevada congestión, la introducción de carriles reservados al autobús constituye una política eficaz para fomentar el cambio modal desde el vehículo privado al autobús y contribuir a la reducción de emisiones. No obstante, su efectividad depende de que se otorgue una prioridad clara al autobús y de que los carriles no sean compartidos con otros tipos de vehículos.

3. Zonas de bajas emisiones (ZBE)

Las ZBE se han implantado principalmente para reducir la contaminación atmosférica y mejorar la salud pública. Sin embargo, en tanto que lo hacen restringiendo el tráfico y la composición del parque de vehículos, también se consideran una potencial herramienta para la descarbonización del sector del transporte en la lucha contra el cambio climático. La literatura muestra que las ZBE pueden reducir la contaminación del aire directamente asociada al tráfico, especialmente en ámbitos con alta contaminación cuando se aplican en un área extensa y las restricciones son estrictas, pero también se puede generar un desplazamiento de la contaminación o el incremento de ciertos contaminantes por la interacción que hay entre ellos (Sarmiento *et al.*, 2023). La introducción de las ZBE en ciudades europeas ha resultado en la renovación

de la flota de vehículos con acceso restringido por encima de la tasa natural de sustitución (Ellison *et al.*, 2013), pero no así en una mitigación sustancial de la congestión debido a la combinación del efecto de sustitución del parque de vehículos antiguo por uno más limpio (que pasa a estar exento de restricciones), el traslado de desplazamientos fuera de la zona regulada, la nueva demanda inducida por la mejora de las condiciones del tráfico hasta compensar la mitigación inicial y un uso más intensivo de los vehículos exentos de restricción (Bernardo *et al.*, 2021).

En concreto, para España disponemos de evidencia del impacto de la ZBE implantada en Madrid y, en menor medida, para Barcelona(9). Galdon-Sánchez *et al.* (2023) estiman una reducción sustancial de los NO₂ con la implantación de Madrid Central, del 19 por 100, que se incrementa aún más con la puesta en marcha de las sanciones hasta un 41 por 100. Lebrusán y Toutouh (2021) confirman dicha reducción y, además, encuentran que no ha habido un desplazamiento de la contaminación a otras partes de la ciudad.

Galdon-Sánchez *et al.* (2023), Moral-Carcedo (2024) y Tassinari (2024) muestran cómo la implantación de Madrid Central redujo el tráfico en las estaciones de medida dentro de la zona restringida (entre un 4 por 100 y un 16 por 100 según el método empleado), mientras que las zonas fuera de esta experimentaron un aumento general del tráfico sin llegar a congestionarlas. Además, dicha reducción dentro de la zona regulada decae con el tiempo y se desvanece al cabo de siete meses (Tassinari, 2024).

Tassinari (2024) también analiza los cambios en los desplazamientos en transporte público, detectando un aumento de alrededor del 5 por 100 de los desplazamientos mensuales con destino a las estaciones dentro de la zona restringida, mientras que las estaciones fuera de esta no experimentaron cambios estadísticamente significativos (en tanto que los orígenes de los viajes hacia el centro tienen una elevada dispersión). Lo que sugiere que las ZBE han podido generar cierto cambio modal, a la vez que desplazamiento de tráfico, y su efecto neto dependerá de la intensidad de cada uno de dichos efectos.

Además, las ZBE también contribuyen a la reducción de las emisiones mediante la sustitución de vehículos antiguos por vehículos nuevos con menores emisiones por vehículo-kilómetro recorrido. Tassinari (2024), Peters *et al.* (2021) y Asensio *et al.* (2025) aportan evidencia sobre el impacto de las ZBE de Madrid y Barcelona sobre las nuevas matriculaciones de vehículos. El primero muestra cómo las nuevas matriculaciones de coches sin etiqueta ecológica se redujeron a la mitad en el periodo posterior a la implementación para Madrid (no así en sus municipios vecinos), sin cambios significativos para vehículos con etiquetas de tipo B y C, con un aumento de los vehículos ECO y exentos (etiqueta 0) en Madrid y alrededores. Los segundos señalan un aumento de la matriculación de vehículos de combustible alternativo entre un 3 y un 4 por 100 y un 2 por 100 para los híbridos enchufables, mientras que la matriculación de los vehículos de cero emisiones se reduce un 1 por 100. Asensio *et al.* (2025) hallan que las ZBE establecidas en Madrid y Barcelona han incrementado el porcentaje de matriculación de vehículos híbridos en 12 puntos porcentuales en la primera área y 6,6 puntos porcentuales en la segunda. En el caso de los híbridos enchufables, los aumentos son, respectivamente, de 1,2 y 0,4 puntos porcentuales. Al igual que Peters *et al.* (2021), no se encuentra ningún efecto significativo sobre la matriculación de vehículos eléctricos en Madrid, mientras que para Barcelona sí se observa un incremento significativo en el porcentaje de matriculación de este tipo de vehículos. Las incertidumbres iniciales que existieron en la implementación de ambas zonas y en la obligatoriedad de su cumplimiento pueden explicar un impacto inferior al esperado sobre la sustitución de vehículos, limitando el impacto de las ZBE sobre las emisiones de CO₂. La evidencia muestra que el éxito de las ZBE depende de múltiples variables, incluyendo su diseño, una comunicación efectiva a la población y la capacidad de forzar su cumplimiento.

Además, Galdon-Sánchez *et al.* (2023) a partir de datos de transacciones con tarjeta de crédito, observan una disminución del 21 por 100 en el valor del gasto en comercios minoristas dentro de la zona regulada y un aumento del 12 por 100 en el valor del gasto en comercios *online* por parte de los compradores afectados por la regulación

(residentes en códigos postales fuera del área regulada que acceden a la misma), donde los códigos postales con mayores ingresos familiares, mayor número de vehículos por persona y peor acceso al transporte público reducen su gasto en la zona de Madrid Central más que otros códigos postales. Este tipo de consideraciones sobre los cambios de comportamiento de compra tienen también su traducción en emisiones del transporte por el incremento de desplazamientos asociados a la distribución de mercancías.

4. Impulso a la movilidad activa

En general, las intervenciones en el espacio público se refieren a cambios en la provisión de infraestructura ciclable, la peatonalización de espacios (calles, plazas o parques) para mejorar las rutas de transporte activo, y cualquier otra medida asociada. Cada vez hay más evidencia de qué tipo de intervenciones pueden impulsar un mayor uso de la bicicleta o de los desplazamientos a pie, con mayores evidencias para el primero que para el segundo. No obstante, la robustez de dicha evidencia es débil en términos metodológicos y con una fuerte limitación en los datos disponibles, donde aún domina la “literatura gris”, aunque eso está cambiando en los últimos años (Aldred, 2019).

Un aumento sustancial del uso de la bicicleta requiere un paquete integrado de medidas que incluyan la provisión de infraestructura ciclable segregada, aparcamientos seguros, integración con el transporte público y programas de promoción del acceso a la bicicleta, a la vez que se realiza una planificación urbana favorable y se restringe el uso del automóvil (Pucher *et al.*, 2010). El uso de la bicicleta se asocia a ahorros de tiempo de viaje para sus usuarios, mejoras en la salud gracias al ejercicio físico asociado, mejoras en la seguridad vial, así como una reducción en las emisiones de carbono y polución (Rich *et al.*, 2021).

La literatura científica respalda la conclusión general de que la infraestructura para bicicletas induce un mayor uso de este modo de transporte (Codina *et al.*, 2022). Muchos estudios se han centrado en evaluar el impacto de mejoras parciales de la red, como el aumento del nivel de segregación

del carril respecto al tráfico rodado o la extensión de carriles en rutas específicas (Buehler y Dill, 2016); sin embargo, otros trabajos han abierto el foco para valorar la contribución de la red ciclable en su conjunto. En concreto, un estudio reciente realizado en Copenhague combinando datos de trayectorias GPS de viajes en bicicleta muestra cómo la red ciclable en su conjunto ha provocado un aumento del 60 por 100 de los desplazamientos y del 90 por 100 en los kilómetros recorridos en bicicleta (Fosgerau *et al.*, 2023). Estos autores estiman que el beneficio anual por kilómetro de carril bici convencional es de 0,4 M€ debido a la reducción del coste generalizado del desplazamiento, las mejoras en salud y la reducción de accidentes. Para la misma ciudad, Rich *et al.* (2021) evalúan una propuesta de red ciclista metropolitana (*cycle superhighways*) a la que se le valora una tasa de retorno social muy por encima de su coste (entre el 6 por 100 y el 23 por 100), debido principalmente al impacto considerado sobre la salud más que a los beneficios directos para los usuarios. Este tipo de infraestructura no dista mucho de las iniciativas que se han venido implementando en las ciudades españolas. No obstante, debido a una menor cuota de desplazamientos en bicicleta en nuestras ciudades, cabe esperar que la rentabilidad social no sea tan elevada.

Daniele *et al.* (2022) también encuentran, para el caso de París, que la red ciclable desarrollada allí ha causado un aumento en las transacciones y sus importes en comercios ubicados en las partes de la ciudad con un aumento de la accesibilidad en bicicleta. También detectan un efecto positivo sobre los precios de la vivienda y el número de reseñas en TripAdvisor, destacando que las intervenciones en infraestructuras de transporte (como bien intermedio) tienen un traslado a otros mercados relacionados con este.

Por otro lado, la reclamación de espacio público para la expansión de los espacios de las aceras, la peatonalización de tramos de calle, la creación de espacio para asientos al aire libre y nuevas zonas verdes, o el establecimiento de nuevos carriles para autobuses y bicicletas se ha expandido en los últimos años con iniciativas como las “supermanzanas” en Barcelona.

En muchos casos estas actuaciones se sustentan en la hipótesis de “evaporación del tráfico” (DG Environment, 2004; Cains *et al.*, 1998 y 2002), que propone utilizar la restricción de capacidad como una herramienta de gestión de la demanda de viajes en vehículo privado, asumiendo que el aumento de coste asociado al desplazamiento ante las restricciones suscita una adaptación del comportamiento de los usuarios (cambio de ruta, modo o destino), sin generar problemas de “congestión” en el resto de la red. Este es el comportamiento inverso al generado con la inducción de demanda por incrementos de capacidad, que al reducir el coste de desplazamiento, activa la demanda latente (Duranton y Turner, 2011; García-López *et al.*, 2020), pero basado en estudios mucho menos rigurosos que tienen problemas importantes como: (a) sesgos por no controlar por otros factores que varían con el tiempo y que también determinan los niveles de tráfico (coyuntura económica o otras políticas simultáneas); (b) solo consideran impactos locales y no el nuevo equilibrio para el conjunto de la red; ni (c) tienen en cuenta que el nuevo equilibrio se da a un coste generalizado mayor (aunque no haya problemas graves de congestión). Por ejemplo, si las restricciones implican desvíos de ruta, también implicarán pequeños aumentos de tiempo de viaje en las rutas alternativa. y este se propaga por la red, cosa que es especialmente relevante en ámbitos con alta densidad de tráfico debido al incremento exponencial de los costes por congestión.

Esta aproximación miope hace que se obvie el hecho de que esta reasignación de espacio público solo será socialmente beneficiosa hasta el punto en que su beneficio social iguale al aumento de costes impuesto a los usuarios a los que se les restringe la capacidad (Gragera, 2025). Del mismo modo, a la inversa, solo deberemos asignar espacio al vehículo privado hasta el punto en que los ahorros en términos de congestión sean iguales al coste de oportunidad del uso alternativo del espacio. El problema principal que tenemos para encontrar este óptimo es que, por el momento, no hay estimaciones del coste de oportunidad para estos otros usos. Asimismo, es importante destacar que reasignar espacio a otros usos no implica que los usuarios de vehículos privados internalicen los costes sociales

que imponen con sus decisiones de viaje. Es decir, el número de desplazamientos en vehículo privado, dada la nueva restricción de capacidad, seguirá siendo superior al nivel socialmente óptimo, y los costes tanto para el usuario como para la sociedad en su conjunto serán mayores que antes. Solo si el beneficio social del uso alternativo del espacio es mayor que estos incrementos de coste, cosa factible solo cuando el reparto de espacio sea demasiado pequeño para estos usos (suponiendo una disposición a pagar decreciente con el consumo de espacio) o cuando el nivel de congestión en vehículo privado sea suficientemente bajo.

Sleiman (2021) ofrece evidencia del impacto causal de la reducción de capacidad por la peatonalización del Boulevard Georges Pompidou, donde su cierre al tráfico aumentó la densidad de tráfico en el anillo viario de París en un punto porcentual (con una probabilidad un 15 por 100 de congestión), con un efecto superior en el sentido de circulación que quedó eliminado y los días laborables (afectando principalmente los desplazamientos por motivo de trabajo). La velocidad promedio decayó en 1,7 km/h para toda la red y en 3,1 km/h para el anillo de circunvalación, apuntando a una redistribución del tráfico, con unas pérdidas de tiempo de alrededor de dos a seis minutos por cada trayecto. Analizando los datos del transporte público, encuentra un trasvase negligible consistente con una elasticidad cruzada cercana a cero. Así como mayor número de afectados por un empeoramiento de la calidad del aire, que la mejora que reciben aquellos a los que beneficia.

En el caso concreto de las supermanzanas implantadas en Barcelona, con una aproximación y datos bastante más limitados que en el caso de París, Nello-Deakin (2022) y Estruch-García *et al.* (2025) estiman que el cierre de estos espacios al tráfico rodado no ha generado una redistribución estadísticamente significativa en las calles inmediatamente adyacentes. Esto no implica, sin embargo, que el impacto de esta intervención sea necesariamente positivo en términos de bienestar, tal como discute Gragera (2025). Todo ello pone de relieve la elevada complejidad en la evaluación de este tipo de intervenciones, ya que

de la combinación de los múltiples factores que interaccionan, puede llevar a resultados completamente opuestos.

Un elemento a tener en cuenta es que las decisiones sobre restricciones en el uso del espacio vial se toman en el ámbito municipal, mientras que sus efectos se trasladan a los desplazamientos en el ámbito metropolitano, dando lugar a externalidades entre territorios. Es posible que una política establecida por un ayuntamiento —como el cierre al tráfico de vehículos privados en una parte de la ciudad— afecte negativamente al bienestar de los residentes de las áreas vecinas a través de flujos de entrada y salida. El resultado puede ser una política excesivamente restrictiva. Por ello, es importante que las decisiones se tomen en el ámbito metropolitano, de modo que se tenga en cuenta el bienestar de todos los individuos afectados (Asensio y Matas, 2023).

V. CONCLUSIONES

Este artículo ha analizado las principales medidas implementadas en España para reducir las emisiones de CO₂ del transporte en áreas urbanas. Estas medidas se han orientado principalmente a promover un trasvase modal desde el vehículo privado hacia modos de transporte más sostenibles, como el transporte público y la movilidad activa. Para ello, la estrategia predominante ha consistido en reducir los costes asociados al uso de estos modos mediante mejoras en la infraestructura, la calidad del servicio y la reducción de tarifas. Por el contrario, no se han planteado medidas dirigidas a encarecer la compra o el uso del vehículo privado.

La evidencia internacional disponible pone de manifiesto las dificultades para reducir el uso del vehículo privado, en la medida en que este último ofrece ventajas en términos de tiempo de viaje y privacidad. No obstante, algunas de las medidas analizadas se muestran más efectivas que otras.

La reducción del precio de los abonos del transporte público no ha logrado generar un trasvase modal significativo, aunque, sí que ha incrementado el uso del transporte público por parte de los

viajeros que, en mayor o menor medida ya lo utilizaban. Esta política ha provocado, además, un aumento del déficit de explotación de las empresas operadoras, así como unas mayores necesidades de inversión para absorber el incremento de la demanda.

La evidencia sugiere, por tanto, que la reducción del precio del transporte público no será efectiva si no va acompañada, por un lado, de una mayor internalización de los costes externos generados por el vehículo privado y, por otro, de mejoras sustanciales en la fiabilidad y el tiempo de viaje del transporte público. En las áreas urbanas españolas, estas mejoras deberían centrarse en los desplazamientos de entrada y salida de las ciudades, así como en los de carácter transversal. Si bien se han aprobado medidas para la mejora del ferrocarril de cercanías, el largo período que transcurre entre que su anuncio y su puesta en funcionamiento retrasará los efectos de estas actuaciones.

El resto de las políticas revisadas en este artículo pueden contribuir, en mayor o menor medida, a la descarbonización del transporte. No obstante, resulta esencial un diseño adecuado que tenga en cuenta las características específicas de cada ciudad.

La creación de carriles reservados para el autobús ofrece potencialmente resultados positivos sobre el bienestar. Sin embargo, los beneficios tendrán lugar siempre que haya separación efectiva de los distintos tipos de tráfico. En este sentido, la práctica de permitir el acceso a estos carriles a vehículos de cero emisiones no parece ir en la línea correcta.

En lo relativo a las ZBE, la evidencia indica que son una herramienta eficaz para reducir la contaminación atmosférica y mejorar la salud pública en áreas de alta densidad de población, siempre que la regulación sea suficientemente restrictiva. No obstante, su capacidad para reducir la congestión y contribuir de manera significativa a la descarbonización es limitada, debido a los efectos de sustitución del parque de vehículos, el desplazamiento espacial de los viajes y la demanda inducida que tienden a erosionar los beneficios iniciales sobre el

tráfico. Asimismo, estas medidas generan impactos distributivos y efectos indirectos relevantes sobre el comercio.

En cuanto al impulso a la movilidad activa, hay consenso sobre los beneficios sociales derivados de la mejora de la infraestructura ciclable continua y de calidad, sobre todo cuando se acompaña de medidas de promoción, aparcamientos seguros e integración con el transporte público. Sin embargo, la reasignación de espacio público basada en la restricción de capacidad al vehículo privado presenta una base empírica y metodológica mucho más frágil y no garantiza, por sí sola, mejoras en el bienestar social.

Para asegurar el éxito del paquete de medidas analizadas, estas no deberían concebirse como intervenciones autónomas y aisladas, sino como instrumentos complementarios integrados en una estrategia más amplia que internalice los costes externos del uso del automóvil, refuerce las alternativas de transporte sostenible y permita maximizar sus beneficios ambientales y sociales netos.

Por último, las políticas recientes han olvidado medidas que actúan directamente sobre las emisiones de los vehículos. Una posible vía de actuación sería ampliar el rango de variación del impuesto de matriculación en función de las emisiones de CO₂, que en España se limita a un intervalo muy reducido entre el 0 por 100 y el 14,7 por 100.

En la toma de decisiones existe un claro trade-off entre la efectividad de las políticas y su grado de aceptación social. En los últimos años, la aceptabilidad ha tendido a primar sobre la efectividad. Por ello, es necesario avanzar en el diseño de las medidas más efectivas, incorporando mecanismos que permitan compensar, al menos parcialmente, a los potenciales perdedores. En particular, para la regulación a través de precios resulta clave el uso de los ingresos recaudados, pudiendo incrementar el apoyo ciudadano si se reinvierten en mejoras para los usuarios que los sufren. Asimismo, también respalda la aceptabilidad la focalización de las compensaciones en colectivos vulnerables o especialmente afectados, mejorando la equidad vertical y la legitimidad de la intervención.

NOTAS

- (1) *Sustainable urban mobility plan*, por sus siglas en inglés.
- (2) Las inversiones en los apartados a y c las gestiona, mayoritariamente, el Ministerio de Transportes y Movilidad Sostenible (MITMS), mientras que la electrificación del parque de vehículos lo gestiona el Ministerio para la Transformación Ecológica y el Reto Demográfico (MTERD).
- (3) Un 28 por 100 se ha destinado a la red convencional y un 58 por 100 a las líneas de alta velocidad.
- (4) Fuente: Precios de carburantes y combustibles. Informe mensual, diciembre, 2025, MTERD (accedido el 24 de enero de 2026).
- (5) En la literatura podemos encontrar que la elasticidad de la demanda a la tarifa se sitúa entre -0,1 y -0,75, mientras que la elasticidad respecto al nivel de servicio oscila entre 0,40 y 1,38. No obstante, existe una amplia variabilidad según el ámbito de análisis y el método empleado para su estimación (ver, por ejemplo, (Paulley et al., 2006; y Holmgren, 2007).
- (6) Sólo en 2025, el Ministerio ha abonado 735 millones de euros a comunidades autónomas, entidades locales y consorcios de transporte para financiar los descuentos (Nota de prensa, 5 de enero de 2026). A esto, además, hay que añadir las compensaciones a RENFE operadora por la gratuidad de los abonos y los descuentos para jóvenes, que suman unos 620 millones de euros más, según lo descrito en las cuentas consolidadas de dicha entidad (disponibles en: https://www.renfe.com/content/dam/renfe/es/Grupo-Empresa/Gobierno-corporativo-y-transparencia/cuentas-anuales/grupo-renfe/2024_InfAudit+CCAA+InfGestion+EINF_CONSO_FIRMADAS.pdf).
- (7) El impacto del COVID-19 se recoge mediante cinco variables ficticias que representan los distintos períodos de movilidad reducida a los que, con diferente intensidad, estuvo sometido el país entre marzo de 2020 y diciembre de 2021. La primera comprende el período entre el 14 de marzo y el 14 de abril de 2020; la segunda, entre el 15 de abril y el 18 de julio; la tercera, entre el 18 de julio y el 14 de diciembre; la cuarta, entre el 14 de diciembre de 2020 y el 7 de enero de 2021; y la quinta, entre el 8 de enero y el 26 de abril de 2021.

- (8) El impacto de los descuentos al transporte público se ha calculado como $(e^{\beta}-1)$.
- (9) Para un seguimiento de la ZBE puede consultarse el informe publicado por el Ayuntamiento de Barcelona (Aj.BCN, 2025).

BIBLIOGRAFÍA

- Agola, D., Hamel, C. y Amorim, M. (2025).** Identification of socio-demographic and attitudinal drivers of the usage of the Deutschlandticket. *Transportation Research Procedia*, 86, 755-761.
- Albalate, D., Borsati, M. y Gragera, A. (2024).** Free rides to cleaner air? Examining the impact of massive public transport fare discounts on air quality. *Economics of Transportation*, 40, 100380.
- Albalate, D. y Gragera, A. (2020).** The impact of curbside parking regulations on car ownership. *Regional Science and Urban Economics*, 81, 103518.
- Aldred, R. (2019).** Built environment interventions to increase active travel: a critical review and discussion. *Current Environmental Health Reports*, 6(4), 309-315.
- Aj.BCN. (2025).** Zona de Bajas Emisiones de Barcelona - Informe de seguimiento 2024, Gerencia de Servicios Urbanos y Mantenimiento del Espacio Público. https://ajuntament.barcelona.cat/qualitataire/sites/default/files/es_ZBE_informe_AjBCN_v2024.pdf. Acceso: Diciembre 2025
- Andor, M. A., Dehos, F., Gillingham, K., Hansteen, S. y Tomberg, L. (2023).** Public transport pricing: An evaluation of the 9-Euro Ticket and an alternative policy proposal. *Ruhr Economic Papers*, N.º 1045.
- Asensio, J. y Matas, A. (2023).** *Transport Financing and Regional Development, Handbook on Transport Pricing and Financing*. En A. Tiracchini, D. Hörcher y E. Verhoef (eds), Chapter 18. Edward Elgar. ISBN: 978 1 80037 554 3.
- Asensio, J., Matas, A. y Raymond, J. L. (2025).** Policies to reduce cars' emissions between the opposing forces of technological change and the demand for characteristics. *Working Paper*, 2502, Departament Economia Aplicada, UAB.
- Basso, L. J. y Silva, H. E. (2014).** Efficiency and substitutability of transit subsidies and other urban transport policies. *American Economic Journal: Economic Policy*, 6(4), 1-33.
- Bernardo, V., Fageda, X. y Flores-Fillol, R. (2021).** Pollution and congestion in urban areas: The effects of low emission zones. *Economics of Transportation*, 26, 100221.
- Buehler, R. y Dill, J. (2016).** Bikeway networks: a review of effects on cycling. *Transport Reviews*, 36(1), 9-27.
- Bull, O., Muñoz, J. C. y Silva, H. E. (2021).** The impact of fare-free public transport on travel behavior: Evidence from a randomized controlled trial. *Regional Science and Urban Economics*, 86, 103616.
- Cairns, S., Atkins, S. y Goodwin, P. (2002).** Disappearing traffic? The story so far. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Municipal Engineer*, 15(19); 13-22.
- Cairns, S., Hass-Klau, C. y Goodwin, P. (1998).** *Traffic impact of highway capacity reductions. Assessment of Evidence*. Landor Publishing, London Transport, Department of Environment Transport and Regions.
- Cats, O., Susilo, Y. O. y Reimal, T. (2017).** The prospects of fare-free public transport: evidence from Tallinn. *Transportation*, 44(5), 1083-1104.
- Codina, O., Maciejewska, M., Nadal, J. y Marquet, O. (2022).** Built environment bikeability as a predictor of cycling frequency: Lessons from Barcelona. *Transportation Research Interdisciplinary Perspectives*, 16, 100725.
- Daniel, T., Gail, M. M. y Klotz, P. A. (2025).** From highway to rail? Germany's public transport ticket experiment. *MAGKS Joint Discussion Paper Series in Economics*, n.º 07-2025.
- Daniele, F., Segu, M., Bounie, D. y Camara, Y. (2022).** Bike-friendly cities: an opportunity for local businesses? Evidence from the city of Paris. *THEMA (Théorie Economique, Modélisation et Applications)*, N.º. 2022-09. Université de Cergy-Pontoise.
- DG Environment (2004).** *Reclaiming city streets for people: Chaos or quality of life?*. Office for Official Publications of the European Communities. European Commission. <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/94a8a003-be86-467a-9a85-63a5d52bf7ae>

- DG MOVE (2021).** *New EU Urban Mobility Framework*, European Commission. https://transport.ec.europa.eu/transport-themes/urban-transport_en
- Duranton, G. y Turner, M. A. (2011).** The fundamental law of road congestion: Evidence from US cities. *American Economic Review*, 101(6), 2616-52.
- Ellison, R. B., Greaves, S. P. y Hensher, D. A. (2013).** Five years of London's low emission zone: Effects on vehicle fleet composition and air quality. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 23, 25-33.
- EMEF (2022).** *Enquesta de mobilitat en dia feiner 2022*. Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona. https://ca-sermetra.atm.cat/documents/662112/1182871/EMEF+2022_Informe+Resum+Executiu_DEF.pdf/37be5fc8-ffb4-75ef-1d3f-343c6c602695?t=1705318753472
- Estruch-Garcia, C., Solé Ollé, A., Tassinari, F. y Viladecans Marsal, E. (2024).** The electoral effects of banning cars from the streets: Evidence from Barcelona's superblocs. *IEB Working Paper*, 2025/01.
- Fearnley, N. (2013).** Free fares policies: impact on public transport mode share and other transport policy goals. *International Journal of Transportation*, 1(1), 75-90.
- Fosgerau, M., Łukawska, M., Paulsen, M. y Rasmussen, T. K. (2023).** Bikeability and the induced demand for cycling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(16), e2220515120.
- Galindo, J., Martínez, J. y Collado, N. (2023).** ¿Logró la subvención al transporte público metropolitano sacar coches de las ciudades? Un análisis con datos de tráfico en tiempo real de la ciudad de Madrid. *EsadeEcPol Policy Brief*, N.º 44, Esade. <https://doi.org/10.56269/20231016/JGA>
- Galdon-Sánchez, J. E., Gil, R., Holub, F. y Uriz-Uharte, G. (2023).** Social benefits and private costs of driving restriction policies: The impact of Madrid Central on congestion, pollution, and consumer spending. *Journal of the European Economic Association*, 21(3), 1227-1267.
- García-López, M. À., Pasidis, I. y Viladecans-Marsal, E. (2022).** Congestion in highways when tolls and railroads matter: evidence from European cities. *Journal of Economic Geography*, 22(5), 931-960.
- Gragera, A. (2025).** *The Economics of 'Reclaiming Public Space'*. Mimeo
- Gragera, A., Matas, A. y Perdiguero, J. (2025).** *Are fare discounts effective? Exploring its impact on public transport ridership and car substitution*. Mimeo.
- Gaus, D. y Link, H. (2025).** Public transport reliability and season ticket ownership: The case of the Deutschlandticket. *DIW Discussion Papers*, N.º 2124.
- González, F. y Silva, H. E. (2025).** JUE insight: Efficiency of bus priority infrastructure. *Journal of Urban Economics*, 146, 103751.
- Guajardo-Ortega, M. F. G. y Link, H. (2025).** Mode choice inertia and shock: Three months of almost fare-free public transport in Germany. *Economics of Transportation*, 41, 100382.
- Holmgren, J. (2007).** Meta-analysis of public transport demand. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 41(10), 1021-1035.
- Lebrusán, I. y Toutouh, J. (2021).** Car restriction policies for better urban health: a low emission zone in Madrid, Spain. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 14(3), 333-342.
- Liebensteiner, M., Losert, J., Necker, S., Neumeier, F., Paetzold, J. y Wichert, S. (2025).** Germany's 9-Euro ticket: Impact of a cheap public transport ticket on mobility patterns and infrastructure quality. *In EconPol Forum*, 26(1), 45-48. Munich: CESifo GmbH.
- Loder, A., Cantner, F., Adenaw, L., Nachtigall, N., Ziegler, D., Gotzler, F. y Bogenberger, K. (2024).** Observing Germany's nationwide public transport fare policy experiment "9-Euro-Ticket"-Empirical findings from a panel study. *Case Studies on Transport Policy*, 15, 101148.
- Matas, A. y Perdiguero, J. (2022).** El transporte público urbano: financiación y uso. *Papeles de Economía Española*, 171, 109-176.
- MITECO (2024).** *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Gobierno de España. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/es-nid-edicion-2025-.pdf>

- Moncloa (2025).** *El Gobierno descarta implantar nuevos peajes en la red de carreteras del Estado y mantendrá la política de bonificaciones.* La Moncloa, Gobierno de España. <https://www.lamoncloa.gob.es/serviciosdeprensa/notasprensa/transportes-movilidad-sostenible/paginas/2025/140325-gobierno-descarta-nuevos-peajes.aspx>
- Moral-Carcedo, J. (2024).** Dissuasive effect of low emission zones on traffic: the case of Madrid Central. *Transportation*, 51(1), 25-49.
- Nello-Deakin, S. (2022).** Exploring traffic evaporation: Findings from tactical urbanism interventions in Barcelona. *Case Studies on Transport Policy*, 10(4), 2430-2442.
- Paulley, N., Balcombe, R., Mackett, R., Titheridge, H., Preston, J., Wardman, M. y White, P. (2006).** The demand for public transport: The effects of fares, quality of service, income and car ownership. *Transport Policy*, 13(4), 295-306.
- Peters, J. F., Burguillo, M. y Arranz, J. M. (2021).** Low emission zones: Effects on alternative-fuel vehicle uptake and fleet CO₂ emissions. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 95, 102882.
- Pucher, J., Dill, J. y Handy, S. (2010).** Infrastructure, programs, and policies to increase bicycling: An international review. *Preventive Medicine*, 50, S106-S125.
- Rich, J., Jensen, A. F., Pilegaard, N. y Hallberg, M. (2021).** Cost-benefit of bicycle infrastructure with e-bikes and cycle superhighways. *Case Studies on Transport Policy*, 9(2), 608-615.
- Russo, A., Adler, M. W. y Van Ommeren, J. N. (2022).** Dedicated bus lanes, bus speed and traffic congestion in Rome. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 160, 298-310.
- Sarmiento, L., Wägner, N. y Zaklan, A. (2023).** The air quality and well-being effects of low emission zones. *Journal of Public Economics*, 227, 105014.
- Sleiman, L. B. (2021).** *Are car-free centers detrimental to the periphery? Evidence from the pedestrianization of the Parisian riverbank* (Working Papers, n.º 2021-03. Center for Research in Economics and Statistics).
- Tassinari, F. (2024).** Low emission zones and traffic congestion: Evidence from Madrid Central. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 185, 104099.
- Tomeš, Z., Fitzová, H., Pařil, V., Rederer, V., Kordová, Z. y Kasa, M. (2022).** Fare discounts and free fares in long-distance public transport in central Europe. *Case Studies on Transport Policy*, 10(1), 507-517.
- UITP (2020).** *Full free fare public transport: Objectives and alternatives.* The International Association of Public Transport. <https://www.uitp.org/wp-content/uploads/sites/7/2025/04/Policy-Brief-FullFreeFarePT-DEF-web.pdf>
- Wardman, M., Toner, J., Fearnley, N., Flügel, S. y Killi, M. (2018).** Review and meta-analysis of inter-modal cross-elasticity evidence. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 118, 662-681.

APÉNDICE

CUADRO A1
RESULTADO ESTIMACIÓN MODELOS DE DEMANDA

VARIABLE DEPENDIENTE: LN (VIAJEROS)	AUTOBÚS	METRO
ln (afiliados)	-0,0126 (0,0819)	0,338*** (0,0863)
Descuento-Barcelona	0,112*** (0,0234)	0,124*** (0,0248)
Descuento-Madrid	0,155*** (0,0269)	0,0845*** (0,0265)
Descuento-Málaga	0,120*** (0,0364)	0,256*** (0,0353)
Descuento-Sevilla	0,102*** (0,0299)	0,331*** (0,0375)
Descuento-Valencia	0,224*** (0,0329)	0,250*** (0,0694)
Madrid	0,709*** (0,0222)	0,371*** (0,0230)
Málaga	-1,530*** (0,120)	-3,707*** (0,122)
Sevilla	-1,003*** (0,105)	-2,861*** (0,110)
Valencia	-0,840*** (0,0834)	-1,500*** (0,0867)
Málaga (Metro)		0,789*** (0,0366)
COVID-19 (marzo-abril 2020)	-0,890*** (0,0887)	-0,985*** (0,102)
COVID-19 (abril-julio 2020)	-1,312*** (0,111)	-1,402*** (0,122)
COVID-19 (julio-diciembre 2020)	-0,474*** (0,0183)	-0,532*** (0,0259)
COVID-19 (diciembre 2020-enero 2021)	-0,437*** (0,0274)	-0,562*** (0,0332)
COVID-19 (enero 2021-abril 2021)	-0,582*** (0,0412)	-0,657*** (0,0266)
Constante	9,886*** (1,199)	5,405*** (1,264)
Var. Ficticias mensuales	Sí	Sí
Observaciones	794	794
R-cuadrado	0,974	0,991

*** p<0,01, ** p<0,05, * p<0,1

POSESIÓN DE VEHÍCULOS E INERCIA DEL PARQUE: LA LENTA REDUCCIÓN DE LAS EMISIONES

María J. Moral*

UNED y Funcas

Resumen

El artículo analiza la decisión de los hogares españoles de poseer vehículo privado y estudia cómo la dinámica de matriculaciones y la inercia del parque condicionan la evolución de las emisiones de CO₂. El trabajo combina tres fuentes de microdatos: la *Encuesta de condiciones de vida (ECV)*, las matriculaciones y el parque automovilístico de la Dirección General de Tráfico (DGT). Los resultados muestran una elevada persistencia en la preferencia por el vehículo privado, incluso en los hogares de menor renta, así como un avance en la incorporación de vehículos menos contaminantes en las matriculaciones, pero insuficiente. Esto, junto a la elevada antigüedad del parque, constituye un factor estructural que ralentiza la reducción efectiva de emisiones. A partir de esta evidencia, se discuten mejoras en los instrumentos de política pública orientados a acelerar la transición hacia una movilidad más sostenible.

Palabras clave: emisiones, tenencia de coche, matriculaciones, antigüedad del parque, vehículo eléctrico.

Abstract

This paper analyzes the car ownership decisions of Spanish households and examines how registration dynamics and fleet inertia shape the evolution of CO₂ emissions. The study combines three sources of microdata: the Living Conditions Survey (ECV), and administrative data on vehicle registrations and the vehicle fleet from the Spanish Traffic Authority (DGT). The results reveal a high degree of persistence in car ownership, even among lower-income households, as well as some progress in the uptake of less polluting vehicles in new registrations, albeit insufficient. Together with the ageing of the fleet, these factors constitute a structural constraint that slows the effective reduction of emissions. Based on this evidence, the paper discusses potential improvements in public policy instruments aimed at accelerating the transition toward more sustainable mobility.

Keywords: emissions, car ownership, vehicle registrations, fleet ageing, electric vehicles.

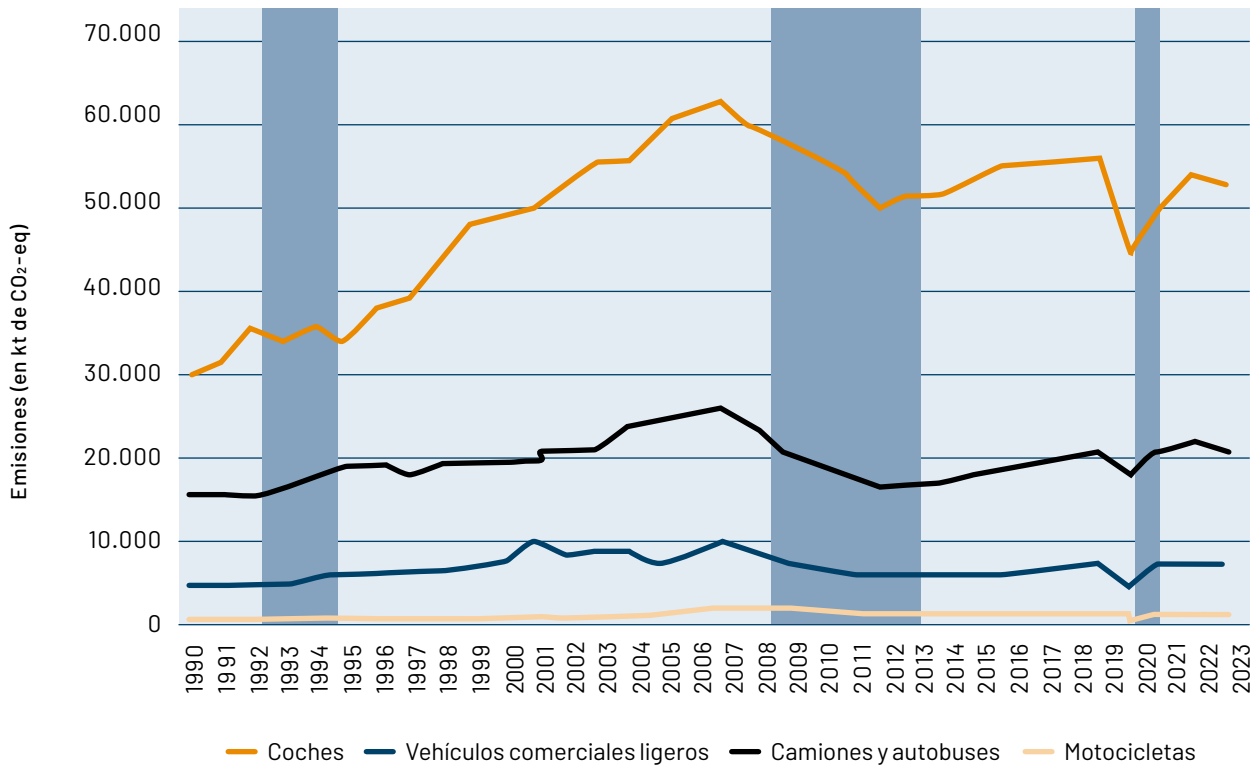
JEL classification: D12, Q54, Q58, R41.

I. INTRODUCCIÓN

El transporte por carretera constituye una de las principales fuentes de emisiones contaminantes en España. En 2024, generó el 31,2 por 100 del total de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI), mientras que la contribución de otros modos de transporte fue significativamente menor. Dentro del transporte por carretera, los turismos son el componente más relevante en términos de emisiones, y su peso relativo dentro del total del sector ha aumentado respecto a los niveles registrados en 1990 (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2025).

El gráfico 1 muestra la evolución de las emisiones (en kt de CO₂-equivalentes)(1) de los cuatro medios de transporte por carretera desde 1990 a 2023. El predominio de los coches como generadores de emisiones es abrumador, a pesar de los intensos descensos en los momentos de recesión (zonas sombreadas en el gráfico). No obstante, es alentador comprobar que en 2023 han disminuido las emisiones de coches (un 2 por 100) al tiempo que la economía seguía creciendo. Es, por tanto, el primer año que se desacoplan las emisiones de los coches con la actividad económica (2), permitiendo que las emisiones se mantengan inferiores a las registradas en 2019.

GRÁFICO 1
EMISIONES DE CO₂ SEGÚN EL MODO DE TRANSPORTE POR CARRETERA



Nota: Las zonas sombreadas corresponden con años de recesión económica en España.

Fuente: Inventario Nacional de Emisiones (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, 2025).

El objetivo de este artículo es doble. En primer lugar, analizar los determinantes de la decisión de los hogares españoles de disponer de vehículo privado. En segundo lugar, evaluar cómo la composición en relación con el combustible utilizado y la antigüedad del parque automovilístico condicionan la evolución de las emisiones de CO₂, teniendo en cuenta que dependen tanto de las nuevas matriculaciones como de las bajas. Centrar el análisis en los hogares resulta especialmente pertinente, ya que aproximadamente el 90 por 100 de los turismos y todoterrenos registrados en la Dirección General de Tráfico (DGT) en 2025 tenían como titular a una persona física.

Aunque la población esté concienciada con la descarbonización, no siempre existe la posibilidad de sustituir por transporte público porque no

cubra las necesidades de movilidad o bien por no ser accesible), ni tampoco de utilizar vehículos de emisiones cero (las restricciones presupuestarias impiden adquirir coches menos contaminantes). En el estudio que aquí se presenta se comprobará que, efectivamente, existen determinantes como el carácter rural de la zona donde se reside, la edad del sustentador principal o la renta del hogar que explican que la preferencia por un poseer un vehículo privado se mantenga elevada. Los avances tecnológicos han puesto en el mercado vehículos eléctricos con una autonomía significativa, en consecuencia, no se debe denostar totalmente la preferencia por el vehículo privado. Más aún cuando muchas economías europeas dependen de la industria de automoción y, en entre ellas, la española(3).

La contribución central de este trabajo consiste en integrar el análisis microeconómico de la decisión de los hogares con una perspectiva agregada sobre la evolución del parque automovilístico y sus implicaciones en términos de emisiones. Por una parte, se actualiza la evidencia empírica sobre los determinantes de la posesión de vehículo privado, extendiendo los resultados de Matas y Raymond (2008) a un período reciente caracterizado por cambios tecnológicos y regulatorios relevantes. Por otra parte, el uso de microdatos de matriculaciones y del parque de la DGT permite cuantificar la inercia del stock de vehículos y estimar su impacto sobre las emisiones totales. Al identificar las emisiones de cada automóvil matriculado y en circulación se pone de manifiesto que la renovación del parque es más lenta de lo que sugieren las cifras de matriculaciones de vehículos nuevos. Esto aporta guías para el diseño de políticas medioambientales más focalizadas en los hogares con mayor capacidad de reducción de emisiones, garantizando con ello una mayor eficacia y equidad en dichas políticas.

La doble aproximación que se realiza en este estudio aunando la decisión de posesión de automóvil con la dinámica del mercado ofrece una visión más completa de los retos que enfrenta la descarbonización del transporte privado en España.

El artículo se organiza de la siguiente manera. En la sección segunda se exponen los resultados del análisis econométrico de la decisión de los hogares de mantener un coche en propiedad realizado a partir de los microdatos de hogares de la *Encuesta de condiciones de vida (ECV)*. En la tercera sección se estudia la evolución de las matriculaciones de turismos en España según el tipo de propulsión y cómo están reduciéndose las emisiones por kilómetro recorrido, desde 2021 a 2025. En la sección cuarta se analiza cómo se traslada toda la dinámica del mercado al parque de automóviles y su impacto en las emisiones. En la quinta sección se discuten propuestas de políticas medioambientales y su posible efectividad. La sección sexta resume las principales conclusiones obtenidas. Por último, se incluyen anexos que explican las características de las tres bases de microdatos utilizadas en el estudio y resultados descriptivos adicionales.

II. LOS HOGARES ESPAÑOLES MANTIENEN SU PREFERENCIA POR EL VEHÍCULO PRIVADO

La decisión de tener un vehículo privado ha sido extensivamente estudiada en la literatura económica poniendo de relieve que existen muchos y variados motivos que influyen en dicha decisión. Una de las variables tradicionales que se identifica es la renta del hogar, bien sea la renta disponible actual o la renta permanente (Nolan, 2010). Otras variables explicativas son la zona de residencia (rural o urbana) o la calidad del transporte público (Matas y Raymond, 2008). Además, la decisión de los individuos respecto a comprar y utilizar un coche no es uniforme a lo largo de su ciclo vital. Así, los hogares aumentan la preferencia por poseer un coche cuando tienen hijos (Clark *et al.*, 2016).

La disponibilidad de encuestas con datos más detallados permite incluir en los estudios econométricos otros determinantes subjetivos como el estatus social o la concienciación hacia aspectos medioambientales (Soza-Parra y Cats, 2024; y Narayanan *et al.*, 2024). Estos dos condicionantes ayudan a entender efectos asimétricos y no lineales que tradicionalmente se habían identificado en la relación positiva con la renta. El estatus social, por ejemplo, puede explicar que hogares con rentas muy bajas mantengan un coche en propiedad incluso aunque exista un transporte público accesible. La concienciación medioambiental, por su parte, proporciona explicación a situaciones en las que familias con niveles de renta altos presentan una preferencia menor por poseer un coche que hogares con renta media (Toy *et al.*, 2025).

A los condicionantes “micro” de los hogares se deben añadir también como variables explicativas la regulación y el entorno. En este sentido, la introducción de zonas de bajas emisiones y otras restricciones de aparcamiento en las grandes ciudades ofrecen un experimento casi-natural para contrastar cómo afecta esta restricción a la tenencia de coche de los hogares. Albalate y Gragera (2020) encuentran que el establecimiento de *parking* regulado en Barcelona incrementa la tenencia de vehículos entre los vecinos que residen en la zona regulada. Sin embargo, otros autores no encuentran efectos significativos sobre la tenen-

CUADRO N.º 1
HOGARES QUE POSEEN UN AUTOMÓVIL*

AÑO	MEDIA		MÁXIMO		MÍNIMO		HOGARES
	%	CC. AA.	%	CC. AA.	%	CC. AA.	
2016	77,2	BALE	84,2	AST	72,0		17.980.701
2017	78,7	BALE	87,1	CAT	72,2		18.074.544
2018	78,1	NAV	86,1	AST	71,4		18.118.543
2019	79,4	BALE	90,1	AST	70,6		18.133.331
2020	78,4	NAV	85,1	PVAS	72,8		18.321.447
2021	79,8	GAL	84,4	MAD	75,9		18.389.080
2022	80,1	CLM	84,8	AST	73,9		18.472.396
2023	80,6	BALE	86,5	AST	74,3		18.689.781
2024	79,7	BALE	88,4	CAT	73,7		18.852.167
Media anual	79,1		86,3		73,0		18.336.888

Nota: *Hogares que poseen, al menos, un automóvil, en porcentaje sobre el total de hogares que se muestra en la última columna. Las columnas "CC. AA." indican la comunidad autónoma con el valor máximo/mínimo.

Fuente: Elaboración propia a partir de la ECV (INE).

cia, pero sí sobre la sustitución hacia vehículos más limpios y, en consecuencia, una reducción de las emisiones (véase la discusión en Delgado-Lindeman *et al.*, 2025). Estos resultados contrapuestos ponen de manifiesto que la decisión de poseer un coche es una cuestión empírica que varía mucho entre zonas geográficas (ciudades, nivel de desarrollo del país, actividad económica,...) y además, está influenciada por numerosos condicionantes que no afectan a todos los hogares por igual, a lo que se une un entorno regulatorio muy cambiante. Por ello, aportar evidencia actualizada sobre la tendencia en España es un primer paso para entender la dificultad de la reducción en las emisiones generadas por los automóviles y predecir su evolución. El conocimiento de estas relaciones aportará las pautas para el diseño de políticas de transporte y medioambientales más eficientes y equitativas.

El objetivo de esta sección es analizar la decisión de los hogares españoles de poseer, al menos, un vehículo desde 2016 hasta 2024 utilizando los microdatos de la *Encuesta de condiciones de vida*

(ECV). Esta encuesta no está pensada para el análisis de la movilidad, pero al preguntar al hogar si dispone de un automóvil da la oportunidad a los investigadores de estudiar cómo las características sociodemográficas (renta, género, edad, localización o situación laboral, entre otras) de los hogares influyen en la decisión de tener o no un coche (4). En el Anexo A1 se detallan los filtros aplicados sobre los microdatos de la ECV y la definición de variables empleadas en el análisis.

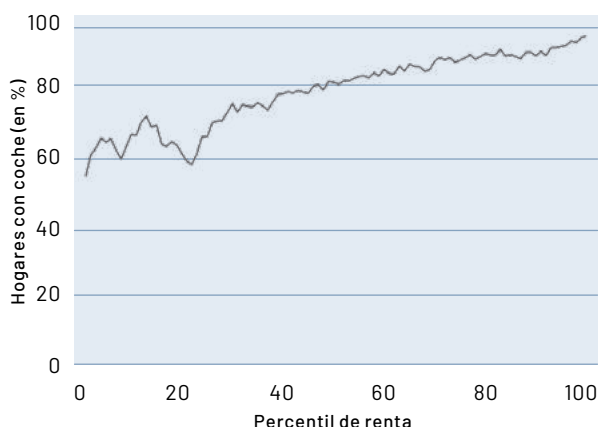
El cuadro n.º 1 muestra la evolución de la tasa de hogares con coche (1 o más) y el total de hogares sobre el que se realiza el estudio, desde 2016 a 2024. De media, durante todo el período se observa que el 79,1 por 100 de los hogares tenían coche. Laborda y Moral (2017) identificaron que, entre 2009 y 2015, esta ratio pasó del 75,0 por 100 al 76,1 por 100. Con anterioridad, Matas y Raymond (2008) obtenían una tasa del 72,6 por 100 y del 63,1 por 100 en el año 2000 y 1990, respectivamente (5). Por tanto, el primer resultado relevante es que la tasa de hogares con coche ha aumentado. Sin embargo, en 2024, se produce una caída casi de la misma magnitud que en 2020 que invita a analizar esta tendencia temporal con más detalle, ya que no se puede obviar que todavía la tasa de motorización en España es inferior a la de Francia o Alemania: 551 coches por habitantes frente a 573 y 588, respectivamente (CE, 2025).

En cuanto a los determinantes de la decisión de tener un coche, el análisis descriptivo preliminar confirma las tendencias generales identificadas en la literatura económica ya comentada.

El gráfico 2 que representa, de media durante 2016-2024, la tasa de hogares que poseen coche según el percentil de renta neta equivalente (renta disponible per cápita por unidad de consumo de la OCDE, véase el Anexo A1), deja patente la relación positiva entre la probabilidad de tener un coche y la renta. Además, es importante notar que, incluso en los percentiles de renta más bajos, la presencia de hogares con coche es elevada situándose en el 60 por 100 en el primer cuartil (si bien con una mayor dispersión que en resto de la distribución). El crecimiento con la renta es tan relevante que, en el último decil, el 92 por 100 de los hogares residentes en España tienen coche.

GRÁFICO 2
HOGARES CON COCHE EN FUNCIÓN DE LA RENTA

Media en 2016-2024



Nota: Renta neta equivalente. El percentil se calcula año a año en el periodo.

Fuente: Elaboración propia basada en los microdatos de la ECV.

En España, la población está muy concentrada en las zonas urbanas caracterizadas por una elevada densidad de población. Estas zonas cuentan con transporte público, ya que es obligatorio para los municipios que superan los 50.000 habitantes; sin embargo, en las zonas rurales es muy deficiente. El gráfico 3 presenta las tasas de tenencia de coche en función de la densidad de población del municipio donde reside el hogar: Alta (zona urbana con una densidad superior a 500 hab./km₂ y más de 50.000 habitantes), Media (zona semiurbana con 100 hab./km₂ < densidad < 500 hab./km₂) y Baja (zona rural con densidad < 100 hab./km₂). El resultado es claro: en las zonas urbanas la presencia de hogares con coche es 10 puntos porcentuales (p.p.) inferior que en las zonas rurales. Este diferencial ha aumentado en los últimos años llegando a 2024 con el 84,8 por 100 de los hogares en zonas rurales con coche frente a un 73,6 por 100 en las zonas urbanas. Además, este diferencial se mantiene también entre las zonas urbanas y las zonas semiurbanas con densidad media donde existe transporte urbano, pero con una frecuencia más reducida que lo puede hacer menos atractivo frente al vehículo privado. Un aspecto menos relevante, pero que no hay que dejar pasar es que, en 2016, las zonas se-

miurbanas presentaban una tasa media de hogares con coche superior a la de las zonas rurales; sin embargo, con los años esta diferencia se ha reducido hasta llegar a 2024 cuando en las zonas rurales la tasa es superior. Esto podría ser resultado de una mejora en el transporte público de las zonas semiurbanas que haya permitido que no aumenten tanto los hogares con coche (pasan de 82,3 por 100 a 83,3 por 100 en el periodo), mientras que en las zonas rurales el crecimiento es más intenso (del 79,5 por 100 al 84,8 por 100). Aunque también podría venir explicado por un cambio de composición en la población en términos de renta o edad que no es posible identificarlo con este análisis descriptivo.

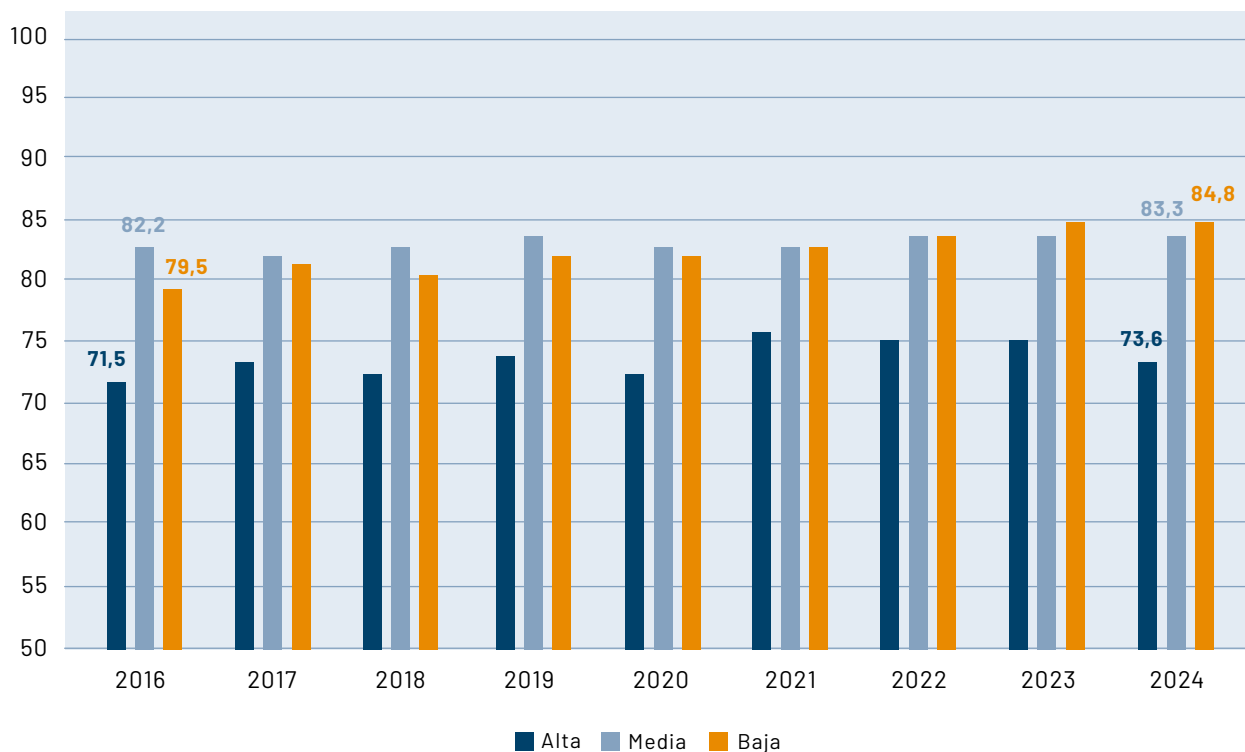
La hipótesis fundamental que explica el diferencial entre las zonas urbanas y rurales es que el transporte público de calidad reduce la probabilidad de que un hogar tenga coche. Sin embargo, puede ocurrir que los hogares tengan dificultad para utilizar el transporte público. Alguna de las razones que pueden estar detrás de esta dificultad es la edad de los componentes del hogar o tener niños. En el gráfico 4 se representa la tasa de posesión de coche en función de la edad y el género del sustentador principal. Tanto en hombres como en mujeres, existe una relación no lineal (en forma de "U" invertida) con un fuerte crecimiento entre los jóvenes (relacionado con la primera compra de un coche), un estancamiento entre los 35 y 65 años (cuando las compras de vehículos tienden a ser mayoritariamente para renovación) y después comienza a caer la tasa de tenencia (es más significativa la venta y/o achatarramiento del vehículo sin reposición). Es importante notar que en los hogares donde una mujer es la sustentadora principal la tasa de tenencia de vehículo es inferior, en especial, cuando aumenta la edad.

El análisis descriptivo preliminar indica que, efectivamente, la renta y la dificultad de sustitución hacia el transporte público, medida por la localización geográfica o la edad, influyen positivamente en la probabilidad de tener un vehículo. Pero ya se ha adelantado que pueden existir interrelaciones entre las variables explicativas que no siempre van en el mismo sentido y que pueden ser más o menos influyentes dependiendo de la composición de la población. Para entender esta idea,

GRÁFICO 3

HOGARES CON COCHE EN FUNCIÓN DE LA RENTA

Media en 2016-2024, en porcentaje sobre el total de hogares en cada zona



Nota: Véase la definición de densidad "Alta", "Media" y "Baja" en el Anexo A.

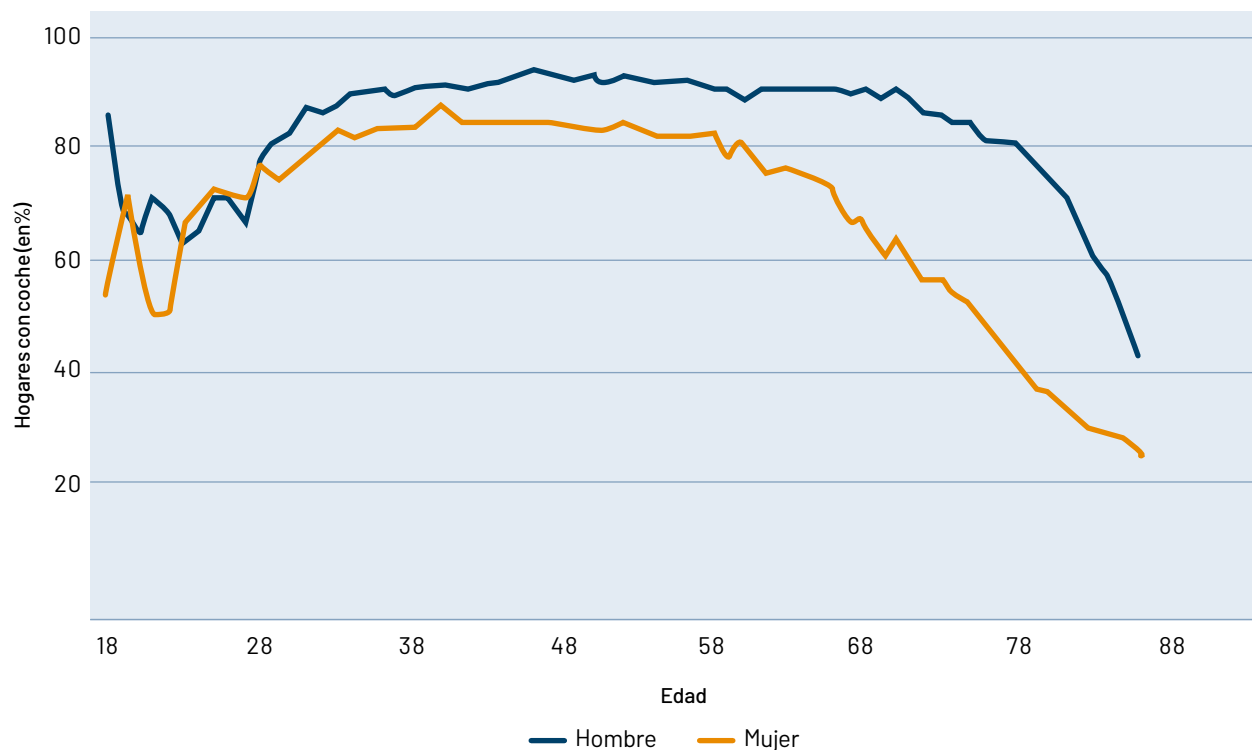
Fuente: Elaboración propia basada en los microdatos de la ECV.

baste señalar un par de efectos contrapuestos entre zonas rurales y urbanas, adicionales al efecto de la sustitución hacia el transporte público. Por una parte, la renta media en las zonas rurales es más baja que en las zonas urbanas (6) y, por otra parte, la presencia de hogares cuyo sustentador principal es una persona de edad superior a los 65 años es mayor en las zonas rurales que en las urbanas. Estos efectos de renta y edad también influyen en cada hogar y, por tanto, en el cómputo agregado de la tasa media de hogares con coche en las zonas rurales y urbanas.

Para tener en cuenta estas y otras interrelaciones entre variables se especifica un modelo de elección discreta sobre la posesión de coche que tiene en cuenta simultáneamente los efectos de

diferentes variables explicativas. Entre los condicionantes considerados, como características del hogar, se incluyen: la renta (mediante variables discretas que representan los quintiles); la zona de residencia (densidad alta, media, baja); y el tipo de hogar (unipersonal sin hijos, dos adultos sin hijos y hogar con hijos). En cuanto a las características del sustentador principal se consideran: la edad (con cinco intervalos: de 18 a 29 años, de 30 a 39 años, de 40 a 54 años, de 55 a 64 años y de 65 a 80 años), el género y la situación laboral (trabajando, parado, estudiante, jubilado, con discapacidad o inactivo). Por último, se incluyen variables ficticias de año y de comunidad autónoma para captar la tendencia temporal común a todos los hogares y pautas específicas de región que no estén captadas con las variables anteriores

GRÁFICO 4
HOGARES CON COCHE SEGÚN LA EDAD Y EL GÉNERO DEL SUSTENTADOR PRINCIPAL*
 Media en 2016-2024



Nota: *Solo se consideran hogares cuyo sustentador principal tiene entre los 18 y los 80 años.

Fuente: Elaboración propia basada en los microdatos de la ECV.

(como la red de carreteras, las distancias medias a los centros de estudios y hospitales, etc.). Los resultados se presentan en el cuadro n.º 2 (en el Anexo A2 se explica la especificación y el método de estimación). La última columna presenta cuánto cambia (en puntos porcentuales) la probabilidad de tener coche en comparación con el grupo de referencia (se indica en la columna de cada variable explicativa). Por tanto, un signo positivo (negativo) se asocia con un aumento (caída) en la probabilidad de poseer un coche respecto al grupo de referencia. Todas las variables son significativas y contribuyen a explicar la probabilidad de poseer un vehículo.

Una vez controlado por el resto de las variables, la evolución estimada del porcentaje de hogares con coche oscila sobre una tendencia positiva

que llega al 2020 con un avance de 1,3 p. p. respecto del inicio del período. En 2021 se produjo un fuerte incremento de más de dos puntos porcentuales y desde entonces la tasa se mantiene unos 3,5 p. p. por encima del nivel de 2016. Luego esto indica que existe cierta estabilización en la presencia de hogares con coche en España.

Se confirma que el impacto de la renta es positivo y, además, decreciente. En los tres primeros quintiles pasar de quintil aumenta casi 8 p. p. la probabilidad de que un hogar tenga coche, mientras que pasar del cuarto al quinto quintil incrementa dicha probabilidad en menos de 5 p. p. Con todo, los hogares en el quintil superior presentan una probabilidad de tener coche 26 p. p. superior a la de los hogares del primer cuartil, *ceteris paribus*.

CUADRO N.º 2
ESTIMACIÓN DE LA PROBABILIDAD DE TENER COCHE

VARIABLES EXPLICATIVAS		EFEECTO DIFERENCIAL
Renta (Ref: 1.er quintil)	2º quintil de renta	7,61
	3er quintil de renta	15,50
	4º quintil de renta	21,17
	5º quintil de renta	25,99
Localización (Ref. Zona urbana)	Densidad media	8,04
	Zona rural	9,60
Tipo hogar (Ref. 1 Adulto sin hijos)	2 Adultos o más sin hijos	22,89
	Hogar con hijos	27,25
Edad (Ref: 18-29 años)	30 - 39 años	4,54
	40 - 54 años	4,54
	55 - 64 años	4,87
	65 - 80 años	-9,33
Género (Ref. Hombre)	Mujer	-9,00
	Parado	-7,45
Situación laboral (Ref. Trabajando)	Estudiante	-5,11
	Jubilado	-4,24
	Con discapacidad	-13,47
	Inactivo	-7,53
Año (Ref.: 2016)	2017	1,44
	2018	0,98
	2019	2,27
	2020	1,32
	2021	3,46
	2022	3,46
	2023	3,98
2024	3,17	

Notas: El pseudo R2 de la estimación logit es 0,2813, en el Anexo A2 se explican los detalles de la estimación. Todos los coeficientes estimados de las variables representadas son significativos al 1 por 100. Estimación realizada con una media de 18,34 millones de hogares al año.

La localización del hogar también desempeña un papel relevante, como ya adelantaba el análisis descriptivo. En las zonas rurales el porcentaje de hogares con coche es 9,6 p. p. más elevada que en las zonas urbanas y 1,6 p. p. más alta que en las zonas semiurbanas. En cuanto al tipo de hogar, los hogares con hijos muestran una probabilidad de

tenencia significativamente superior a la de los hogares unipersonales, pero solo 4,4 puntos superior a los hogares formados por dos adultos sin hijos. Luego tener hijos es relevante, pero también se alcanzan economías de escala cuando el hogar está formado por más de un adulto. Esto explica que el transporte público sea menos atractivo, con lo que aumenta la probabilidad de que mantengan un coche en propiedad.

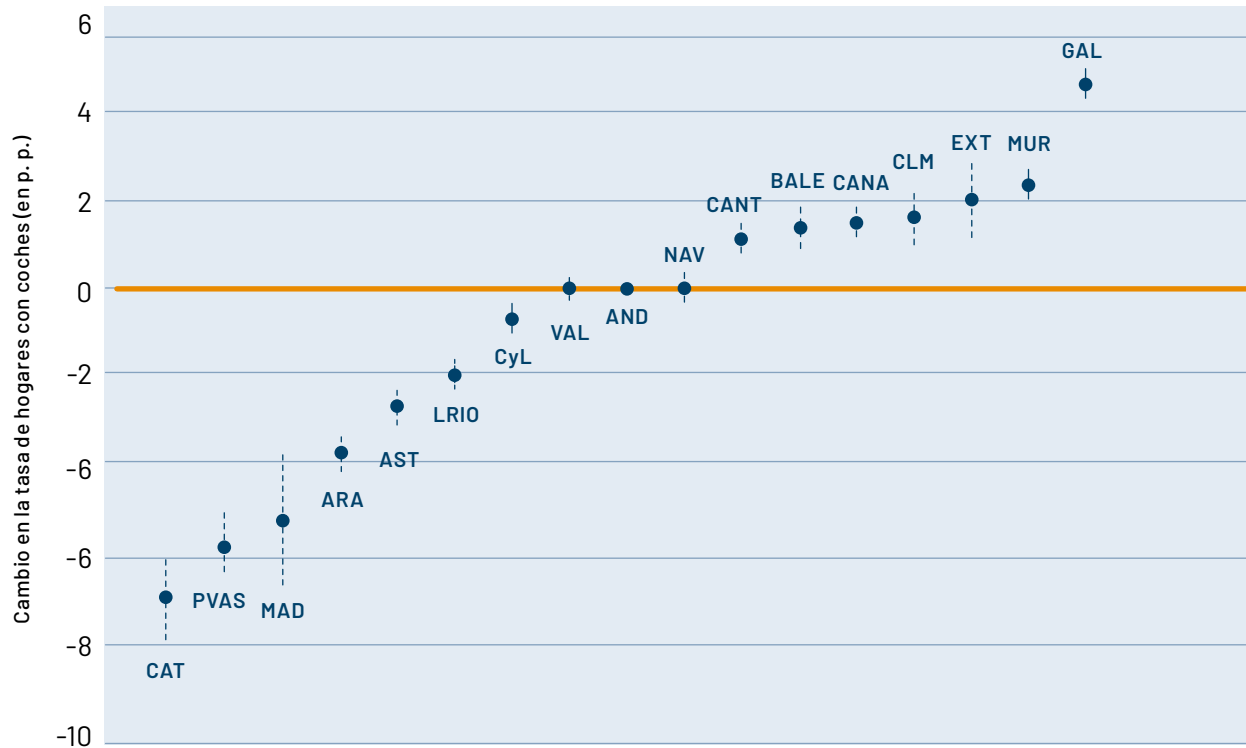
En relación con la edad, se comprueba que los hogares cuyo sustentador principal tiene entre 30 y 64 años presentan una probabilidad más elevada de tener coche que los más jóvenes, mientras que a partir de los 65 años se capta una reducción muy intensa (respecto al intervalo de edad inmediatamente anterior supone una caída de 14,2 puntos porcentuales).

Una vez controlados los efectos de otras variables, se observa que la presencia de coches en los hogares cuando el sustentador principal es una mujer es 9 p. p. inferior que si es un hombre. Este patrón diferente por género está en consonancia con los resultados encontrados en Moral (2022) en los que se apreciaba una diferencia significativa entre la probabilidad de tener carnet de conducir y género, especialmente entre los jóvenes y las personas de edad más avanzada.

Finalmente, el gráfico 5 representa los cambios (en puntos porcentuales) estimados para cada comunidad autónoma en comparación con Andalucía junto con los intervalos de confianza. Una dispersión elevada indica que en la región están influyendo en la decisión de tener coche otros condicionantes adicionales a los ya incluidos en la estimación. Esto ocurre fundamentalmente en el caso de Cataluña, País Vasco y la Comunidad de Madrid. Entre los factores explicativos adicionales se puede pensar en la conciencia medioambiental, la congestión, la dificultad para aparcar el vehículo que encarece sustancialmente su mantenimiento o el establecimiento de zonas de bajas emisiones. Sin embargo, los datos disponibles en la ECV no permiten identificar estos factores.

El análisis desarrollado en esta sección evidencia que una gran mayoría de hogares españoles

GRÁFICO 5
DISPERSIÓN TERRITORIAL EN LA TENENCIA DE VEHÍCULO*



Nota: *Cambio (en puntos porcentuales) respecto de la probabilidad media registrada en Andalucía. Véase el Anexo A2 para más detalles.

Fuente: Elaboración propia basada en la estimación mostrada en el cuadro n.º 2.

tienen coche, aunque en los últimos años no está aumentando esta preferencia. La penetración del coche en los hogares es elevada, incluso cuando su renta es baja o viven en zonas urbanas (cuando parece más factible la sustitución hacia el transporte público). La estimación realizada aísla los efectos de diferentes condicionantes que explican esta situación y da pautas para diseñar políticas dirigidas a reducir las emisiones de los coches teniendo presente que, en las condiciones actuales, las familias necesitan un coche y asumen el coste de mantenimiento, independientemente de sus convicciones medioambientales. La cuestión entonces es identificar qué coches se venden y cómo se traslada esta dinámica al parque para comprobar cómo evolucionan las emisiones en un contexto en el que los hogares prefieren, en su mayoría, tener un vehículo privado.

III. REDUCCIÓN DE EMISIONES EN LA TRANSICIÓN HACIA EL VEHÍCULO ELÉCTRICO

Dada la elevada penetración del automóvil en los hogares españoles, la reducción de las emisiones del transporte por carretera depende, en gran medida, del ritmo de incorporación de vehículos que no generen emisiones y de la renovación del parque. En esta sección se analiza el primer pilar: las matriculaciones de turismos y todoterreno desde 2021 a 2025. El estudio se inicia en 2021 pues en 2019 las ventas de vehículos no contaminantes todavía eran muy minoritarias y en 2020 las condiciones de venta fueron extraordinarias. La fuente estadística empleada consiste en una base de datos construida a partir de los microdatos de matriculaciones que ofrece la Dirección General de Tráfico (DGT) en su web. Tras la eliminación de matriculaciones espe-

ciales, se seleccionan solo turismos y todoterreno nuevos de primera matriculación. De media, se cuenta con información de más de 515.000 registros al año (en el Anexo B se explican los detalles). Esta base de datos incluye información sobre las emisiones de CO₂ asignadas por el fabricante a cada vehículo nuevo vendido siguiendo el procedimiento WLTP (*Worldwide Harmonised Light Vehicles Test Procedure*). Por tanto, su examen ofrecerá un panorama de las emisiones de los vehículos nuevos atendiendo a los criterios de homologación requeridos por la Unión Europea (7).

El cuadro n.º 3 presenta la composición de las matriculaciones de turismos y todoterreno nuevos según la propulsión: GAS (gasolina), DIE (diésel), HEV (híbrido no enchufable que combina un motor de combustión y otro eléctrico, siendo la recarga únicamente mediante la frenada regenerativa y el motor térmico), PHEV (híbrido enchufable que combina motor eléctrico y otro de combustión y puede recargarse en la red), BEV (eléctrico puro), GLP (gas licuado del petróleo combinado con un motor de gasolina para encender) y REEV (eléctrico de autonomía extendida, se impulsa siempre de forma eléctrica, pero incorpora un motor de combustión que actúa como generador para recargar la batería; en los PHEV, tanto el motor de combustión como el eléctrico pueden impulsar el movimiento del vehículo). Esta tabla muestra el cambio que se está produciendo en la demanda de automóviles nuevos. En tan solo cinco años los turismos y todoterreno eléctricos puros y enchufables han pasado de suponer menos del 7,8 por 100 al 20 por 100. Este cambio ha estado motivado por diversos factores que, han sido ampliamente analizados en la literatura, como el aumento de la autonomía, la disponibilidad de los puestos de recarga o los incentivos a la compra (Rosales-Tristancho *et al.*, 2022).

Conviene recordar que de los motores representados, únicamente los vehículos BEV tienen emisiones de CO₂ cero. Si bien, en 2025 se ha dado un impulso crucial hacia una demanda más sostenible y más en línea con la consecución de los objetivos de descarbonización de la economía. El problema es que el mercado español está siguiendo una trayectoria muy lenta de penetración de

estos vehículos en comparación con otros países europeos. El informe de S&P Global Mobility (2025) clasifica los países europeos en tres categorías (*clusters*) según la penetración de los BEV en las matriculaciones (entre el 27 por 100 y 96 por 100; 18 por 100 y el 23 por 100 y entre 3 por 100 y 11 por 100, respectivamente) y España sigue en el grupo de los rezagados cuando países como Portugal, Francia o Alemania están en el segundo grupo (el gráfico B1 del Anexo B muestra el posicionamiento de los países europeos y la trayectoria de la cuota de mercado de los BEV desde 2019).

CUADRO N.º 3
MATRICULACIÓN DE TURISMOS SEGÚN SU PROPULSIÓN*
En porcentaje

	2021	2022	2023	2024	2025
GAS	43,10	41,86	40,58	36,35	26,80
DIE	21,62	18,16	12,92	10,73	6,62
HEV	25,69	28,74	31,66	38,08	41,52
PHEV	4,94	5,63	6,44	5,73	11,04
BEV	2,91	3,78	5,70	5,92	8,99
GLP	1,59	1,76	2,68	3,18	4,98
REEV	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Otros	0,15	0,06	0,02	0,01	0,00
Total	100	100	100	100	100

Nota: *Solo se incluyen turismos y todoterreno nuevos (véase el Anexo B).
Fuente: Elaboración propia a partir de los microdatos de la DGT.

La lenta penetración de los vehículos eléctricos puros dificulta la reducción de emisiones. Aun así, en 2023, disminuyeron las emisiones de CO₂ generadas por los coches gracias a que, como se aprecia en el cuadro n.º 3, existe una “transición” en la demanda de automóviles caracterizada por un aumento de las ventas de vehículos híbridos (HEV) unida a una disminución de los vehículos que solo cuentan con motor térmico (gasolina o diésel). El cambio ha sido especialmente intenso en los automóviles diésel: han pasado del 21,6 por 100 de las matriculaciones en 2021, a tan solo el 6,6 por 100

en 2025. La reducción de las ventas de turismos de gasolina ha sido más pausada, y la caída más fuerte se ha registrado en 2025, pasando a representar el 26,8 por 100 del mercado.

Efectos de la transición en las matriculaciones sobre las emisiones de CO₂

La información sobre las emisiones de cada uno de los turismos y todoterreno nuevos vendidos en España (más de medio millón de vehículos al año) permite computar la distribución de emisiones por tipo de propulsión y observar qué innovaciones se han producido en el último quinquenio. El cuadro n.º 4 presenta la evolución de las emisiones medias de CO₂, mientras que la distribución completa para 2021 y 2025 se muestra en el gráfico B2 del Anexo B. El primer resultado que destaca es la reducción de las emisiones de los automóviles nuevos matriculados por cada kilómetro recorrido y cómo el año 2025 ha supuesto un salto considerable pasando de 116,5 g/km a 104 g/km en tan solo un año. Como no podía ser de otra manera, esta mejora en las emisiones es resultado del incremento de vehículos eléctricos de batería (BEV) que no emiten CO₂ cuando se utilizan, y también del incremento de eléctricos enchufables (PHEV).

Poner el foco solo en la evolución de las emisiones medias, aun siendo informativo, nos puede llevar a realizar afirmaciones erróneas. En este sentido, una afirmación incorrecta que cada vez se escucha con más facilidad es que “los coches diésel emiten más CO₂ que los coches de gasolina”. Sin embargo, un coche diésel nuevo en comparación con otro de gasolina con las mismas prestaciones de potencia es más eficiente (consume menos combustible) y, por tanto, emite menos CO₂ por kilómetro recorrido. De hecho, tradicionalmente la normativa medioambiental en Europa fijaba los límites más estrictos en las emisiones de CO₂ y no en las emisiones de óxidos de nitrógeno (NOx) lo que favoreció que en Europa se produjera una expansión de los vehículos diésel (en los que las empresas europeas tenían una clara ventaja comparativa) que no existió en otros mercados como el americano o el asiático (Miravete et al., 2018).

CUADRO N.º 4
EMISIONES DE CO₂ SEGÚN LA PROPULSIÓN DE LOS TURISMOS VENDIDOS EN ESPAÑA

En g/km

	MEDIA	GAS	DIE	HEV	PHEV	BEV	GLP
2021	124,54	136,09	134,91	127,90	37,04	0,00	117,38
2022	120,70	134,38	134,19	125,32	34,55	0,00	116,39
2023	117,02	134,65	136,54	125,33	30,25	0,00	115,56
2024	116,48	134,24	140,44	124,68	25,69	0,00	114,80
2025	103,99	133,53	141,20	122,05	22,94	0,00	113,28
Total	115,96	134,60	136,59	124,59	28,39	0,00	114,79

Nota: No se representan los REEV por ser muy marginales. Medias obtenidas a partir de cada uno de los turismos y todoterreno vendidos en cada año.

Fuente: Elaboración propia a partir de microdatos de la DGT.

En 2021, las emisiones medias de los automóviles diésel matriculados todavía eran inferiores a los de gasolina. Sin embargo, el aumento de las emisiones medias de los vehículos diésel posterior no se debe a una pérdida de eficiencia, sino a un cambio de composición, ya que la disminución de las ventas de diésel se ha producido fundamentalmente en los segmentos de mercado más bajos (donde incluso las marcas han dejado de ofrecer este motor) por lo que las ventas de coches más grandes y potentes son ahora predominantes: en 2021, el 50 por 100 de los turismos y todoterreno diésel matriculados tenían una cilindrada inferior a 1.499 centímetros cúbicos; mientras que, en 2025, ha pasado a los 1.968 centímetros cúbicos. Por el contrario, en los coches de gasolina la distribución de modelos es estable con una ligera reducción en el peso de los modelos que contribuye a explicar la pequeña caída que ha habido en las emisiones por kilómetro recorrido en este tipo de motor (véase el cuadro B1 del Anexo B).

Otra cuestión relevante que se extrae del cuadro n.º 4 es la reducción en las emisiones de los eléctricos enchufables (PHEV). De hecho, en 2025 el 50 por 100 de los PHEV vendidos emiten menos de 19 gramos de CO₂ por km. En este caso, no se debe a que sean coches menos potentes o con

menos peso, muy al contrario. La razón hay que buscarla en el aumento de la autonomía de la batería eléctrica de estos automóviles. Cabe recordar que el dato de emisiones que se homologa es sobre los primeros 100 km y, además, la “Etiqueta 0” que otorga la DGT la obtienen a partir de una autonomía en eléctrico de 40 km. En 2025 existen algunos modelos con más de 100 kms de autonomía, pero en su mayoría van desde los 50 a los 80 km. Cuanto más se acerca la autonomía a 100kms más bajas son las emisiones, ya que solo utiliza el motor de combustión (gasolina fundamentalmente) para cubrir la diferencia. Pero es evidente que cuando el vehículo realiza trayectos largos se comporta como un híbrido, con el agravante de que los PHEV suelen ser más potentes que los híbridos. Sin embargo, con los datos disponibles no es posible ajustar por el tipo de trayecto que realizan los hogares.

El examen durante el último quinquenio de las matriculaciones ha evidenciado una transición lenta hasta el año 2025, cuando se ha intensificado la presencia de BEV y sobre todo PHEV. Esto permite ser moderadamente optimista en cuanto a la reducción de emisiones. Al mismo tiempo, la consolidación de los HEV en el mercado contribuye a que las emisiones de CO₂ por cada 100 km recorridos por los coches nuevos haya descendido desde los 124,5 gramos de CO₂ por kilómetro recorrido a 104 g. Este nivel, no obstante, está lejos del umbral que había fijado la Unión Europea para 2025 de 93,6 g/km y que en mayo de 2025 ya minimizó su cumplimiento al exigirlo de media para los años 2025 a 2027.

IV. LA TRANSICIÓN HACIA LA DESCARBONIZACIÓN ES MÁS LENTA EN EL PARQUE

El cambio en la demanda de vehículos nuevos a favor de vehículos menos contaminantes va en la dirección correcta para la consecución de los objetivos de descarbonización de la economía. No obstante, en la medida en que los hogares mantienen su preferencia por el vehículo privado (tal como se demostró en la Sección segunda), la reducción efectiva de las emisiones depende no solo de las nuevas matriculaciones, sino también de las bajas. En definitiva, la composición y la antigüedad del parque existente. El objetivo de esta sección es analizar la dinámica que configura el parque automovilístico

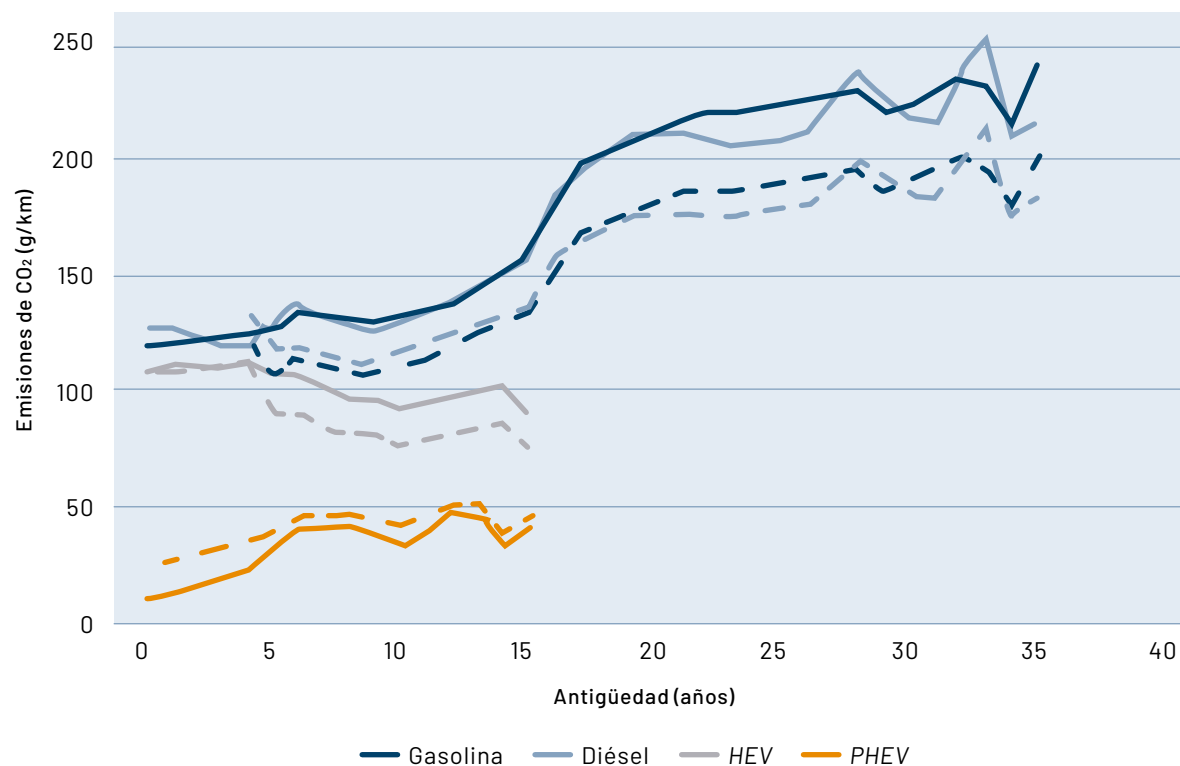
en 2025 y, teniendo en cuenta las emisiones de cada vehículo y el kilometraje medio según la antigüedad, examinar su traducción en términos de emisiones de CO₂. Todo ello permite evaluar la contribución de los coches a las emisiones totales y conocer cuál es el estado actual del proceso de descarbonización, así como su posible trayectoria futura.

Para el estudio de esta sección se emplean los microdatos del parque que la DGT pone a disposición en su web. Se seleccionan los turismos con una antigüedad inferior a treinta y seis años (es decir, se matricularon a partir de 1970) dando lugar a 24,2 millones de turismos de los que se conoce el tipo de propulsión, las emisiones y el año de matriculación. A diferencia de la sección anterior, aquí solo se consideran los turismos debido a la falta de información sobre emisiones para los vehículos todoterreno con una antigüedad superior a diez años. En el Anexo C se explican los detalles de limpieza de datos y la muestra seleccionada. Es importante destacar que se cuenta con información de las emisiones de CO₂ de cada uno de los turismos que circulan en las carreteras españolas, lo que ofrece la posibilidad de comprobar el efecto del endurecimiento de los umbrales de emisiones permitidas en las últimas décadas y también las innovaciones tecnológicas en los vehículos de combustión.

En cuanto al dato de emisiones en CO₂, es preciso tener en cuenta qué método de medición empleaban las empresas para obtener la homologación cuando el vehículo se matriculó por primera vez. En la actualidad, las empresas asignan las emisiones siguiendo el procedimiento WLTP (*Worldwide Harmonised Light Vehicles Test Procedure*), pero con anterioridad a 2019 las emisiones de los vehículos se homologaban siguiendo el NEDC (*New European Driving Cycle*) que se realizaba en condiciones de laboratorio y permitía obtener registros menores de emisiones. El cambio suponía para muchos modelos saltar de tramo en el impuesto especial de matriculación que depende de las emisiones de CO₂. Por tanto, esto implicaba un incremento del precio final, lo que llevó al Gobierno español a aplicar una moratoria, y no fue hasta el 1 de enero de 2021 cuando el método WLTP fue de obligado cumplimiento.

GRÁFICO 6
EMISIONES DE CO₂ MEDIAS POR TIPO DE PROPULSIÓN Y ANTIGÜEDAD

Parque de turismos en 2024



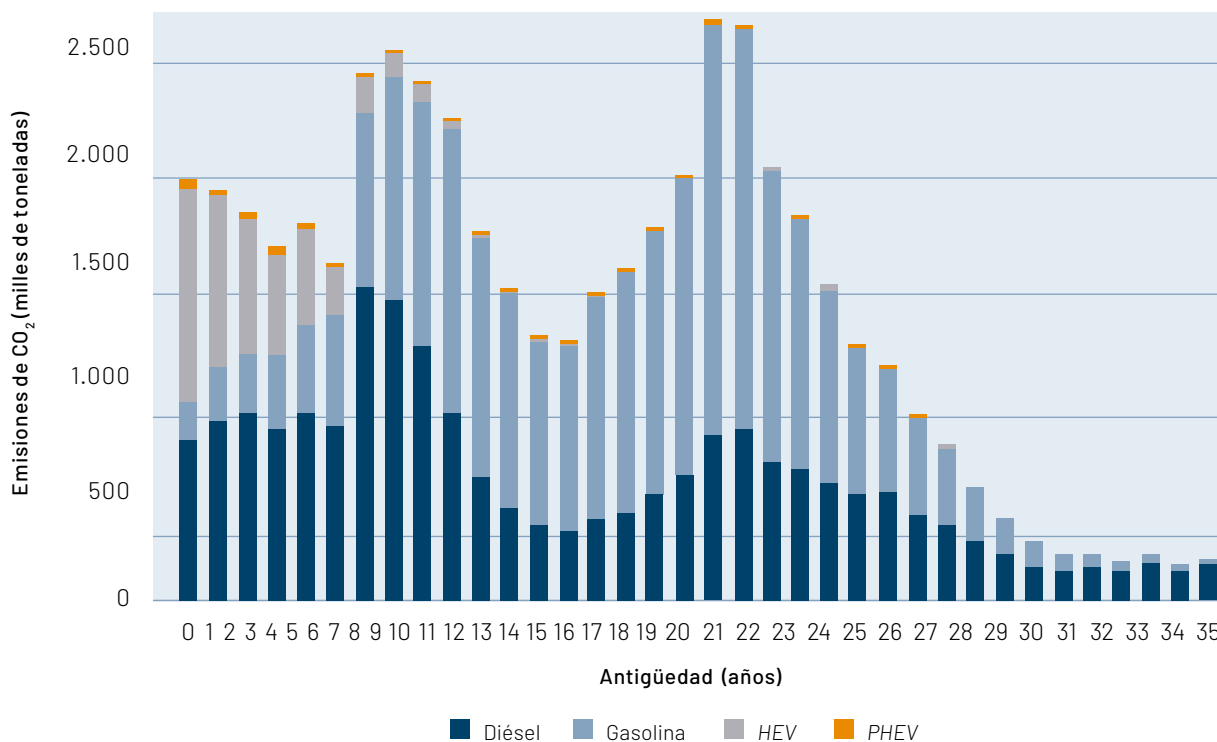
Nota: Los otros motores (GLP,...) que emiten CO₂ no se representan por tener una participación marginal en el total. Los valores medios por antigüedad se obtienen a partir de una muestra de 24.192.715 turismos. Las líneas discontinuas muestran las emisiones según la medida siguiendo el NEDC y las líneas continuas según el WLTP.

Fuente: Elaboración propia.

En el gráfico 6 se representan las emisiones por kilómetro recorrido de media para cada antigüedad y tipo de propulsión: gasolina, diésel, híbridos y eléctricos enchufables. Las líneas discontinuas son los valores que se obtienen con el procedimiento NECD y las continuas con WLTP (en el Anexo C se explica la conversión entre ambas medidas). Este gráfico muestra dos fenómenos importantes. Por una parte, el cambio en la homologación es relevante y si se comparan antigüedades superiores a cinco años es preciso corregir los datos de emisiones. Por otra parte, los vehículos de combustión a partir de los doce años de antigüedad presentan emisiones muy elevadas ya que los requisitos de Europa no establecían umbrales máximos sobre CO₂.

Para computar las emisiones anuales que generan los coches, además de las emisiones por kilómetro de cada vehículo en circulación, se necesita el número de kilómetros que recorre cada coche al año. El informe DGT (2025) ofrece, para el año 2024, los kilómetros recorridos para los turismos, de media, para cinco intervalos de antigüedad: con menos de 5 años, entre 5 y 9 años, de 10 a 14 años, de 15 a 19 años y para 20 o más años de antigüedad. Asumiendo que los kilómetros recorridos en 2024 se mantienen para 2025 (algo razonable pues la actividad económica es similar) se asigna a cada uno de los 24,2 millones de turismos los kilómetros correspondientes a su antigüedad. Luego las emisiones de los turismos

GRÁFICO 7
EMISIONES DE CO₂ POR ANTIGÜEDAD EN 2025*



Nota: Turismos con hasta 35 años de antigüedad.
Fuente: Elaboración propia.

según su antigüedad se computan mediante la siguiente expresión:

$$Emisiones\ CO2_a = \sum_i \gamma_a * I\{Antigüedad_j = a\} * CO2_j \quad [1]$$

donde los subíndices j y a representan, respectivamente, el vehículo ($j=1, \dots, 24.192.175$) y los años de antigüedad ($a=0, 1, \dots, 35$). Las variables "Antigüedad $_j$ " y "CO2 $_j$ " son, respectivamente, la antigüedad y las emisiones del vehículo j . Los parámetros γ_a representan el kilometraje medio que asigna la DGT:

$$\gamma_a = \begin{cases} 17.522 & \text{si } a < 5 \\ 14.368 & \text{si } 4 < a < 10 \\ 11.956 & \text{si } 9 < a < 15 \\ 10.070 & \text{si } 14 < a < 20 \\ 8.202 & \text{si } a > 19 \end{cases}$$

El gráfico 7 muestra el resultado de las emisiones de los turismos en circulación en 2025 hasta los treinta y cinco años de antigüedad. En primer lugar, sorprende que las emisiones no evolucionen de una forma "suave" y se observen subidas y bajadas muy pronunciadas en algunas antigüedades. Esto no es más que el reflejo de la evolución de las matriculaciones de vehículos nuevos que, al tratarse de un bien duradero, se ve muy influenciada por la renta disponible de las familias. La distribución del parque de turismos presenta una forma muy similar (véase el gráfico C1 en el Anexo C). Todavía quedaban muchos vehículos que se matricularon justo antes de la Gran Recesión, en 2006 y 2007. Por tanto, el volumen de emisiones es muy elevado para los vehículos con 18 y 19 años de antigüedad debido a que existe una bolsa importante de vehículos de combustión con esta antigüedad.

Otro aspecto ya comentado, que surge también aquí, es el peso que tienen los turismos de gasolina en el cómputo total de emisiones a partir de los seis años de antigüedad, a pesar de que quedan menos coches de gasolina que diésel. En relación con las emisiones totales de los vehículos de menos de cinco años se observa que generan menos emisiones, pero la reducción se debe más a que disminuyó mucho la matriculación de automóviles en 2020 y los años posteriores que al ahorro que supone la entrada de los híbridos (analizada en la Sección tercera). También se comprueba que las emisiones de los turismos de diésel con una antigüedad inferior a cinco años no han disminuido a pesar de la reducción en sus ventas (consecuencia del desplazamiento hacia automóviles más potentes).

Por último, se quiere destacar el hecho de que los híbridos también contaminan. El trasvase de la demanda hacia vehículos híbridos está bien, pero un híbrido sigue emitiendo cantidades relevantes de CO₂ a la atmósfera (de media, en 2025, 122 g/km como muestra el cuadro n.º 4). Este resultado nos anima a no bajar la guardia y seguir apostando por la penetración de vehículos eléctricos puros (BEV) y, en su defecto, enchufables. De lo contrario, solo con vehículos híbridos no será posible alcanzar los objetivos de descarbonización.

V. LECCIONES PARA LA POLÍTICA PÚBLICA

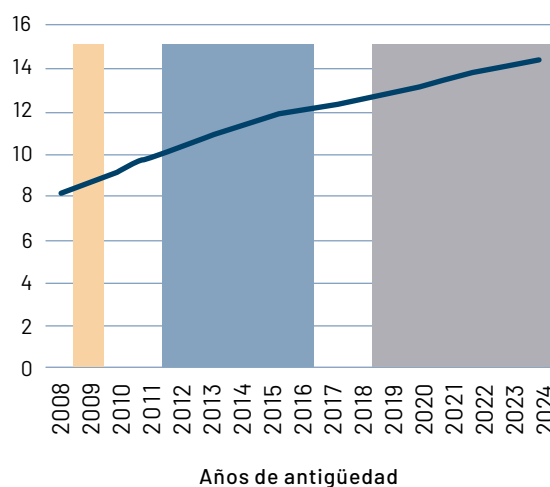
El análisis desarrollado en las secciones previas ha identificado pautas de comportamiento de los hogares en relación con la tenencia de vehículos, su reflejo en la dinámica del parque automovilístico y las emisiones asociadas. Estos resultados ofrecen orientaciones relevantes para el diseño de políticas más eficientes dirigidas a reducir las emisiones procedentes del transporte privado.

En particular, destacan dos retos fundamentales que ponen en peligro la descarbonización: la todavía limitada expansión de los vehículos eléctricos de batería (BEV) y enchufables (PHEV); y la elevada antigüedad del parque.

Para abordar estos problemas, el principal instrumento de política utilizado ha sido la imple-

mentación de planes de incentivos a la compra de vehículos nuevos más eficientes y al achatarramiento de vehículos antiguos (más de diez años, y recientemente siete años en el caso de los planes MOVES). En España, estos planes se han aplicado casi de manera continua en las dos últimas décadas. Sin embargo, sus efectos sobre la antigüedad del parque han sido limitados (8). El gráfico 8 muestra que la antigüedad media de los vehículos en España ha seguido una tendencia creciente entre 2008 y 2024, incluso en los periodos en los que estuvieron vigentes programas de incentivo (Plan E, Planes PIVEs y, más recientemente, los planes MOVES). Esta evidencia sugiere que el diseño de dichos programas podría mejorarse.

GRÁFICO 8
ANTIGÜEDAD MEDIA DEL PARQUE DE AUTOMÓVILES
EN ESPAÑA *



Nota: *Las zonas sombreadas indican los años que han estado activos planes de incentivos al achatarramiento y compra de vehículos nuevos.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de ANFAC.

El incentivo al achatarramiento ha estado siempre vinculado a la compra de un vehículo nuevo (con la excepción del Plan PIVE I, que permitía la compra de un vehículo con hasta un año de antigüedad). No obstante, a la luz de los resultados presentados, se plantea la conveniencia de desvincular ambos incentivos. En muchos casos, incluso cuando se adquiere un vehículo nuevo y se

posee un vehículo viejo, el incentivo al achatarramiento no es atractivo. Por ejemplo, en el MOVES III, la compra de un vehículo *PHEV* daba derecho a solicitar una ayuda de 2.500 euros y otros 2.500 adicionales si se achatarraba un vehículo de más de siete años. Sin embargo, dado el dinamismo del mercado de segunda mano y la elevada preferencia por el vehículo privado (casi un 80 por 100 de los hogares tienen un coche), el valor de mercado de un vehículo usado de más de siete años supera los 2.500 euros. Además, la ayuda se percibe con retraso (puede llegar a los dieciocho meses), requiere numerosos trámites administrativos y tributa en renta. Con todo, en términos netos, el incentivo no potencia el achatarramiento.

En este contexto, tendría sentido implementar una ayuda adicional totalmente desvinculada con la compra de un vehículo nuevo, sin perjuicio de mantener los incentivos existentes. Un hogar que mantiene un vehículo de veinte años probablemente se enfrenta a restricciones presupuestarias significativas que dificultan la adquisición de un vehículo nuevo y, con más razón, de un *BEV* o un *PHEV* (más caros en igualdad de prestaciones). Sin embargo, sí podría estar en condiciones de sustituir su vehículo por otro de menor antigüedad (con un ayuda al achatarramiento de su viejo vehículo de veinte años) en el mercado de segunda mano, por ejemplo, por otro de diez años. En este escenario, el propietario del vehículo de diez años se puede plantear comprar un vehículo nuevo *BEV* o *PHEV* y recibir solo la ayuda por la compra, ya que no achatarra su vehículo, sino que lo vende en el mercado de segunda mano. No es lo óptimo, pero en términos de emisiones se alcanza mejor el objetivo con este encadenamiento de decisiones que mantener el *status quo* de dos hogares uno con un vehículo de diez años y otro de veinte años. El achatarramiento de vehículos de veinte años generaría una reducción de emisiones muy significativa. Es preciso que los incentivos lleguen a los hogares que poseen los vehículos más viejos y sin posibilidades de comprar un vehículo nuevo.

Los resultados muestran que, incluso en los percentiles de renta más bajos, los hogares prefieren tener un coche. Por tanto, el diseño de los incentivos debería incorporar de forma más explícita criterios

de progresividad, vinculando las ayudas tanto al nivel de renta como al precio del vehículo adquirido. En el plan MOVES III el precio máximo del vehículo elegible es de 45.000 euros. A pesar de que la ayuda recibida tributa en el IRPF, el umbral del precio plantea interrogantes desde el punto de vista distributivo. La posibilidad de adquirir un vehículo con un precio cercano al límite establecido (por ejemplo, 44.995 euros) refleja una capacidad económica considerable. Por otra parte, los hogares con más restricciones presupuestarias, en el caso de que opten por comprar un vehículo nuevo, se centrarán en segmentos de menor precio. Por tanto, se podría plantear una mayor progresividad en el diseño de las ayudas mediante una relación negativa entre el precio del vehículo subvencionado y la ayuda recibida.

Otro instrumento de política utilizado para incentivar la compra de vehículos menos contaminantes es el impuesto especial de matriculación, estructurado en cuatro tramos impositivos en función de las emisiones de CO_2 . En la actualidad, para emisiones inferiores a 120g/km el tipo es cero en todas las comunidades autónomas; entre 121 y 159 g/km es 4,75 por 100, entre 160 y 199 g/km asciende al 9,75 por 100; y para 200 g/km o más se sitúa en el 14,75 por 100. Las comunidades autónomas tienen capacidad para elevar los tipos positivos y algunas gravan a tipos ligeramente superiores a estos. En cualquier caso, a la vista de las emisiones que registran los vehículos matriculados en España (el cuadro n.º 4 y gráfico B.2) parece oportuno reconsiderar los umbrales de estos tramos. Cuando se definieron por primera vez estos tramos en 2008 y posteriormente con la transición del sistema de homologación de NEDC al WLTP existía una penalización clara a los vehículos más contaminantes. Sin embargo, en la actualidad, la reducción que ya se ha conseguido con la evolución tecnológica explica que una parte creciente de modelos se sitúe en el epígrafe 2 e, incluso en el epígrafe 1 (tipo cero). Si el objetivo es reforzar la descarbonización de la economía, el sistema fiscal tiene capacidad para hacerlo mediante la revisión de los umbrales que definen cada uno de los epígrafes. Con ello, el impuesto especial de matriculación volvería a desempeñar un papel efectivo como instrumento de política medioambiental.

VI. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha realizado un estudio exhaustivo de las emisiones procedentes de los coches que se mantienen en circulación a través de tres elementos: la preferencia por el vehículo privado, la penetración de vehículos de “Etiqueta 0” en las matriculaciones y la traslación final de estas dos fuerzas en la dinámica del parque automovilístico. Para ello, se han examinado tres bases de datos procedentes de microdatos de hogares y de la DGT que dan una panorámica extensa y detallada de la situación más actual.

Los resultados fundamentales se pueden resumir en los siguientes puntos: i) los hogares quieren tener coche propio (cuatro de cada cinco de media a nivel nacional); ii) incluso los hogares con rentas muy bajas poseen coche; y iii) puede existir cierta conciencia hacia aspectos medioambientales, pero solo se revela importante para dejar de tener coche cuando la población vive en zonas urbanas (donde se identifica una mayor disparidad en la tenencia de coche), ya que en las zonas rurales es necesario tener coche. En consecuencia, se debe tener una perspectiva más amplia y admitir que el uso del vehículo privado puede y debe ser compatible con una reducción de las emisiones.

Los resultados obtenidos exponen dos consecuencias fundamentales en términos de emisiones. Por una parte, las ventas de coches menos contaminantes crecen a un ritmo muy lento y, aunque en 2025 ha mejorado, los coches eléctricos puros (BEV) representan menos del 9 por 100 de las matriculaciones, muy por debajo de lo que ocurre en otros países europeos de nuestro entorno como Francia, Portugal o Alemania (que superan el 20 por 100). Llegar a la descarbonización planteada por la Unión Europea en 2035 requiere (con los nuevos criterios fijados en diciembre de 2025) el 90 por 100 de las matriculaciones. Por otra parte, el hecho de que la necesidad de un vehículo privado sea tan alta independientemente de la renta, presiona a que el parque sea muy antiguo. El examen de los niveles de emisiones de cada uno de los coches que siguen en circulación revela que todavía existe un volumen relevante de vehículos con más de veinte años de antigüedad,

no en vano la antigüedad media ya supera los catorce años. Esto supone un lastre muy fuerte para las emisiones puesto que estos vehículos emiten más del doble de lo que emite, por ejemplo, un coche híbrido nuevo. Es cierto que, de media, el kilometraje que realizan estos vehículos es menor, pero se debe dirigir los esfuerzos a reducir esa bolsa de vehículos.

Entender los patrones de decisión de los hogares ofrece guías de actuación para el diseño de políticas medioambientales e identificar, *a priori*, la eficacia de estas medidas en la carrera de fondo que supone la consecución de los ambiciosos objetivos de descarbonización fijados en la estrategia europea.

Uno de los problemas que se debe abordar es cómo hacer atractivo para un hogar –que está en los percentiles bajos de renta y posee un vehículo de gasolina o diésel con más de veinte años que funciona perfectamente– que se plantee achatarrrarlo. Evidentemente, es un reto que va más allá de la conciencia medioambiental de las familias. Por ello, las políticas medioambientales en este segmento deben combinar los objetivos de descarbonización con la transición justa. Es preciso poder conseguir que la restricción de renta de los hogares no justifique tener coches muy viejos en circulación, más allá de dejar todo el peso en prohibir la circulación de estos vehículos u otras medidas regulatorias.

En este artículo se han planteado algunas propuestas. Se debe pensar en introducir nuevos elementos que permitan focalizar mejor las ayudas ya existentes, como incentivar el achatarramiento desvinculando la ayuda de la compra de un vehículo nuevo. A corto plazo, desvincular las ayudas al achatarramiento de la compra de vehículos nuevos no ayuda a la industria fabricante europea. Pero sobre este punto habría que tener en cuenta también que se podría corregir si se agrega un objetivo de “reindustrialización” al de “descarbonización”, ya que las ayudas han estimulado las ventas de vehículos nuevos eléctricos no fabricados en Europa. Parece que la nueva dirección de los incentivos futuros va en esta línea. Francia ya ha introducido ayudas que aumentan si el vehículo nuevo se ha ensamblado en Europa.

NOTAS

- (*) Agradezco los comentarios y sugerencias del evaluador que han contribuido a la mejora del trabajo. Las opiniones y puntos de vista expresados en este trabajo son responsabilidad exclusiva de la autora y no reflejan necesariamente los de las instituciones a las que está vinculada.
- (1) Las emisiones de CO₂ equivalentes son la suma de todos los gases de efecto invernadero emitidos, expresados como si fueran únicamente dióxido de carbono, para poder medir y comparar su impacto total sobre el cambio climático.
- (2) En **Monzón y Sobrino (2020)**, se explica el fuerte acoplamiento de la demanda de transporte por carretera con la actividad económica.
- (3) Véase el artículo de **Gordo y Moral (2026)** incluido en este monográfico.
- (4) Por simplicidad en el texto se habla de hogar con coche, aunque puede tener uno o más coches.
- (5) Esta tendencia creciente también se evidencia en el *Boletín Económico del Banco de España (2022)* a partir de la *Encuesta financiera de las familias (EFF)*.
- (6) En las zonas densamente pobladas la mitad de la población está por debajo del percentil de renta 57, pero en las zonas rurales la mitad de población está por debajo del percentil de renta 41.
- (7) Sobre los criterios de homologación véase el Anexo C.
- (8) **Jiménez et al., (2016)** analizan el Plan 2000E de 2009-2010 y concluyen que las empresas capturaron parte del subsidio vía precios. **Laborda y Moral (2019)** estudian los Planes PIVE encontrando efectos positivos en el achatarramiento que contribuyen a reducir la antigüedad del parque.

BIBLIOGRAFÍA

- Albalate, D. y Gragera A. (2020)**. The impact of curbside parking regulations on car ownership. *Regional Science and Urban Economics* 81, 103518.
- Banco de España. (2022)**. Survey of Household Finances (EFF) 2020: methods, results and changes since 2017. *Analytical Articles*, 3/2022.
- Clark, B., Chatterjee K. y Melia S. (2016)**. Changes in level of household car ownership: the role of life events and spatial context. *Transportation*, 43, 565 – 599.
- Comisión Europea. (2025)**. Passenger cars per inhabitant stable in 2023. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/products-eurostat-news/w/ddn-20250521-1>
- Delgado-Lindeman, R., Cordera, J., Moura, J. L. y Rodríguez, A. (2025)**. Characteristics and effects of low emission zones in Europe: A systematic literature review. *European Transport Research Review*, 17(54), 101186.
- Dirección General de Tráfico. (2025)**. *Estimación de la distancia recorrida anualmente por el parque móvil para el año 2024*. Expediente n.º3 DGT6AP00018.
- Dornoff, J., Tietge U. y Mock P. (2020)**. *On the way to real-world co₂ values: The European passenger car market in its first year after introducing the WLTP*. International Council on Clean Transportation.
- European Environment Agency. (2016)**. *Explaining Road Transport Emissions – A non-technical guide*.
- Gordo, E. y Moral M. J. (2026)**. De líder en motores a rezagado en baterías: el desafío español, *Papeles de Economía Española*, 187.
- Gragera, A. y Matas A. (2026)**. Políticas de movilidad urbana y descarbonización: ¿Son eficaces todas las medidas?, *Papeles de Economía Española*, 187.
- Jiménez, J. L., Perdiguero J. y García C. (2016)**. Evaluation of subsidies programs to sell green cars: Impact on prices, quantities and efficiency. *Transport Policy*, 47, 105–118.
- Laborda, J. y Moral M. J. (2017)**. *Libro Blanco de la Posventa del Automóvil en España*. After Marked Club. ISBN:978-84-9701-330-7.
- Laborda, J. y Moral M. J. (2019)**. Scrappage by age: Cash for Clunkers matters!. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 124, 488–504.
- Matas, A. y Raymond J. L. (2008)**. Changes in the structure of car ownership in Spain. *Transportation Research Part A*, 42, 187-202.
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2025)**. *Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, Ed. 2023- Inventario Nacional (marzo 2025)*. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/>

sistema-espanol-de-inventario-sei-/inventario-gases-efecto-invernadero.html

Miravete, E., Moral M.J. y Thurk J. (2018). Fuel Taxation, Emissions Policy, and Competitive Advantage in the Diffusion of European Diesel Automobiles. *RAND Journal of Economics*, 49, 504-540.

Monzón, A. y Sobrino N. (2020). Medidas urgentes para reducir las emisiones en el sector transporte. *Papeles de Economía Española* 163, 37-53.

Moral, M. J. (2022). Posesión del carnet de conducir: Falacias y realidades. *Papeles de Economía Española* 171, 50-66.

Narayanan, S., Álvarez-Ossorio S. y Antoniou C. (2024). Household car-ownership in a world of constant change: The continued influence of traditional variables and the rising influence of emerging mobility scenarios. *Transportation*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1007/s11116-024-10544-y>

Nolan, A. (2010). A dynamic analysis of household car ownership. *Transportation research part A: Policy and Practice*, 44 (6), 446-455.

Rosales-Tristancho, A., Brey R., Carazo A.F. y Brey, J. J. (2022). Analysis of the barriers to the adoption of zero-emission vehicles in Spain. *Transportation Research Part A: Policy and Practice*, 158, 19-43.

Soza-Parra, J. y Cats, O. (2024). The role of personal motives in determining car ownership and use: a literature review. *Transport Reviews*, 44 (3), 591-611.

S&P Global Mobility. (2025). The EV Revolution: A call to action for Europe's automotive industry. Disponible en: <https://www.spglobal.com/>

Toy, S., Whitmarsh L. y Sun Y. (2025). Zero-car households – constraint or lifestyle choice? A systematic literature review of the factors affecting non-car ownership. *Transport Reviews*, 45(3), 390-412.

ANEXO

A. DATOS Y MODELO EMPÍRICO DE LA TASA DE POSESIÓN DE VEHÍCULO PRIVADO

A.1: Microdatos de la Encuesta de condiciones de vida

La ECV la realiza el Instituto Nacional de Estadística (INE) y cada observación representa a un hogar que aplicándole el factor de elevación asignado genera una muestra de hogares representativa a nivel nacional y por comunidades autónomas. En el estudio no se incluye Ceuta ni Melilla. Solo se consideran hogares cuyo sustentador principal tiene más de 18 años y menos de 80. En total se cuenta con información de una media de 18,34 millones de hogares por año.

Definición de algunas variables

La *Renta neta equivalente en el hogar* mide la renta disponible de cada hogar en términos per cápita tomando como referencia la unidad de consumo de la escala modificada de la OCDE que se calcula como: $(1 + 0,5 * (N^{\circ} \text{ mayores } 13 \text{ años} - 1) + 0,3 * (\text{Total miembros del hogar} - N^{\circ} \text{ mayores } 13 \text{ años}))$.

Las tres categorías de zonas de residencia se definen como:

Zona densamente poblada. Conjunto contiguo de unidades locales, cada una de las cuales con una densidad de más de 500 habitantes por Km_2 y con una población total de, al menos, 50.000 habitantes.

Zona semiurbana o intermedia. Conjunto contiguo de unidades locales, no pertenecientes a una zona densamente poblada, donde cada una tiene una densidad superior a los 100 habitantes por Km_2 y la población total es, al menos, de 50.000 habitantes o es adyacente a una zona densamente poblada.

Zona escasamente poblada. Conjunto contiguo de unidades locales, no formando ni una zona densamente poblada ni una zona intermedia.

A.2: Modelo empírico

La decisión de poseer al menos un automóvil se modeliza como una elección discreta binaria a nivel de hogar donde la variable $Coche_{it}$ es una variable dicotómica que toma valor uno si el hogar (i) dispone de, al menos, un coche en el año (t), y cero en caso contrario. Se supone que esta decisión responde a una variable latente ($Coche_{it}^*$), que recoge la utilidad que le reporta al hogar la tenencia del automóvil:

$$Coche_{it}^* = \alpha + \sum_q \beta_q Y_{qt} + \sum_r \delta_r Ddensi_r + \sum_a \gamma_a Dedad_{at} + \sum_h \theta_h Dtiphog_h + \sum_h \theta_h DLaboral_h + Género_t + Año_t + CCAA_t + \varepsilon_{it}$$

donde ε_{it} sigue una distribución logística estándar. El hogar posee un automóvil si $Coche_{it}^* > 0$. Luego la probabilidad de poseer un coche se explica por:

$$P(Coche_{it} = 1) = \Delta \left(\alpha + \sum_q \beta_q Y_{qt} + \sum_r \delta_r Ddensi_r + \sum_a \gamma_a Dedad_{at} + \sum_h \theta_h Dtiphog_h + \sum_h \theta_h DLaboral_h + Género_t + Año_t + CCAA_t \right)$$

donde $\Delta(\cdot)$ es la función logística acumulada. Las regresiones, por tanto, se estiman utilizando un modelo *Logit*.

Las variables explicativas que se incluyen son los quintiles de la renta disponible neta (Y_q), cinco intervalos de edad ($Dedad_{at}$) en función de la edad del sustentador principal: (de 18 a 29 años, 30-39, 40-54, 55-64 y 65 ó más años; la zona de residencia ($Ddensi_r$: densidad alta, media y baja); el tipo de hogar ($Dtiphog_h$: 1 adulto sin hijos, 2 adultos sin hijos, un hogar con hijos); el sexo y el año (controla por cambios macroeconómicos, regulatorios o tecnológicos comunes a todos los hogares); y la comunidad autónoma.

Todos los efectos marginales que se incluyen en el cuadro n.º 2 son significativos y se refieren al cambio absoluto en la probabilidad de poseer un coche en puntos porcentuales (de x por 100 a $(x + d)$ por 100) debido a un cambio en cada una de las variables explicativas. Es decir, el efecto marginal es igual a d por 100.

ANEXO (continuación)

B. MICRODATOS DE MATRICULACIONES DE LA DGT

Los microdatos de la DGT ofrecen información sobre cada matriculación tramitada en España. Es importante señalar que, en los últimos años, debido a la fuerza del mercado de ocasión, está aumentando el número de vehículos matriculados con un trámite ordinario (no incluye las matriculaciones temporales, especiales o diplomáticas) y, sin embargo, el registro identifica que se trata de vehículos usados. Se trata de coches usados que se importan y se rematriculan de nuevo en España. En el período analizado en el apartado 2, entre 2021 y 2025, la frecuencia anual de estas matriculaciones está entre un 10-15 por 100 del total de matriculaciones ordinarias.

Sobre los ficheros mensuales de microdatos disponibles en la web de la DGT se realiza un proceso de filtrado y limpieza que selecciona los siguientes registros:

- Turismos y todoterreno.
- Matrículas ordinarias (y también diplomáticas) que no incluyan subastas.
- Vehículos nuevos.

- Operaciones registradas en todo el territorio nacional español (excepto Ceuta y Melilla).

La muestra seleccionada es inferior a los registros totales de matriculación que indica la DGT en los agregados de matriculaciones, aunque cuenta con más de 515.000 registros de vehículos al año, y la composición es prácticamente idéntica a la que se baraja en las cifras en la web de ANFAC o FACONAUTO. Entre la información disponible en los microdatos se extrae el nivel de emisiones de CO₂ que cada fabricante asigna al coche, así como el tipo de propulsión que utiliza.

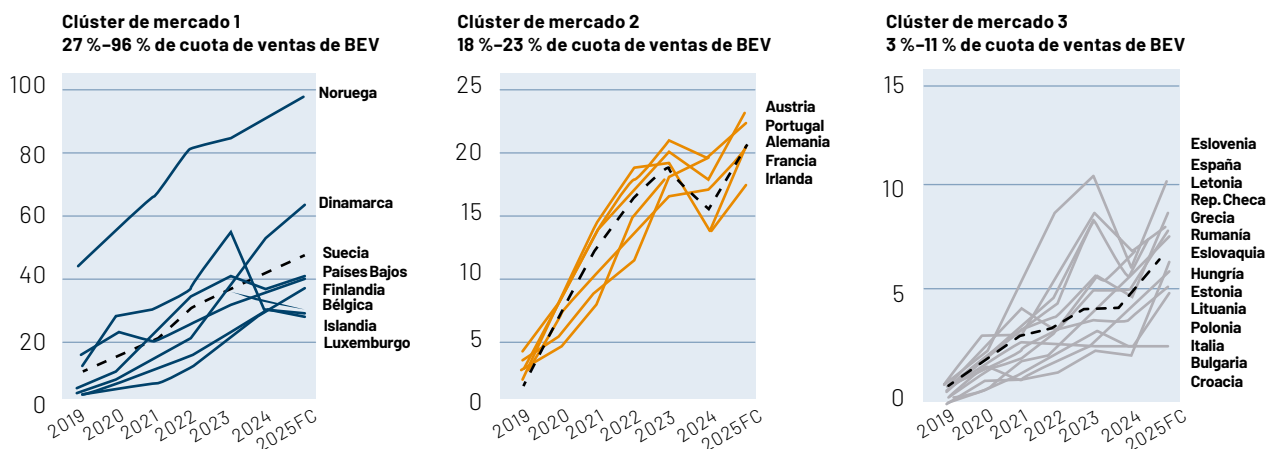
CUADRO n.º B1
POTENCIA Y PESO DE LOS AUTOMÓVILES DE COMBUSTIÓN

AÑO	CILINDRADA (CC)		PESO (KG)	
	GAS	DIE	GAS	DIE
2021	1.199	1.499	1.740	2.000
2022	1.199	1.598	1.735	2.000
2023	1.199	1.950	1.715	2.010
2024	1.199	1.950	1.710	2.085
2025	1.197	1.968	1.695	2.120
Total	1.199	1.950	1.720	2.015

Nota: Se muestra el valor de la mediana.

GRÁFICO B1
CUOTA DE MERCADO DE LOS BEV EN EUROPA

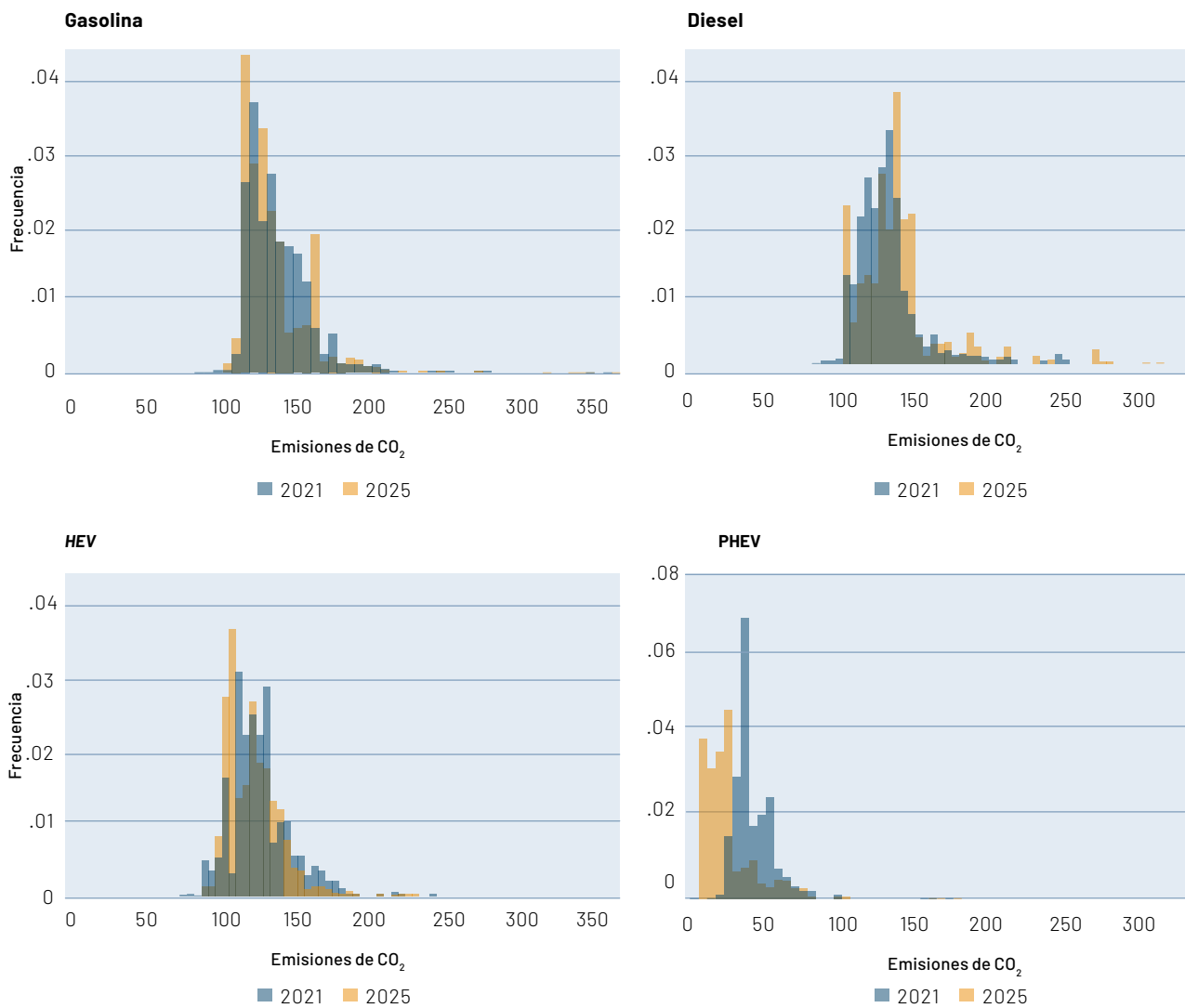
En porcentaje



Fuente: S&P Global Mobility (2025).

ANEXO (continuación)

GRÁFICO B2
DISTRIBUCIÓN DE LAS EMISIONES DE CO₂ DE LOS VEHÍCULOS NUEVOS SEGÚN LA PROPULSIÓN EN 2021 Y 2025



Fuente: Elaboración propia.

ANEXO (continuación)

C. MICRODATOS DEL PARQUE DE TURISMOS DE LA DGT

Los microdatos de parque que ofrece la DGT incluyen las emisiones que homologa el fabricante en el momento de la matriculación en el mercado español. Para este estudio se emplea el parque en diciembre de 2025.

La antigüedad de cada vehículo se calcula como la diferencia entre 2025 y la fecha de la primera matriculación (independientemente que no fuera en España). A diferencia del análisis con las matriculaciones, para el parque se seleccionan únicamente los turismos (M1) debido a la falta de datos de emisiones en los vehículos todoterreno con cierta antigüedad. Por la misma razón, este análisis se concentra en los vehículos turismo de gasolina, diésel, HEV, PHEV y BEV y con emisiones inferiores a los 400 g de CO₂ por km. Estos filtros eliminan menos del 1 por 100 del parque de turismos.

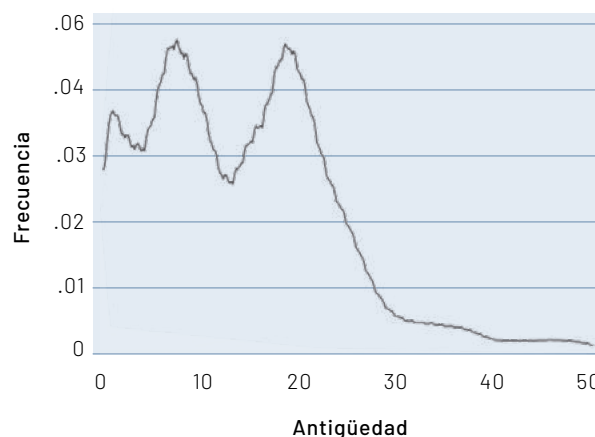
Además, es importante tener en cuenta que en 2021 se produjo un cambio en la aplicación de los protocolos de medición de las emisiones, puesto que, tras la moratoria aplicada en España de 2018, finalmente, el 1 de enero de 2021 en todos los vehículos nuevos matriculados los fabricantes tenían que asignar las emisiones siguiendo el procedimiento WLTP (*World-Harmonized Light-duty Vehicle Test Procedure*), mucho más realista que el método NEDC (*New European Driving Cycle*), que se alejaba de las condiciones reales de conducción y asignaba emisiones más bajas (el caso del *Dieselmoot* de Volkswagen dio a conocer a la población general esta diferencia). A pesar de esta ruptura de la serie, se considera la información de emisiones de la DGT para turismos matriculados con anterioridad a 2018, puesto que se emplea los datos de conversión de las emisiones de vehículos de gasolina, diésel

y HEV de NEDC a WLTP calculados en Dornoff *et al.*, (2020). En la mediana, esta relación es para los vehículos de gasolina de 1,17; para los vehículos diésel de 1,25. Para los híbridos y enchufables se aplica la misma corrección que para los automóviles de gasolina.

Cuando no se dispone del dato emisiones de CO₂ para un turismo, se le asigna la emisión media de los vehículos de su mismo tipo de combustible. A partir de los treinta y cinco años de antigüedad, el problema de falta de información es significativo, por lo que no se consideran turismos con una antigüedad superior a los 35 años (esto solo supone eliminar el 0,1 por 100 del parque de turismos).

Con todo, el proceso de limpieza de la serie de microdatos de la DGT permite analizar las emisiones totales de 24.192.175 turismos con hasta treinta y cinco años de antigüedad.

GRÁFICO C1
DISTRIBUCIÓN DEL PARQUE DE TURISMOS SEGÚN LA ANTIGÜEDAD, 2024



Fuente: Elaboración propia.

COLABORADORES

ARTO, Iñaki. Es doctor en Economía y máster en Ingeniería Ambiental. Es catedrático de Investigación en el Basque Centre for Climate Change (BC3), donde coordina la línea de Transición Baja en Carbono. Ha trabajado como investigador en la UPV/EHU y en el Joint Research Centre de la Comisión Europea. Su labor se centra en generar conocimiento y herramientas que apoyen la toma de decisiones en políticas climáticas. Ha asesorado a instituciones internacionales y nacionales y contribuido al desarrollo de modelos económicos y bases de datos de referencia.

GORDO MORA, Esther. Licenciada en Ciencias Económicas por la Universidad Complutense de Madrid. Empezó su carrera profesional en 1990 como economista de la Dirección General de Economía y Estadística del Banco de España, analizando la situación de la economía española. Posteriormente fue nombrada Jefa de División del Área del Euro en esta institución. En marzo de 2020 se integró en el equipo de la AIReF como directora de la División de Análisis Económico, puesto que ocupa en la actualidad. A lo largo de estos años se ha especializado en el análisis de la situación económica de España y del área del euro y ha representado al Banco de España y a la AIReF en diversos grupos de trabajo del Banco Central Europeo, la OCDE y la Comisión Europea. Ha publicado artículos sobre las finanzas públicas, el marco de gobernanza fiscal europeo y la globalización de las relaciones comerciales. Desde el 21 de marzo de 2023 es vicepresidenta de la Red Europea de Instituciones Fiscales Independientes (IFIs).

GRAGERA, Albert. Ingeniero civil y doctor en Economía por la Universidad de Barcelona. Es profesor agregado en la Universidad Autónoma de Barcelona. Es miembro del Grupo de Investigación en Economía Aplicada e investigador del Instituto de Economía de Barcelona. Sus áreas de investigación se centran en la economía del transporte y la economía urbana.

LINARES LLAMAS, Pedro. Es profesor propio de Organización Industrial de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería ICAI, director de la Cátedra BP de Energía y Sostenibilidad, y cofundador y director de Economics for Energy. También es investigador del Instituto de Investigación Tecnológica (IIT) e investigador asociado en MIT-CEEPR. Actualmente sirve como director de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad Pontificia Comillas. Sus líneas de investigación se centran en la relación entre energía, economía y medio ambiente, y más específicamente, en políticas energéticas sostenibles, instrumentos económicos de política medioambiental y de promoción de energías renovables y eficiencia energética, y métodos de decisión multicriterio aplicados a la gestión de los recursos. Ha publicado diversos artículos sobre estos temas en las publicaciones académicas más prestigiosas de su área. También ha participado en numerosos proyectos de investigación y consultoría para empresas públicas y privadas en España, Europa y América Latina.

LLOBET, Gerard. Es profesor titular del Centro de Estudios Monetarios y Financieros (CEMFI). Obtuvo su doctorado por la Universidad de Rochester en 2000. Su investigación se centra en áreas relacionadas con la economía industrial y en los últimos años ha estudiado el mercado eléctrico, los efectos de la energía renovable y los retos a su desarrollo. Sus artículos han sido publicados en revista de alto impacto como *Journal of Political Economy*, *RAND Journal of Economics*, *Economic Journal* o la *Review of Economic Studies*. Es actualmente vocal de la Autoritat Catalana de la Competència.

LORENTE DE LAS CASAS, Andrés. Es profesor titular del Área de Fundamentos del Análisis Económico en la Universidad de La Laguna, miembro del Centro de Estudios de Desigualdad Social y Gobernanza (CEDESOG) y del Instituto Universitario de la Empresa (IUDE). Su investigación se centra en el impacto de las energías

renovables en las emisiones en la generación eléctrica y en la importancia de las actividades sectoriales en la descarbonización de la economía. Estas investigaciones se han publicado en revistas internacionales de referencia en energía. Las labores investigadoras, docentes y de gestión universitaria las ha realizado en la Universidad de La Laguna.

MARRERO DÍAZ, Gustavo A. Es catedrático del Área de Fundamentos del Análisis Económico en la Universidad de La Laguna, miembro del Centro de Estudios de Desigualdad Social y Gobernanza y de la red EQUALITAS y la Red Española de Macroeconomía. Su investigación se desarrolla en la intersección entre crecimiento económico, desigualdad, y economía de la energía y medioambiental. Cuenta con cuatro sexenios de investigación y uno adicional de transferencia. Sus investigaciones se han publicado en revistas internacionales de referencia en economía del desarrollo, macroeconomía, desigualdad y energía. Ha liderado más una decena de proyectos competitivos de investigación nacionales e internacionales (plan nacional, H2020 y Horizon Europe). Ha trabajado en Universidad Complutense de Madrid y en la Autónoma de Barcelona, y ha sido investigador visitante en el Banco Mundial, FEDEA, University College of London, Arizona State y Boston University.

MÁS, Pilar. Es economista principal en BBVA Research, donde desarrolla análisis e investigación en Cambio Climático y Sostenibilidad, en línea con la estrategia del Grupo BBVA. Cuenta con amplia trayectoria en los sectores público y privado, habiendo ocupado puestos directivos en el Ministerio de Economía, entre ellos el de directora general de Análisis Macroeconómico y Economía Internacional, y liderado la representación española ante la Unión Europea, la OCDE y los principales bancos multilaterales. Es licenciada en Matemáticas y en Economía, máster en Dirección Pública, PDD por IESE y miembro del Cuerpo Superior de Estadísticos del Estado.

MATAS, Anna. Doctora en Economía por la Universidad Autónoma de Barcelona, donde es catedrática de economía aplicada. Es miembro del Grupo de Investigación en Economía Aplicada y investigadora del Instituto de Economía de Barcelona. Sus áreas de investigación se centran en la economía del transporte, infraestructuras y regulación.

MORAL, María José. Profesora titular de Economía Aplicada en la UNED y doctora por la Universidad Complutense de Madrid. En 2001-2002 realizó una estancia en el Departamento de Economía de la Universidad de Harvard y en el curso 2024-2025 en el CEMFI. Sus áreas de interés abarcan la Organización Industrial, en especial política de la competencia, la regulación y el medioambiente. Su investigación se ha publicado en *Rand Journal of Economics*, *International Journal of Industrial Organization*, *Transportation Research Part A: Policy and Practice* o *Papers in Regional Science*. De 2008-2016 fue editora de la Papeles de Economía Española; desde 2017 es coordinadora del Observatorio Funcas de la Empresa y la Industria (OFEI).

RODRÍGUEZ LÓPEZ, Jesús. Es profesor titular del Área de Fundamentos del Análisis Económico de la Universidad Pablo de Olavide de Sevilla, donde trabaja desde 1997, fecha de la creación de esta Universidad. Su campo de investigación se centra en la Macroeconomía Dinámica, trabajando temas muy diversos: fluctuaciones y dinámica empresarial, política fiscal e informalidad, regímenes cambiarios, consumo energético y emisiones de CO₂, accidentes de tráfico y economía del comportamiento. Recientemente, ha publicado trabajos en revistas como *Journal of Productivity Analysis*, *Macroeconomic Dynamics*, *The Journal of Economic Behavior and Organization*, *Energy Economics* y *SERIES*. Actualmente, tiene reconocidos tres sexenios de investigación y cinco quinquenios de docencia. Ha sido investigador visitante en el Instituto Universitario Europeo (2004), la Universidad de Minnesota (2009, 2010 y 2011), el Macalester College de Saint Paul, Minnesota (2018), y la Pennsylvania University (2025).

ROMÁN, María Victoria. Es doctora en Economía por la Universidad del País Vasco y Licenciada en Administración y Dirección de Empresas por la Universidad Politécnica de Valencia. Además, obtuvo un máster en Análisis Económico Aplicado por la Universidad de Alcalá. Actualmente se desempeña como investigadora posdoctoral en el Centro Vasco de Cambio Climático (BC3). Las principales líneas de investigación en las que trabaja María Victoria son el análisis input-output, la modelización económica y las políticas de reducción de emisiones. Le interesan especialmente los enfoques económicos heterodoxos como la economía ecológica o el poscrecimiento.

USUBIAGA-LIAÑO, Arkaitz. Es doctor en Sostenibilidad Ambiental por University College London (Reino Unido) y licenciado en Ciencias Ambientales y en Química por la Universidad del País Vasco. Actualmente es Ikerbasque Research Fellow en el Basque Centre for Climate Change (BC3). Su trabajo se centra en el cálculo de huella de carbono a través del análisis input-output y en el cálculo de indicadores compuestos de sostenibilidad ambiental.

VARGAS, Lucien Antonio. Se incorporó a BBVA Research en julio de 2025 como Analista Junior de Investigación en el equipo de Economía del Cambio Climático. Es graduado en Economía por la Universidad Carlos III de Madrid y cuenta con un máster en Análisis Económico, con especialización en Economía de la Energía y Cambio Climático, por la Barcelona School of Economics. Sus principales intereses se centran en los impactos macroeconómicos de la transición energética y en los riesgos físicos derivados del cambio climático.

PUBLICACIONES DE FUNCAS

Últimos números publicados:

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

N.º 185. Desafíos y oportunidades del sector turístico español

N.º 186. Nuevos desafíos del sector bancario

PANORAMA SOCIAL

N.º 41. De hijos de inmigrantes a protagonistas sociales: la segunda generación en España

N.º 42. Perspectivas sobre las desigualdades sociales

CUADERNOS DE INFORMACIÓN ECONÓMICA

N.º 310. La debilidad de la inversión productiva

N.º 311. Vivienda: expectativas, precios y políticas

SEFO, SPANISH AND INTERNATIONAL ECONOMIC & FINANCIAL OUTLOOK

Vol. 15. N.º 1 Investment and productivity in an era of change and uncertainty

Vol. 15. N.º 2 Housing pressures and structural challenges facing the Spanish economy

PAPELES DE ENERGÍA

N.º 30. Artículos seleccionados del XX Congreso Anual de la Asociación Española para la Economía Energética

N.º 31. Inversiones sostenibles en tiempos revueltos

FUNCAS INTELLIGENCE

Enero 2026. De la estabilidad financiera a la interdependencia tecnológica: el papel creciente de la geopolítica en la economía, los mercados y las instituciones

ESTUDIOS DE LA FUNDACIÓN

N.º 111 La inmigración en España: retos, impacto y políticas. Raquel Carrasco y Raymond Torres (coordinadores)

LIBROS

Ingeniería de la inteligencia artificial responsable. Amparo Alonso Betanzos, Daniel Peña, Pilar Poncela y Carles Sierra (editores)

PRECIO DE LAS PUBLICACIONES

Publicación	Suscripción		
	Suscripción anual	Edición papel (euros)	Gastos de envío (euros)
Papeles de Economía Española	4 números	55	España 8
			Europa 40
			Resto mundo 80
Cuadernos de Información Económica	6 números	45	España 12
			Europa 60
			Resto mundo 120
Panorama Social	2 números	25	España 4
			Europa 20
			Resto mundo 40
Spanish Economic and Financial Outlook	6 números	35	España 12
			Europa 60
			Resto mundo 120
Papeles de Energía	4 números	25	España 8
			Europa 40
			Resto mundo 80
Publicaciones no periódicas (Libros, Estudios...) disponibles solamente en formato digital gratuito.			

Los precios incluyen el IVA.

Forma de pago: domiciliación bancaria, transferencia bancaria. Descuento editorial: 10 % a bibliotecas, librerías y agencias.

Todas nuestras publicaciones se pueden descargar, de forma gratuita, en www.funcas.es

<http://www.funcas.es/Publicaciones>

publica@funcas.es

funcas

PAPELES DE ECONOMÍA ESPAÑOLA

Últimos números publicados

- nº 165** Ciclos económicos
- nº 166** El capital humano en la economía digital
- nº 167** La empresa española entre la eficiencia y la desigualdad: organización, estrategias y mercados
- nº 168** La calidad de las instituciones y la economía española
- nº 169** La innovación, un desafío inaplazable
- nº 170** Las finanzas tras la pandemia
- nº 171** Infraestructuras terrestres, transporte y movilidad de personas
- nº 172** Evaluación de políticas públicas
- nº 173** La economía española durante la pandemia
- nº 174** El futuro de la energía
- nº 175** La reforma de las reglas fiscales
- nº 176** La economía española ante el reto demográfico
- nº 177** La Europa del futuro
- nº 178** El regreso de los tipos de interés y sus efectos
- nº 179** Retos económicos en alimentación: la sostenibilidad, los precios y la innovación
- nº 180** Desafíos y oportunidades para el futuro de la educación superior
- nº 181** Inversión extranjera y multinacionales en España
- nº 182** Retos pendientes del sector público español
- nº 183** Función empresarial y desarrollo regional: hacia una estrategia de cualificación del tejido empresarial
- nº 184** La inteligencia artificial en el sistema educativo
- nº 185** Desafíos y oportunidades del sector turístico español
- nº 186** Nuevos desafíos del sector bancario



9 778402 109102