

See discussions, stats, and author profiles for this publication at: <https://www.researchgate.net/publication/344774813>

# Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema agroalimentario y huella de carbono de la alimentación en España

Technical Report · October 2020

CITATIONS

4

READS

2,010

6 authors, including:



**Eduardo Aguilera**

Universidad Politécnica de Madrid

108 PUBLICATIONS 2,466 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



**Pablo Piñero**

Universidad Politécnica de Madrid

19 PUBLICATIONS 83 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



**Juan Infante-Amate**

University of Granada

121 PUBLICATIONS 1,856 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)



**Manuel González de Molina**

Universidad Pablo de Olavide

208 PUBLICATIONS 3,535 CITATIONS

[SEE PROFILE](#)

Some of the authors of this publication are also working on these related projects:



Sustainable Farm Systems: Long-Term Socio-Ecological Metabolism of Western Agriculture [View project](#)



The Building of the Francoist Regime in Andalusia [View project](#)



REAL ACADEMIA DE INGENIERÍA

# EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO EN EL SISTEMA AGROALIMENTARIO Y HUELLA DE CARBONO DE LA ALIMENTACIÓN EN ESPAÑA

**Eduardo Aguilera**

**Pablo Piñero**

**Juan Infante Amate**

**Manuel González de Molina**

**Luis Lassaletta**

**Alberto Sanz Cobeña**

**Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema agroalimentario y huella de carbono de la alimentación en España**

*Eduardo Aguilera y Alberto Sanz Cobeña (coordinadores del proyecto)*

Real Academia de Ingeniería

ISBN: 978-84-95662-77-4

Formato: 210 × 270 mm

Páginas: 110

Diseño y maquetación: Libroacadémico, S.L.

[info@libroacademico.com](mailto:info@libroacademico.com)

[www.libroacademico.com](http://www.libroacademico.com)

*Foto portada: Cultivo de trigo en el Centro Nacional de Tecnología de Regadíos (CENTER), San Fernando de Henares (Madrid). Autor: Eduardo Aguilera.*

**CITAR COMO:**

Aguilera, E., Piñero, P., Infante Amate, J., González de Molina, M., Lassaletta, L., Sanz Cobeña, A. (2020). *Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema agroalimentario y huella de carbono de la alimentación en España*. Real Academia de Ingeniería. ISBN: 978-84-95662-77-4.

**DESCARGO DE RESPONSABILIDAD:**

*Este informe ha sido realizado por un equipo de expertos y, tras ser sometido a un proceso de evaluación externo, ha sido aprobado por la Junta de Gobierno de la Real Academia de Ingeniería, a propuesta de la Sección de Estudios y Dictámenes. Su contenido es íntegramente responsabilidad de sus autores, no representando necesariamente la opinión de la Academia de Ingeniería. Para su elaboración ha recibido financiación por parte de las empresas Corteva ([www.corteva.es](http://www.corteva.es)), Ebro Foods ([www.ebrofoods.es](http://www.ebrofoods.es)) e Idai Nature ([www.idainature.com](http://www.idainature.com)). Cualquier opinión, conclusión o recomendación expresada en esta publicación no refleja necesariamente sus puntos de vista.*

# EVALUACIÓN EXTERNA

Una primera versión de este Informe fue revisada por los siguientes especialistas, seleccionados por su experiencia y conocimiento del tema. El contenido de esta publicación no refleja necesariamente sus puntos de vista sobre este tema.

**Carlos Cantero-Martínez.** Agrotecnio, Universidad de Lleida, Lleida.

**Iván Martínez.** Oficina Española de Cambio Climático, Madrid.

**Ana Pinto.** Oficina Española de Cambio Climático, Madrid.

**María Navarro.** Oficina Española de Cambio Climático, Madrid.

**David Yáñez-Ruiz.** Estación Experimental del Zaidín-CSIC, Granada.

Los autores y la Real Academia de Ingeniería les agradecen sus valiosos comentarios y sugerencias que han permitido mejorar la redacción final del texto.



# PRESENTACIÓN

**Antonio Colino**

Presidente  
Real Academia de Ingeniería

La Real Academia de Ingeniería (RAI) tiene como fines promover la calidad y la competencia de la Ingeniería española y fomentar el estudio, la investigación, la discusión y la difusión de las técnicas y de sus fundamentos científicos y sociales.

En el desarrollo de sus actividades, en la actualidad, la RAI pretende llevar a cabo dos objetivos fundamentales: por un lado, promover la ingeniería en nuestra sociedad, y por otro, asesorar de forma independiente a instituciones públicas y privadas en materias relacionadas con la Ingeniería y la tecnología. Estos objetivos se persiguen, entre otras vías, a través del desempeño por parte de la Academia de su papel como foro de intercambio de conocimientos, ideas y opiniones, entre la Administración, la Universidad y la Empresa, y no menos importante mediante la promoción o realización de estudios e informes.

De este planteamiento surgió la idea de realizar un proyecto sobre las “Emisiones de gases de efecto invernadero en el sistema agroalimentario y huella de carbono de la alimentación en España”. Elías Fereres ha sido el académico responsable de este trabajo que ha contado con la inestimable colaboración del ingeniero agrónomo, Jaime Gómez Arnau, como impulsor del mismo.

Hoy se ha hecho realidad el informe que presentamos y que ha sido el resultado del esfuerzo de los autores, expertos de diferentes Universidades e instituciones que investigan dentro del sistema agroalimentario español. Como es sabido, nos encontramos en una etapa de retos en el ámbito medioambiental en nuestro planeta. En particular, el “cambio climático” es uno de los desafíos que a todos nos afecta. Todos los sectores económicos, desde la producción al consumo en Europa y en España tienen objetivos concretos de reducción de los gases de efecto invernadero con la vista puesta en la neutralidad climática en 2050. En

este contexto y en el marco de los fines de la Academia, durante los últimos meses se ha ido elaborando el informe con el título citado. El estudio que aquí se presenta, creo que es oportuno ya que aborda un importante sector para la economía española, que, si bien no es de los mayores emisores de GEI, también tendrá que contribuir a las reducciones de las mismas.

Por ello, este estudio pretende aportar, con el alcance y la metodología que se reflejan en el prólogo y que se explican en el propio estudio; análisis y resultados que contribuyan a identificar medidas para la disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI).

Quiero finalizar agradeciendo a todos los autores sus inestimables trabajos para su realización; a las empresas Corteva, Ebro Foods e Idai Nature el apoyo que ha hecho posible la realización del mismo, a sus promotores e impulsores; así como a la sección de Estudios y Dictámenes de la RAI, por haber puesto en marcha un sistema de evaluación externa con especialistas en el tema, a los que también agradezco su colaboración.

Esperamos que todo ello, contribuya a ayudar a tomar decisiones bien informadas, así como a la promoción y difusión de la Ingeniería en nuestra sociedad.

# PRÓLOGO

El sistema agroalimentario español ha experimentado una transformación profunda en las últimas décadas a través de la intensificación de la producción y de una mayor industrialización de los procesos de transformación postcosecha, lo que ha permitido asegurar la disponibilidad de una oferta alimentaria más asequible, variada y de alta calidad, aumentando la productividad y la competitividad internacional. Dicha competitividad queda de manifiesto por el hecho de haber duplicado nuestras exportaciones agroalimentarias en la última década, hasta más de los 50.000 millones de euros. En la situación actual, el agroalimentario es un sector clave de nuestra economía, habiendo contribuido en el pasado reciente con más del 10% al Producto Interior Bruto y más del 14 % al empleo total cuando agrupamos los 5 subsectores del mismo: la industria de insumos, la producción agrícola y ganadera, la industria alimentaria, el transporte y la distribución. No cabe duda de que, en las actuales circunstancias, el sector agroalimentario será la fuerza motriz de la recuperación económica cuando ésta se produzca.

Un aspecto a considerar como consecuencia de la reciente intensificación es el incremento del impacto ambiental por encima del que originaba una agricultura y una cadena alimentaria tradicional como la de la primera mitad del siglo XX, coincidiendo, además, con el problema de nuestro alejamiento de la dieta mediterránea hacia otras dietas menos recomendables desde el punto de vista de la salud. Entre los impactos medioambientales indeseables causados por el sistema agroalimentario, se encuentra la emisión de gases de efecto invernadero (GEI), principales responsables del preocupante calentamiento global actual.

El propósito de reducción de las emisiones de GEI es un objetivo español, europeo y mundial, con metas y fechas concretas que afectan a todos los sectores y al agroalimentario en-

tre ellos (a pesar de su menor peso frente a otros sectores como el energético o el de transporte), y que contribuirá además a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de la ONU, en particular a los de Producción y Consumo Responsables, Acción por el Clima y Vida de Ecosistemas Terrestres. Recientemente el gobierno español ha declarado la Emergencia Climática, confirmando los compromisos españoles de descarbonización y estableciendo, como para otros sectores económicos, un objetivo de sistema agrario neutro en CO<sub>2</sub>-equivalente en el horizonte 2050. Este objetivo es, además, compartido e impulsado por la UE, cuya Comisión propuso en diciembre de 2019 un Pacto Verde Europeo (“Green Deal”), y ha añadido recientemente la idea de una Ley Europea sobre el Clima sobre el eje de la “neutralidad climática” a alcanzar en 2050 en todo el continente, según lo acordado por mayoría en el propio Parlamento Europeo, en coherencia con el Acuerdo de París, aprobado a finales de 2015 y lo acordado por el Consejo Europeo.

La Política Agraria Común, por su parte, incrementará previsiblemente en el futuro el cumplimiento de medidas de protección ambiental como requisito para la obtención de ayudas a explotaciones agropecuarias, incluyendo la reducción de las emisiones entre sus objetivos específicos.

Igualmente, la llamada Iniciativa 4 por 1000, que se focaliza en el aumento de un 4 por 1000 anual del carbono orgánico del suelo, y en la que participa España, constituye otro marco de referencia internacional para la transición hacia una agricultura climáticamente neutral.

El presente trabajo, impulsado por la Real Academia de Ingeniería, y realizado por equipos de investigación del CEIGRAM (Universidad Politécnica de Madrid) y de la Universidad Pablo de Olavide de Sevilla, con el apoyo de las empresas Corteva, Idai Nature y Ebro Foods, tiene como objetivo la cuantificación de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en todo el sistema agroalimentario español, en cada una de sus etapas y en el conjunto del mismo. El trabajo calcula una Huella de Carbono (HC) procedente tanto de emisiones directas como indirectas, estas últimas principalmente biogénicas, reflejando el impacto total del sistema y ayudando a definir propuestas de reducción de las emisiones en los puntos más críticos de la cadena, como elemento clave de la lucha contra el cambio climático.

El estudio abarca la totalidad de la cadena alimentaria, y pretende mejorar los resultados del limitado número de estudios que habían incluido previamente toda la cadena en el cálculo de emisiones de GEI. Además, se incorporan refinamientos de los factores de emisión, adaptados a las condiciones de clima mediterráneo, y se añaden fuentes de emisión no consideradas antes de los sistemas agrarios, completando así las bases sobre las que se construyen los inventarios nacionales oficiales que calculan las emisiones del sector agrario español. Estos inventarios nacionales se estructuran de manera sectorial, analizando la producción agrícola y ganadera, así como el resto de sectores de la economía, de forma aislada. Por tanto, no incluyen dentro de la producción de alimentos la producción de insumos en otros sectores o en terceros países, ni tampoco la transformación, procesado, transporte, distribución y consumo de alimentos, ni la gestión de los residuos generados. Estos procesos son estudiados en diversos capítulos del Inventario (energía, transporte, procesos industriales) pero sin distinguir la parte correspondiente a alimentación. Estas fases, en cambio, sí se

abordan en el presente trabajo como parte del sistema agroalimentario, que se analiza así de manera transversal, incluyendo además los intercambios internacionales. La integración de toda la cadena nos permitirá identificar los puntos de mayores emisiones en cualquier fase del sistema, sea productiva, comercializadora o correspondiente al consumo final, sentando así las bases para el desarrollo de estrategias de mitigación en los puntos de actuación más urgentes. El proyecto, además, incluye estimaciones de la variación del carbono orgánico en el suelo, factor crucial del balance de carbono, como refleja la mencionada iniciativa 4 por 1000.

La metodología básica utilizada en este trabajo es el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), ya utilizado en estudios que analizan la huella de carbono de la alimentación en España. Sin embargo, cabe destacar que, a diferencia de otros trabajos, éste se basa en datos a nivel de finca específicos de España, que se han armonizado con los de las estadísticas nacionales agregadas. Además, se incluye una comparación con otras aproximaciones, tanto con enfoque ACV como con enfoque Input-Output, que permite identificar los aspectos metodológicos responsables de las diferencias entre distintas estimaciones.

El trabajo añade una perspectiva histórica al cálculo de la situación actual, permitiendo modular la evolución parcialmente positiva de las últimas décadas al comparar también con períodos anteriores de agricultura preindustrial, que, a su vez, pueden proporcionar pistas de cara a la mitigación, por ejemplo, en cuanto al menor laboreo, el abonado o la circularidad de la economía agraria.

Los resultados obtenidos, como se esperaba, permiten identificar los puntos calientes de emisión a lo largo de la cadena, y situar la responsabilidad de las acciones de mitigación no solo en la producción y en la comercialización, sino también en la dieta y opciones de consumo de cada consumidor.

El trabajo igualmente sugiere la continuación de la investigación mediante la profundización metodológica de un análisis híbrido entre ACV e IO-MR (Input-Output Multi Regional), y permitirá en su segunda fase comparaciones con sistemas agroalimentarios de otros países. Asimismo, la mayor desagregación de algunos sectores productivos (cultivos o cabañas ganaderas) y sistemas de producción, permitirá una mirada más detallada y, por tanto, la posibilidad de ulteriores recomendaciones de reducción de las emisiones correspondientes. Todo ello ha de contribuir a una mejor cuantificación de las emisiones GEI del sector agroalimentario español y a proponer vías de mitigación, de manera que las emisiones tiendan a reducirse en el tiempo para asegurar los objetivos que como país se han planteado.

Jaime Gómez-Arnau, Ingeniero Agrónomo  
Elías Fereres Castiel, Académico de la RAI

# AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido financiado con el aporte de Corteva, Ebro Foods e Idai-Nature, bajo el auspicio de la Real Academia de Ingeniería. También ha participado en la financiación la Comunidad de Madrid en el marco del Convenio Plurianual con la Universidad Politécnica de Madrid, en la línea de actuación estímulo a la investigación de jóvenes doctores (APOYO -JOVENES-NFW8ZQ-42-XE8B5K). También han contribuido los proyectos *Sustainable Farm Systems: Long-Term Socio-Ecological Metabolism in Western Agriculture*, financiado por el Social Sciences and Humanities Research Council (SSHRC) de Canadá, dentro de su programa Partnership Grant (895-2011-1020); y “¿Sistemas Agrarios Sustentables? Una interpretación histórica de la agricultura en España desde la perspectiva biofísica”, financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad (HAR2015-69620-C2-2-P). El trabajo de Eduardo Aguilera está financiado por un contrato Juan de la Cierva-Formación (BES2016-076336). Luis Lassaletta es Investigador Ramón y Cajal (RYC-2016-20269) y recibe financiación del Programa Propio de la Universidad Politécnica de Madrid. Los autores también quieren agradecer a los miembros del Laboratorio de Historia de los Agroecosistemas de la Universidad Pablo de Olavide el extenso trabajo previo en el que se basan gran parte de los cálculos realizados, así como a la Red Remedia de mitigación de emisiones en el sector agroforestal y a la Red de excelencia Nueva (“Network for Updating Emission Values in Spanish Agriculture”, AGL2017-90924-REDT), de las que son miembros varios de los autores.

# RESUMEN EJECUTIVO

La alimentación es una de las actividades humanas con mayor impacto ambiental, incluyendo la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). Si consideramos el conjunto de las fases del “sistema agroalimentario”, es decir, todas las actividades relacionadas con la producción, procesado, distribución y consumo de alimentos, se estima que éstas son responsables del 27% de las emisiones antropogénicas de GEI a nivel mundial, lo que pone de relieve la relevancia de la alimentación en la mitigación del cambio climático.

El sistema agroalimentario español ha experimentado una transición profunda desde comienzos del siglo XX, cuando una agricultura preindustrial alimentaba a una población mucho más pequeña y rural, con una dieta basada mayoritariamente en productos vegetales, locales y poco procesados. Entre 1900 y 2010, la población se multiplicó por 2,5, mientras que entre 1960 y 2010 el consumo de proteína animal per cápita se multiplicó por 2,6. La producción de alimentos se incrementó en paralelo a estos procesos, satisfaciendo buena parte de la demanda interna e incrementando las exportaciones, pero también lo hizo el consumo de energía y las importaciones, principalmente de materias primas para alimentación animal. Desde 1990 aumentó la regulación ambiental, pero también continuaron otras tendencias como el mayor procesado de los alimentos. Los cambios ocurridos en las distintas fases de la cadena y etapas históricas tienen un impacto sobre las emisiones de GEI que hasta la fecha no había sido estudiado en España, una tarea que tratamos de abordar en este trabajo.

La “huella de carbono” expresa en términos de CO<sub>2</sub> equivalentes la cantidad de GEI emitida y carbono capturado en la elaboración de un producto o servicio. En este trabajo se ha estimado la huella de carbono del sistema agroalimentario y de la alimentación de la pobla-

ción residente en España, contabilizando de manera pormenorizada las emisiones de GEI que se generan no solo en campos de cultivo y granjas, sino también las que ocurren “aguas arriba” de la explotación, por ejemplo, durante la fabricación de los insumos agrícolas como fertilizantes y la producción de electricidad, o la producción de materias primas importadas para la producción de piensos (y deforestación asociada); y “aguas abajo”, como las emisiones indirectas de  $N_2O$ , o las debidas al procesado, distribución, comercialización y cocinado de alimentos, así como de la gestión de residuos alimentarios. Para ello se ha empleado el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), una metodología que, desde hace años, cuenta con un amplio respaldo dentro de la comunidad científica. El ACV desarrollado en el presente trabajo se distingue de estudios anteriores por el grado de detalle alcanzado, ya que incluye estimaciones ajustadas a las condiciones edafo-climáticas de la península ibérica (clima Mediterráneo y condiciones semi-áridas en amplias zonas del país), así como fuentes de GEI hasta ahora no consideradas (cambio de uso de suelo, cuerpos de agua, o cambios en el carbono orgánico en el suelo). Otro aspecto reseñable de la metodología desarrollada es que los datos a nivel de finca han sido re-escalados para que sean consistentes con los datos agregados del Anuario de Estadística Agraria y del Inventario Nacional de emisiones de GEI. El estudio tiene una amplia dimensión histórica, que cubre todo el proceso de industrialización de la agricultura y el sistema agroalimentario español. Se consideran 3 cortes temporales para el análisis de la evolución temporal de las emisiones del sistema agroalimentario en su conjunto: 1960, 1985 y 2010, mientras que en el caso de la producción de cultivos se estudian 4 cortes: 1900, 1960, 1990 y 2016.

Los resultados de este trabajo constatan que:

- i. La huella total de carbono de la alimentación en España, desde la producción de insumos a la gestión de residuos, se ha multiplicado por 3,9 en términos totales y por 2,5 en términos per cápita entre 1960 y 2010, pasando de 1,5 a 3,6 toneladas  $CO_2e$  per cápita al año.
- ii. Durante el periodo de más de un siglo analizado, las emisiones de GEI de la producción vegetal se multiplicaron por 5, pasando de 7 a 34 millones de toneladas anuales de  $CO_2e$ . Actualmente dominan las emisiones de la tracción mecánica, la energía y el  $CH_4$  de los embalses del riego, la producción de fertilizantes y el  $N_2O$  liberado en suelos agrícolas fertilizados. Por otro lado, la industrialización agraria también conllevó un aumento de la productividad, que supuso a una reducción de la huella de carbono por unidad de producto en la mayoría de los cultivos a partir de 1990, aunque generalmente siguen por encima de los niveles preindustriales.
- iii. Las emisiones de la producción ganadera se incrementaron en un orden de magnitud respecto a los niveles de principios del siglo XX, pasando de 8 a 75 millones de toneladas anuales de  $CO_2e$ , y se pasó de un balance dominado por el metano entérico a otro en el que, además de estas emisiones, tienen gran peso el manejo de estiércol (sobre todo purines) y especialmente la producción de piensos, tanto locales como importados, estos últimos asociados a importantes emisiones por deforestación.

- iv. La mayor parte de las emisiones derivadas de la producción de alimentos consumidos por la población española (considerando el turismo neto y descontando las exportaciones) están asociadas a alimentos de origen animal (81% del total), que representan 1,6 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, frente a 0,4 toneladas asociadas a alimentos de origen vegetal. Destacan la carne de cerdo y vacuno, la leche y el pescado.
- v. Las fases de la cadena agroalimentaria posteriores a la producción agropecuaria pasaron del 18% al 43% de las emisiones de GEI asociadas al sistema agroalimentario español entre 1960 y 2010. De estas emisiones destacan la gestión de residuos y el transporte.
- vi. Es necesaria más investigación para caracterizar la amplia diversidad de sistemas productivos existentes en España y su evolución reciente, así como para mejorar las estimaciones en las distintas fases de la cadena productiva. En particular, sería necesario profundizar en la estimación de las emisiones de la ganadería, por su relevancia en la huella final de la alimentación, y la alta incertidumbre asociada a algunos de los componentes de su balance de emisiones, incluyendo el secuestro de carbono en sistemas de pastoreo y las emisiones asociadas a los productos importados.
- vii. Existe un gran potencial de mitigación en el sistema agroalimentario español mediante cambios en el manejo de los agroecosistemas y en el resto de los eslabones de la cadena, incluyendo la reducción en el desperdicio de alimentos y cambios en los hábitos de consumo hacia patrones más sostenibles y saludables. Tienen especial interés los cambios que no solamente supongan una disminución en las emisiones de GEI asociadas a la alimentación, sino que incrementen la capacidad de adaptación del sector agroalimentario a los escenarios de cambio climático y escasez de recursos que se prevén en nuestro país.

Los resultados de este trabajo subrayan la importancia de incorporar en la estimación de la huella de carbono de la alimentación el conocimiento empírico sobre los patrones de emisión en las condiciones ambientales locales. También destacan la necesidad del estudio del sistema agroalimentario en su conjunto, lo que permite detectar “puntos calientes” y evitar que los esfuerzos de mitigación en un componente del sistema deriven en incrementos de emisiones en otros componentes. No obstante, una visión completa del sistema agroalimentario requeriría complementar el presente trabajo, centrado principalmente en la cuantificación de las emisiones de GEI, con análisis adicionales que consideren más aspectos ambientales y también de tipo socio-económico, donde las posibles medidas de mitigación sean también evaluadas desde el prisma del proceso más amplio de cambio global y agotamiento de recursos, así como de las necesidades específicas de la población rural, o la generación de valor y la contribución al funcionamiento de la economía nacional. Por último, se ha puesto de manifiesto la necesidad de intensificar los esfuerzos hacia una mayor armonización metodológica, que permitan el diseño de estrategias de mitigación eficaces y una evaluación más precisa e integrada de las políticas orientadas a descarbonizar el sistema agroalimentario español.

El presente trabajo surge además en un momento especialmente relevante desde el punto de vista de la puesta en marcha de políticas internacionales de calado que buscan genera-

lizar sistemas agroalimentarios más sostenibles y saludables. Es el caso de la Estrategia de la Comisión Europea, recientemente publicada, “Farm to Fork Strategy: for a fair, healthy and environmentally-friendly food system”, en el marco del Pacto Verde Europeo. Finalmente, los resultados y conclusiones del presente informe son coincidentes con las propuestas del IPCC contenidas en su reciente informe “*Climate Change and Land*”, sobre “Cambio Climático y Uso de la Tierra”, publicado en 2019, en el que, entre otras cuestiones, se hace hincapié en la importancia de abordar de una manera integral el sistema agroalimentario a la hora de reducir las emisiones GEI.

# CONTENIDOS

|   |    |
|---|----|
| 1. Introducción .....   | 19 |
| 1.1. Caracterización biofísica del sistema agroalimentario español .....                                      | 21 |
| 1.2. Emisiones de GEI en la agricultura y ganadería mediterráneas .....                                       | 29 |
| 1.3. Objetivos del estudio .....  | 32 |
| 2. Metodología .....  | 33 |
| 3. Resultados .....   | 43 |
| 3.1. Emisiones de GEI en la producción agrícola .....   | 43 |
| 3.1.1. Componentes del balance de emisiones de GEI .....  | 43 |
| 3.1.2. Huella de carbono de los productos agrícolas .....   | 49 |
| 3.1.2. Emisiones totales de la producción vegetal y comparativa por tipo de cultivo .....                     | 55 |
| 3.2. Emisiones de GEI de la producción ganadera y huella de carbono de los<br>productos de la ganadería ..... | 59 |
| 3.3. Emisiones de GEI del sistema agroalimentario .....   | 64 |
| 3.4. La huella de carbono de la alimentación .....  | 67 |
| 3.5. Comparación con otros estudios y metodologías .....  | 73 |
| 3.6. Limitaciones del estudio y líneas futuras de investigación .....   | 78 |
| 4. Conclusiones .....   | 81 |
| Glosario .....  | 83 |
| Referencias .....   | 88 |

## LISTA DE TABLAS

|  |    |
|--|----|
| Tabla 1. Características distintivas de las metodologías ACV (Análisis de Ciclo de Vida) e IO (Input-Output) ..... | 35 |
| Tabla 2. Fuentes primarias para el análisis de inventario .....  | 37 |

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1. Contribución del sistema agroalimentario (SAA) y sus componentes a las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero. Las emisiones asociadas a la producción de piensos están incluidas en la producción de cultivos. Asimismo, las emisiones por cambios de uso del suelo se asocian tanto a la producción animal como a la vegetal. Elaboración propia con datos de Poore y Nemecek <sup>8</sup> .....   | 20 |
| Figura 2. Evolución histórica de los rendimientos de algunos cultivos seleccionados (toneladas de materia fresca por hectárea y año) (a), valores absolutos de superficie (millones de hectáreas) y producción (toneladas de materia seca al año) (b), distribución de la superficie cultivada por tipo de cultivo y barbecho (c), y superficie de riego (d). Elaboración propia con datos de Soto et al. <sup>31,46</sup> basados en datos oficiales <sup>47-49</sup> ..... | 23 |
| Figura 3. Evolución histórica del peso vivo de la cabaña ganadera (a) y la producción ganadera, expresada en términos de nitrógeno (b) en España. Modificado de Soto et al. <sup>27</sup> , calculado a partir de datos de los censos ganaderos <sup>50</sup> .....  | 24 |
| Figura 4. Evolución del consumo aparente de proteína en la dieta española desde 1961 a 2017. Elaboración propia con datos de FAOSTAT <sup>55</sup> , descontando la parte correspondiente al consumo del turismo neto, calculada con datos de INE <sup>56</sup> (ver Métodos) .....  | 24 |
| Figura 5. Energía no renovable empleada en los sistemas de producción agrícola españoles (millones de toneladas equivalente de petróleo al año). Elaboración propia con datos de Guzmán et al. <sup>28</sup> y Aguilera et al. <sup>57</sup> .....   | 25 |
| Figura 6. Energía primaria destinada a las distintas fases de la cadena alimentaria en España, desde la producción a los hogares. Elaboración propia con datos de Infante-Amate et al. <sup>5</sup> .....  | 25 |
| Figura 7. Superficie empleada en la producción de los productos agroalimentarios importados y exportados por España. Los valores positivos representan las importaciones y los negativos las exportaciones. La línea continua indica el balance neto. Elaboración propia a partir de Infante-Amate et al. <sup>25</sup> .....  | 26 |
| Figura 8. Intercambios netos de productos alimentarios a través del comercio internacional expresados en miles de toneladas de nitrógeno (año 2007). Los países en verde son exportadores netos de proteína a España mientras que los países rojos o naranjas son importadores netos. Modificado de Lassaletta et al. <sup>4</sup> .....   | 27 |
| Figura 9. Evolución histórica del contenido de carbono orgánico del suelo en las tierras de cultivo en España, distinguiendo la superficie realmente cultivada en cada corte temporal (“Superficie cultivada”), la superficie total que en algún momento se ha cultivado a lo largo del período estudiado (“Superficie cultivada máxima”), y las superficies de cultivos herbáceos y leñosos. Fuente: elaboración propia con datos de Aguilera et al. <sup>11</sup> .....    | 28 |
| Figura 10. Nitrógeno total aplicado (a), como fertilizante sintético (b), como estiércol (c), emisiones de amoníaco por hectárea (d), emisiones de amoníaco escaladas al rendimiento en N del cultivo (e) y Nitrógeno presente en los suelos susceptible de pérdida por otras vías distintas a la volatilización, también escalado al rendimiento en N del cultivo (f). Modificado de Sanz-Cobena et al. <sup>37</sup> .....   | 29 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 11. Factores de emisiones directas de N <sub>2</sub> O para los cultivos bajo clima mediterráneo, en función de las condiciones hídricas y manejo del agua (a) y del tipo de fertilizante (b). Porcentaje del nitrógeno (N) aplicado que es emitido en forma de N <sub>2</sub> O. Elaboración propia con datos de Cayuela et al. <sup>76</sup> . La línea en 1.0 corresponde al factor de emisión del 1% del IPCC (Tier 1) .....   | 31 |
| Figura 12. Diferencia entre la tasa de secuestro de carbono bajo distintas prácticas de manejo y la tasa bajo manejo convencional, bajo clima mediterráneo. El número de estudios se indica entre paréntesis. Elaboración propia con datos de Aguilera et al. <sup>61</sup> .....   | 31 |
| Figura 13. Procesos considerados en la estimación de la huella de carbono del sector agroalimentario. Las emisiones asociadas a los productos de comercio exterior incluyen emisiones de producción de insumos, emisiones directas e indirectas de la agricultura y emisiones por cambios de uso del suelo .....  | 36 |
| Figura 14. Consumo total de energía (embodied energy) en la producción de fertilizantes nitrogenados a nivel global (excluyendo China). Elaboración propia con datos de Aguilera et al. <sup>46,57,124</sup> ....   | 39 |
| Figura 15. Acumulación de carbono en la biomasa de los cultivos leñosos en España. Elaboración propia con datos modificados de Infante-Amate e Iriarte-Goñi <sup>90</sup> .....   | 40 |
| Figura 16. Modelo dinámico de carbono en el suelo, HSOC. Modificado de Aguilera et al. <sup>3</sup> .....   | 41 |
| Figura 17. Superficie regada (millones de hectáreas) y emisiones de GEI asociadas al regadío (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalentes al año) en España. Elaboración propia, véase Aguilera et al. <sup>46</sup> .....  | 44 |
| Figura 18. Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas a la tracción animal y mecánica en la agricultura española (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalente al año). Elaboración propia, véase Aguilera et al. <sup>124</sup> .....   | 44 |
| Figura 19. Emisiones de GEI asociadas a la fertilización de cultivos en España. Factor de emisión de N <sub>2</sub> O de cada tipo de aporte nitrogenado (% del N aplicado emitido como N <sub>2</sub> O) (a); Emisiones directas de N <sub>2</sub> O en función del tipo de aporte nitrogenado (b) y emisiones totales de GEI asociadas a todo el proceso de fertilización (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalentes al año) (c). N, P y K corresponde a las emisiones de fabricación de fertilizantes sintéticos nitrogenados (N), fosfóricos (P) y potásicos (K). MOS se refiere a materia orgánica del suelo. Elaboración propia ..... | 46 |
| Figura 20. Emisiones y sumideros de carbono resultantes del balance de carbono orgánico del suelo (COS) y de los cambios en el stock de biomasa de los cultivos leñosos (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalentes al año). Valores positivos indican emisiones netas, y negativos sumidero neto de carbono. Elaboración propia .....   | 47 |
| Figura 21. Otras emisiones de GEI de la producción de cultivos, incluyendo emisiones resultantes de la fabricación de pesticidas y materiales de invernadero, CH <sub>4</sub> de suelos inundados (arrozales) y N <sub>2</sub> O y CH <sub>4</sub> de la quema de residuos de cosecha (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalentes al año). Elaboración propia .....  | 47 |
| Figura 22. Balance de emisiones de GEI de la producción de cultivos en España (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> equivalentes al año), incluyendo su evolución histórica (a) y la composición del balance en 2016 (b). Elaboración propia .....  | 48 |
| Figura 23. Cambios históricos en el balance de GEI de los cereales de invierno, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia .....  | 49 |
| Figura 24. Cambios históricos en el balance de GEI del maíz, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia .....   | 50 |

|  |    |
|--|----|
| Figura 25. Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas al transporte de alimentos en España. Elaboración propia .....  | 51 |
| Figura 26. Cambios históricos en el balance de GEI del arroz, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos en materia fresca) por hectárea (panel superior) y en la huella de carbono por unidad de producto (panel inferior). Elaboración propia .....  | 52 |
| Figura 27. Cambios históricos en el balance de GEI del olivar, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) total (derecha). Elaboración propia .....  | 53 |
| Figura 28. Cambios históricos en el balance de GEI del viñedo, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia .....  | 54 |
| Figura 29. Cambios históricos en el balance de GEI del conjunto de los cultivos, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia seca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (materia seca) (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Cambios en los stocks de biomasa y carbono orgánico del suelo no incluidos. Elaboración propia .....   | 55 |
| Figura 30. Cambios históricos en la contribución relativa de los distintos cultivos a las emisiones de GEI en secano (a), regadío (b), toda la producción vegetal, por cultivo (c), y toda la producción vegetal, por tipo de manejo del agua (d). Elaboración propia .....  | 56 |
| Figura 31. Huella de carbono (C) (kg de CO <sub>2</sub> e / kg de producto expresado en materia fresca) y emisiones netas de gases de efecto invernadero por hectárea (toneladas de CO <sub>2</sub> e /ha) los productos vegetales producidos en España en 2016). Elaboración propia .....   | 58 |
| Figura 32. Evolución histórica de las emisiones de CH <sub>4</sub> entérico en España, en términos de CO <sub>2</sub> equivalentes (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). Elaboración propia .....   | 59 |
| Figura 33. Evolución histórica de las emisiones asociadas a la excreción del ganado en España, expresadas en términos de CO <sub>2</sub> equivalentes (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). El panel (a) muestra las emisiones de de CH <sub>4</sub> y N <sub>2</sub> O generadas en la gestión de estiércol (excluyendo las emisiones de N <sub>2</sub> O de las deposiciones en pastoreo) por tipo de animal, mientras que el panel (b) muestra las emisiones totales asociadas a la excreción del ganado, por tipo de gas y distinguiendo en N <sub>2</sub> O de las deposiciones de los animales en pastoreo del N <sub>2</sub> O procedente del estiércol gestionado. Elaboración propia ..... | 60 |
| Figura 34. Balance de GEI de la ganadería en España (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año), incluyendo su evolución histórica (a) y su composición en el año 2010 (b). Elaboración propia .....   | 61 |
| Figura 35. Distribución de las emisiones de GEI de la ganadería en España en 2010, por tipo de producto (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e). Elaboración propia .....   | 62 |
| Figura 36. Huella de carbono por kg de producto (a) y distribución de las emisiones de GEI (b) de la producción ganadera en España en 2010. LUC corresponde a las siglas del término en inglés “Land Use Change”, que hace referencia a las emisiones por deforestación. Elaboración propia .....  | 63 |
| Figura 37. Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas al transporte de alimentos en España. Elaboración propia .....  | 64 |

|   |    |
|---|----|
| Figura 38. Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas al envasado y embalaje de alimentos en España. Elaboración propia .....  | 65 |
| Figura 39. Balance de emisiones de GEI en las fases posteriores a la agricultura y ganadería del sistema agroalimentario en 2010, distinguiendo la fuente de emisión. Elaboración propia .....  | 66 |
| Figura 40. Huella de carbono del sistema agroalimentario español para los tres cortes temporales considerados distinguiendo las fases de la cadena agroalimentaria de manera agregada (a) y desagregada (b) (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). Las emisiones de Producción incluyen fabricación y transporte de insumos. El pienso importado incluye cambio de usos del suelo. Elaboración propia ..... | 67 |
| Figura 41. Distribución de las emisiones de GEI de la producción vegetal (a) y animal (b) en España en función de su destino (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). Los cultivos “industriales” incluyen oleaginosas, azucareras y estimulantes. Elaboración propia .....   | 68 |
| Figura 42. Distribución de las emisiones de GEI de la producción, el comercio exterior y el consumo aparente de alimentos para consumo humano de origen vegetal (a) y animal (b) en España en 2010 (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). Elaboración propia .....  | 69 |
| Figura 43. Distribución de las emisiones de GEI de la producción, el comercio exterior y el consumo aparente de alimentos para consumo humano de origen vegetal (a) y animal (b) en España en 2010 (millones de toneladas de CO <sub>2</sub> e al año). Elaboración propia .....  | 70 |
| Figura 44. Evolución histórica de la huella de carbono de la alimentación de la población española (toneladas de CO <sub>2</sub> e per cápita al año) (a) y composición de la huella en 2010 (b). Elaboración propia .....  | 71 |
| Figura 45. Huella de carbono anual per cápita asociada a la comida consumida y al desperdicio de alimentos en torno a 2010. Dentro de la comida consumida se incluyen los alimentos ingeridos, pero también las emisiones de gestión de residuos de las partes no comestibles de esos alimentos. Elaboración propia .....   | 71 |
| Figura 46. Huella de carbono de la dieta española según distintos estudios diferenciando productos animales y otros productos (toneladas de CO <sub>2</sub> e / cápita / año). El ACV de este proyecto solo incluye la fase de producción agropecuaria. Elaboración propia .....  | 74 |
| Figura 47. Huella de carbono de la alimentación española según distintos estudios (toneladas de CO <sub>2</sub> e/cápita/año). Elaboración propia .....   | 75 |
| Figura 48. Comparación de distintas estimaciones de la huella de carbono per cápita (excluyendo emisiones por cambios de uso del suelo) de los distintos productos y fases de la cadena agroalimentaria española (kg CO <sub>2</sub> e/cápita/año). Elaboración propia .....  | 77 |

# 1. INTRODUCCIÓN

La alimentación es una de las actividades humanas con mayor impacto ambiental, incluyendo la emisión de gases de efecto invernadero (GEI). La “**Huella de Carbono**”, expresa la cantidad de GEI emitida y carbono capturado en la elaboración de un producto o servicio, en términos de equivalentes de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>e). Pese a la abundancia de información sobre emisiones agrícolas, ganaderas y en distintos sectores económicos, existe un número muy reducido de estudios que integren toda la cadena agroalimentaria para calcular la huella de carbono total de la alimentación<sup>1-3</sup>.

El sistema agroalimentario español ha experimentado una transición profunda desde comienzos del siglo XX, cuando una agricultura preindustrial alimentaba a una población mucho más pequeña y rural, con una dieta basada mayoritariamente en productos vegetales, locales y poco procesados. La producción de alimentos se incrementó

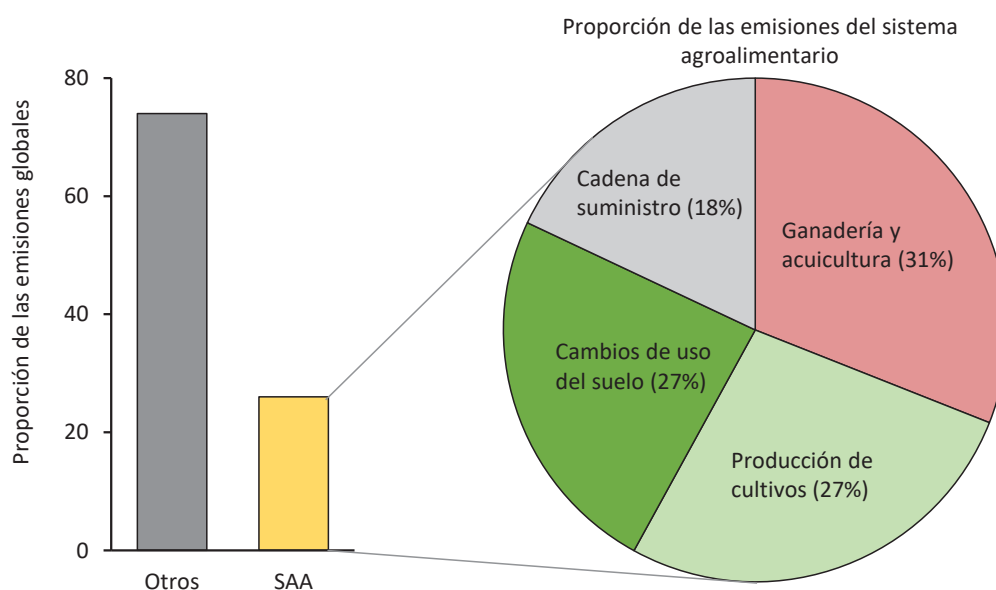
en paralelo al crecimiento de la población y los cambios en la dieta, satisfaciendo buena parte de la demanda interna e incrementando las exportaciones. Este crecimiento estuvo asociado a profundos cambios en todos los compartimentos del sistema, desde los agroecosistemas a la gestión de residuos, pasando por el resto de actividades de la cadena agroalimentaria. Los manejos agrícolas y ganaderos han tendido a la intensificación y al uso creciente de insumos externos. Por ejemplo, los flujos de nitrógeno (N) en el sistema son un buen indicador que permite comprender estos cambios, constatando el proceso de intensificación en el uso de fertilizantes sintéticos y piensos importados<sup>4</sup>, al tiempo que aumentaba la producción total de los cultivos y su rendimiento, disminuyendo la superficie cultivada. En el ámbito de los sistemas ganaderos, la actual demanda de **piensos** con un alto contenido proteico excede la capacidad productiva de nuestro

país, lo que se traduce en una alta dependencia de las importaciones.

Esta transición también ha tenido lugar fuera de la explotación, donde el aumento del comercio internacional y el desacoplamiento de las actividades de producción y consumo han hecho que el transporte de alimentos e insumos agrarios haya crecido a niveles sin precedentes. Esto, a su vez, también ha generado mayores consumos energéticos para refrigerar y conservar los alimentos. A nivel de procesado y de distribución de alimentos también hemos asistido a un importante proceso de industrialización y de mayores demandas de energía y materiales. Estas transformaciones también llegan a los hogares, en los que han aumentado los dispositivos relativos a la conservación y cocinado de alimentos<sup>5</sup>. Si bien es cierto que buena parte de esos procesos han servido para mejorar la productividad y las condiciones de vida de muchos trabajadores y consumidores, estos cambios también son generadores de impor-

tantes impactos socioambientales que aún no se han analizado en profundidad, en particular su contribución al cambio climático.

Se estima que las emisiones asociadas a la producción de alimentos suponen el 27% de las emisiones antropogénicas mundiales de GEI (Figura 1). En este sentido, el IPCC, en su reciente informe especial “*Climate Change and Land*”<sup>6</sup>, concluye que entre un 21 y 37% de las emisiones de GEI globales son atribuibles a los sistemas agroalimentarios. Gran parte son emisiones indirectas debidas a la producción y transporte de insumos o productos de consumo, incluyendo las asociadas a cambios de uso del suelo, sobre todo para la implantación de monocultivos de exportación. Estos datos ponen de relieve la necesidad de **implementar estrategias de reducción de emisiones** que no se centren únicamente en la fase de producción sino que la trasciendan, alcanzando otros ámbitos del sistema agroalimentario como son el procesado, distribución, consumo y gestión



**Figura 1.** Contribución del sistema agroalimentario (SAA) y sus componentes a las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero. Las emisiones asociadas a la producción de piensos están incluidas en la producción de cultivos. Asimismo, las emisiones por cambios de uso del suelo se asocian tanto a la producción animal como a la vegetal. Elaboración propia con datos de Poore y Nemecek<sup>8</sup>.

de residuos, e incluyendo también aspectos cruciales como los patrones dietéticos y el desperdicio de alimento<sup>6-9</sup>.

Además de fuente de emisiones de GEI, el agropecuario es un sector muy vulnerable al cambio climático. El incremento de CO<sub>2</sub> en la atmósfera puede tener un efecto de fertilización en los cultivos, promoviendo su eficiencia fotosintética y en el uso del agua, pero la magnitud de este efecto es limitada<sup>10</sup> y además reduce la densidad nutricional de los alimentos, promoviendo lo que se ha denominado “hambre oculta”<sup>11</sup>. Por otro lado, en un contexto de cambio climático, se pueden dar condiciones que favorezcan la producción agrícola de forma puntual, especialmente en zonas frías (por ejemplo, menos heladas), pero los fenómenos climáticos extremos, como olas de calor, sequías e inundaciones suponen un importante riesgo físico para la producción. Además, los cambios en los patrones climáticos, como el ascenso de las temperaturas medias, pueden favorecer la aparición de vectores de enfermedades y plagas. Se espera que estos impactos negativos del cambio climático sean especialmente acusados en la cuenca mediterránea<sup>12-15</sup>, donde se ha constatado un incremento en la temperatura media del agua del mar cercano a los 2°C (periodo 1982-2015), un 20% superior al promedio global<sup>16</sup>. En este contexto, la producción de alimentos debe adaptarse a estos cambios, prestando especial atención a puntos críticos como el manejo eficiente del agua<sup>17-19</sup>, y adoptando una perspectiva sistémica<sup>20</sup> que no obvie otros impactos socioambientales y que busque disminuir su contribución al problema. Para ello es imperativa la necesidad de recabar información de calidad sobre los principales procesos y factores que determinan las emisiones de GEI en nuestros

sistemas agroalimentarios, a múltiples escalas, desde la parcela a la región.

Ante esta realidad y los desafíos que a nivel emisiones de GEI afronta nuestro sistema agroalimentario, han sido varios los trabajos realizados en los últimos años buscando avanzar en el conocimiento acerca de estrategias de mitigación efectivas, y adaptadas a las condiciones edafo-climáticas de España, particularmente en clima mediterráneo<sup>21</sup> y condiciones semi-áridas<sup>22</sup>. Algunos de los resultados de estos trabajos se describen en los siguientes apartados de esta introducción.

Con este proyecto, auspiciado por la RAINING y co-financiado por las empresas Corteva, Ebro Food e Idai Nature, hemos estimado las emisiones de GEI y captura de carbono en los distintos eslabones de la cadena agroalimentaria, atendiendo a su evolución histórica. Además, partiendo de esta información, junto con datos del comercio exterior, hemos estimado también la huella de carbono de la alimentación de la población española. Solamente desde este conocimiento podremos implementar medidas efectivas de mitigación del cambio climático en un sector tan esencial y estratégico como el agroalimentario.

## 1.1 CARACTERIZACIÓN BIOFÍSICA DEL SISTEMA AGROALIMENTARIO ESPAÑOL

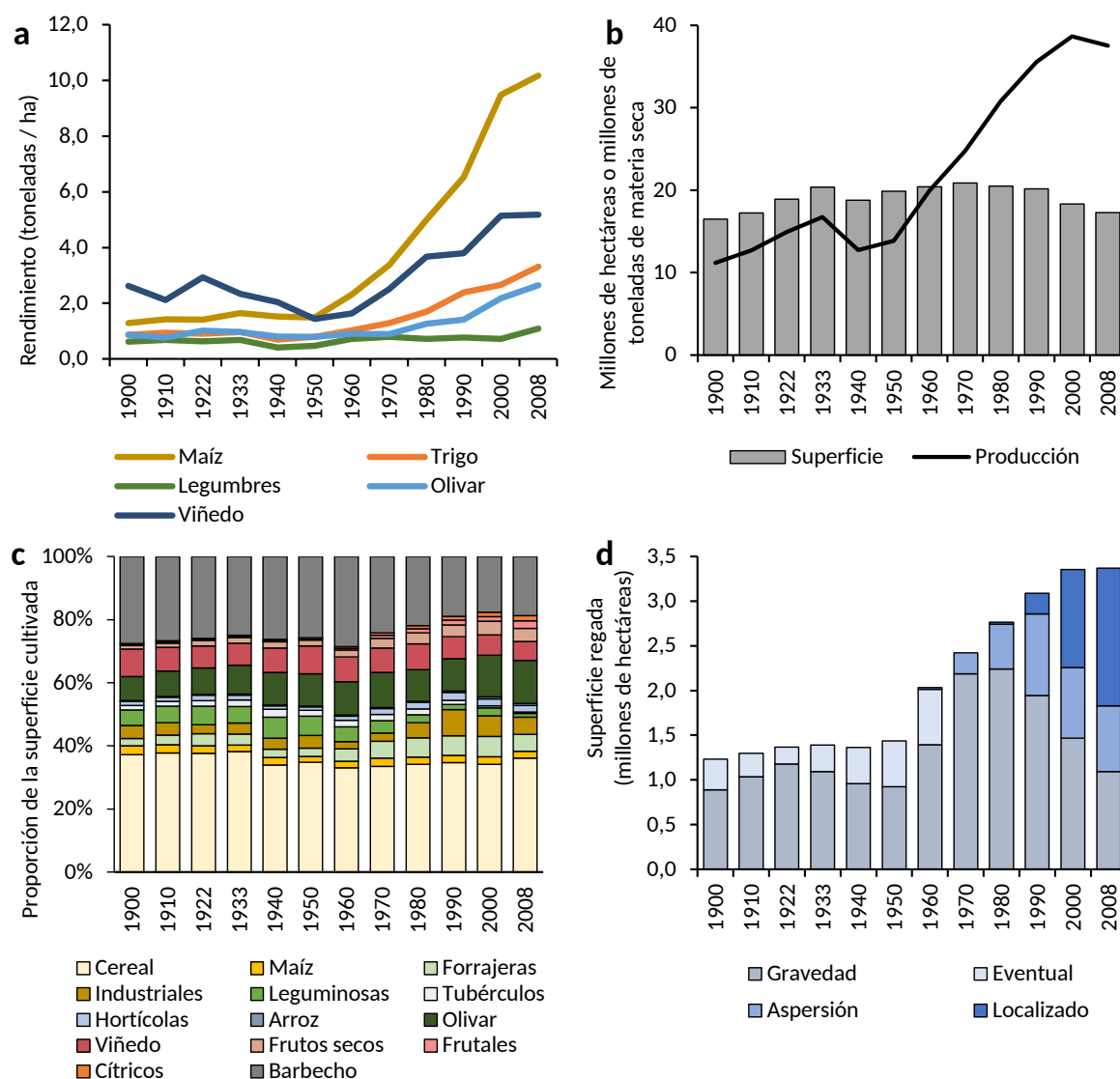
En el caso español, existe un extenso trabajo previo que ha caracterizado desde la evolución histórica de las magnitudes biofísicas del sector agroforestal<sup>23-27</sup> a los flujos de energía en la agricultura, la ganadería y el conjunto del sistema agroalimentario<sup>5,28-30</sup>, pasando por la evolución histórica de los stocks de carbono orgánico del suelo<sup>31</sup>, el

efecto de las prácticas de manejo sobre las emisiones de amoníaco<sup>32</sup>, la lixiviación de nitrato<sup>18,19</sup>, la evolución de la cabaña ganadera<sup>27</sup>, la huella territorial de los intercambios comerciales<sup>25</sup>, o los cambios en los patrones dietéticos<sup>33,34</sup>. Además, muchas tendencias recientes están bien caracterizadas en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero y otros documentos oficiales, como las Bases Zootécnicas para el Cálculo del Balance Alimentario de Nitrógeno y Fósforo<sup>35-40</sup>, así como en estudios de modelización<sup>41-43</sup>. Todos estos aspectos, sobre los que contamos con buena información de partida para este trabajo, están involucrados en las emisiones de GEI, tal como se enumera a continuación y como se detalla en profundidad en la Metodología. En el caso de las magnitudes biofísicas, que incluyen parámetros como la productividad de los cultivos, no solo en términos de rendimientos del producto principal, sino de producción total de biomasa, permiten elaborar los balances de carbono y nutrientes que determinan las emisiones de GEI. En el caso de los flujos de energía, su caracterización permite calcular las emisiones de CO<sub>2</sub> asociadas al uso de combustibles fósiles, mediante el empleo de coeficientes de intensidad de emisiones de cada tipo de combustible. En cuanto al carbono en suelo<sup>44</sup>, los cambios en este stock se traducen en flujos de CO<sub>2</sub>e que implican emisiones si son positivos (si el suelo pierde netamente materia orgánica) y secuestro de C si son negativos (si el suelo gana netamente materia orgánica<sup>45</sup>). El amoníaco y el nitrato son dos compuestos nitrogenados que dan lugar a emisiones indirectas de N<sub>2</sub>O. Por último, el conocimiento de los patrones dietéticos permite estudiar el papel del consumo en las emisiones de GEI de la producción de alimentos. En este apartado haremos un

breve repaso a los resultados de algunos de estos estudios, que nos permiten realizar un balance de emisiones de GEI más ajustado a la realidad, más desagregado a nivel de procesos y productos, y con una profundidad histórica mucho mayor que los realizados hasta ahora.

A lo largo del siglo XX, los **rendimientos de los cultivos mayoritarios** se multiplicaron a niveles sin precedentes, especialmente desde mediados de siglo (Figura 2a). Este cambio ha sido especialmente acusado en algunos casos, como el maíz, en los que la expansión de la superficie regada ha sido particularmente importante. Este aumento de rendimientos ha permitido incrementos de producción con niveles estables de superficie cultivada e incluso, desde la década de 1970, decrecientes (Figura 2b). La superficie cultivada está ocupada mayoritariamente por cereales (en torno al 40%) en cuyas rotaciones juega un papel muy importante, aunque decreciente, el barbecho, que pasó de ocupar un 28% de la superficie en 1900 al 19% en 2008 (Figura 2c). Las superficies de leguminosas y de viñedo también han sufrido un descenso en las últimas décadas, mientras que las de olivar, frutales, forrajeras y cultivos industriales se han incrementado. La **expansión de la superficie regada** y los cambios en las tecnologías de riego a partir de mitad del siglo XX (Figura 2d) han jugado un papel fundamental en los cambios observados en la elección de los diferentes cultivos y su productividad. Como veremos, su papel en el balance de emisiones de GEI también ha sido central.

En paralelo, la cabaña ganadera ha crecido a lo largo de todo el siglo y su composición ha cambiado drásticamente (Figura 3a). Así, a principios del siglo XX, la cabaña es-

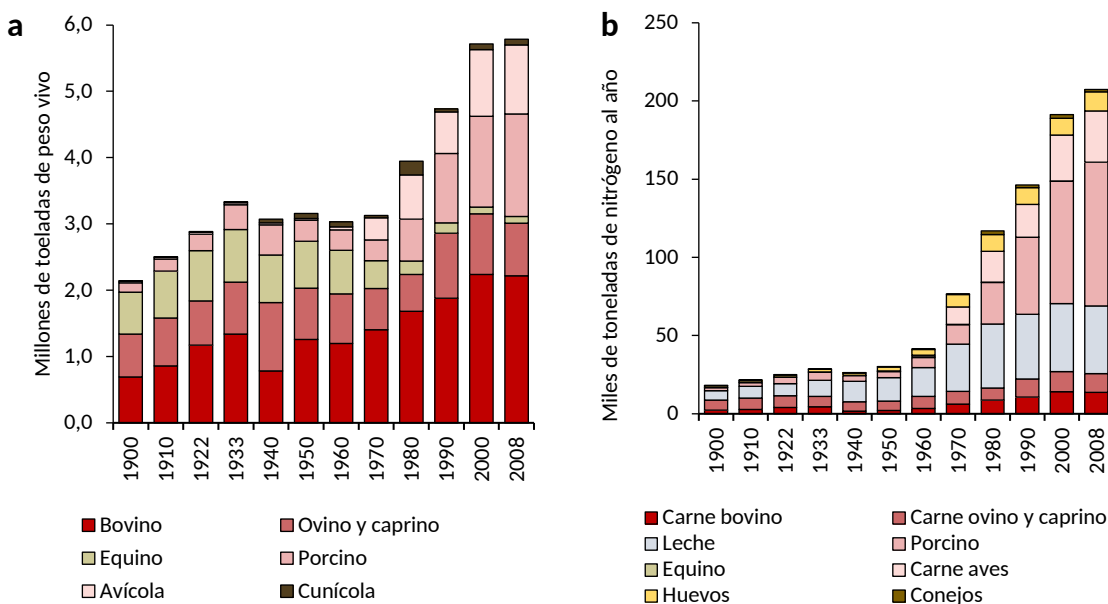


**Figura 2.** Evolución histórica de los rendimientos de algunos cultivos seleccionados (toneladas de materia fresca por hectárea y año) (a), valores absolutos de superficie (millones de hectáreas) y producción (toneladas de materia seca al año) (b), distribución de la superficie cultivada por tipo de cultivo y barbecho (c), y superficie de riego (d). Elaboración propia con datos de Soto et al.<sup>27</sup> y Aguilera et al.<sup>31,46</sup>, basados en datos oficiales<sup>47-49</sup>.

taba compuesta mayoritariamente por equinos y rumiantes, que cumplían importantes funciones de tracción y transporte, y cuya alimentación estaba fuertemente vinculada al territorio, en particular al uso de los pastos y residuos de cosecha. En la actualidad, en cambio, tienen gran peso los animales monogástricos (cerdos y aves, principalmente), que basan su alimentación en granos y semillas con alta densidad nutricional y que,

como veremos, provienen en gran medida de la importación. La orientación de la función del ganado hacia la producción de alimentos, junto con la intensificación del manejo asociada a cambios tecnológicos y estructurales, han permitido que la producción ganadera se haya incrementado en un orden de magnitud entre 1900 y 2008 (Figura 3b).

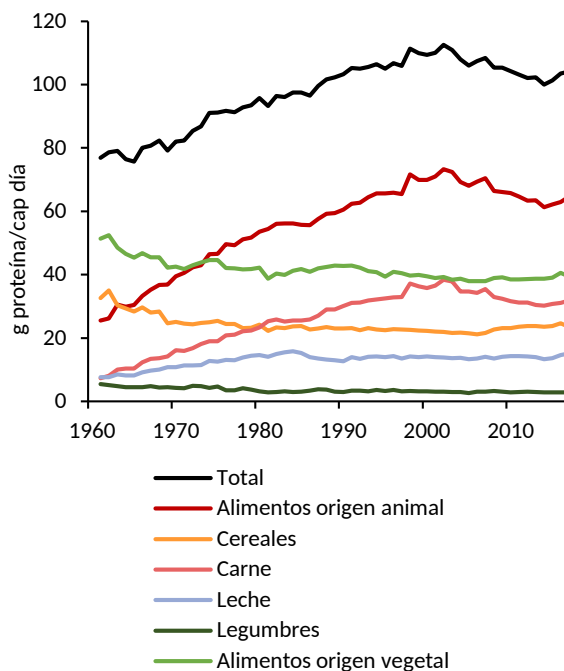
El motor de estos cambios en el sector ganadero ha sido, por un lado, el mayor peso



**Figura 3.** Evolución histórica del peso vivo de la cabaña ganadera (a) y la producción ganadera, expresada en términos de nitrógeno (b) en España. Modificado de Soto et al.<sup>27</sup>, calculado a partir de datos de los censos ganaderos<sup>50</sup> y los Anuarios de Estadística Agraria<sup>47</sup>.

de las exportaciones, debido a la creciente demanda internacional y a la especialización en el sector por parte de España, pero fundamentalmente, y siguiendo la tendencia de otras regiones del mundo<sup>51</sup>, a la **transición generalizada en la dieta de la población española**. La transición nutricional en España se ha caracterizado por el abandono de la dieta mediterránea<sup>33</sup> con sus probados beneficios para la salud<sup>52-54</sup>, hacia una dieta más semejante a la del norte de Europa o a la de EEUU (Figura 4). Así, en la actualidad, el consumo aparente de proteína supera los 100 g por habitante y día, un valor que duplica la cantidad recomendada por la Organización Mundial de la Salud<sup>55</sup>. Además, dos tercios de esta proteína son de origen animal, una proporción que, aproximadamente, duplica la de la dieta mediterránea.

Estos cambios en la producción y en los patrones de consumo, junto al proceso de mecanización que ha reducido las necesidades de mano de obra y la intensidad física del



**Figura 4.** Evolución del consumo aparente de proteína en la dieta española desde 1961 a 2017. Elaboración propia con datos de FAOSTAT<sup>56</sup>, descontando la parte correspondiente al consumo del turismo neto, calculada con datos de INE<sup>57</sup> (ver Métodos).

trabajo agrario, han estado sustentados en una profunda transformación de los sistemas productivos, hacia **entidades altamente**

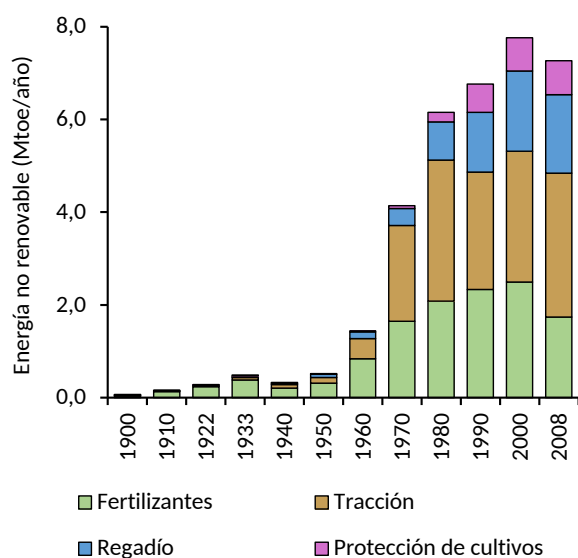
### demandantes de energía fósil e insumos importados.

La agricultura española actual se sostiene en el uso de grandes cantidades de energía **no renovable**, responsable de emisiones directas de GEI de la maquinaria empleada fundamentalmente para la tracción mecánica, pero también de emisiones indirectas “aguas arriba”, que incluyen la provisión y distribución de agua de riego y la fabricación de fertilizantes, pesticidas y materiales para invernaderos (Figura 5).

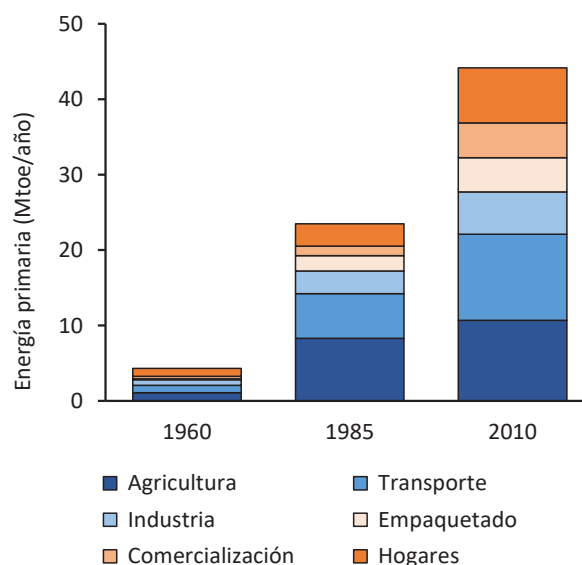
El **uso de energía** dentro del sistema agroalimentario no sólo tiene lugar a nivel de finca, sino que se extiende a otras fases de la cadena. De hecho, en la actualidad, el resto de fases (transporte, envasado, distribución y hogares) representan el 75% de toda la energía consumida en el sistema agroalimentario. Este porcentaje se ha duplicado en los últimos 50 años, un periodo en el que el uso total de energía del sector agroalimentario se ha multiplicado por 10, mientras que la población solo lo ha hecho por 1,5<sup>5</sup> (Figura 6). Con todo, el sistema agroalimentario espa-

ñol, representando hoy un 10% de la economía nacional, implica un 20% de la energía final consumida<sup>5</sup>. Uno de los “puntos calientes” en cuanto a consumo de energía primaria en la producción agropecuaria es la **producción de piensos** para sustentar su gran cabaña ganadera<sup>28</sup>, lo que también está asociado a emisiones en el transporte internacional y por cambios en el uso del suelo (deforestación) debidos a la expansión de cultivos de estos insumos ganaderos<sup>59</sup>.

Además de las emisiones directas de GEI, entre las emisiones indirectas “aguas arriba” de la producción de alimentos debemos que señalar la **deforestación** como una de las principales fuentes de emisiones. A nivel global el cambio en el uso del suelo, incluyendo emisiones de quema de sabanas y cultivo de turberas, representa entre el 5% y el 14% de las emisiones mundiales de CO<sub>2</sub><sup>60</sup> y una cuarta parte de las emisiones totales de GEI del sistema agroalimentario mundial<sup>6,8</sup>. En el caso de España, estas emisiones no ocurren actualmente dentro de las fronteras



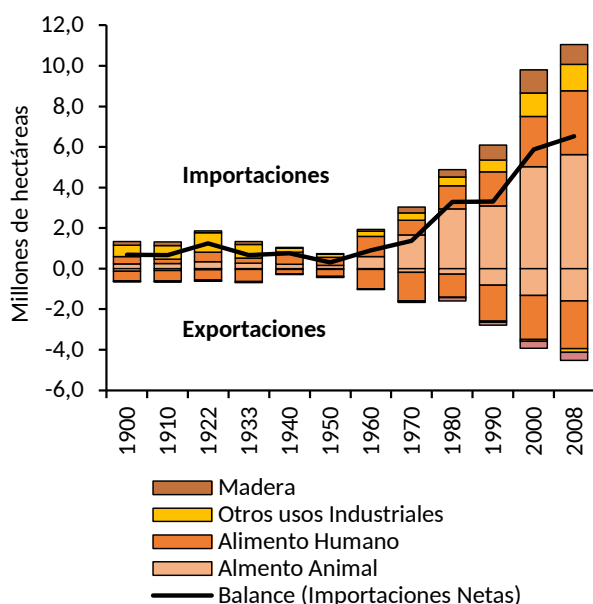
**Figura 5.** Energía no renovable empleada en los sistemas de producción agrícola españoles (millones de toneladas equivalente de petróleo al año). Elaboración propia con datos de Guzmán et al.<sup>28</sup> y Aguilera et al.<sup>58</sup>



**Figura 6.** Energía primaria destinada a las distintas fases de la cadena alimentaria en España, desde la producción a los hogares. Elaboración propia con datos de Infante-Amate et al.<sup>5</sup>

españolas sino en terceros países debido a la producción transnacional promovida por el consumo nacional de productos como piensos y aceite de palma. Con el auge del comercio global muchos países han podido externalizar su **uso de territorio** fuera de sus fronteras a través de las importaciones de productos agrarios, promocionando, de este modo, modelos de consumo que no se podrían sostener con recursos domésticos. España es un caso paradigmático en este sentido.

La figura 7 muestra que a mediados del siglo XX la tierra que “ocupaba” en terceros países por la importación de productos agrarios ascendía a 700 mil hectáreas, mientras que exportaba productos que requerían unas 400 mil hectáreas. Hoy, las importaciones llevan asociadas una superficie en el exterior de 11 millones de hectáreas, mientras que las exportaciones ascienden a 4,6 millones

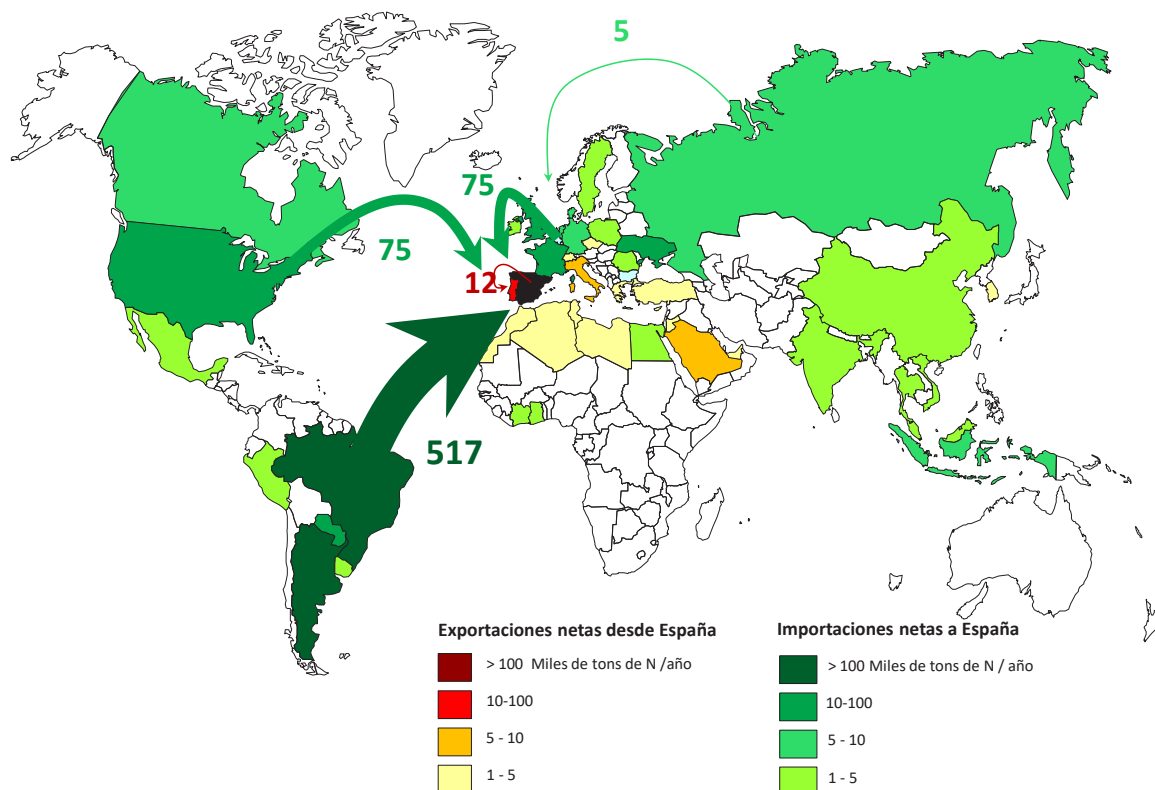


**Figura 7.** Superficie empleada en la producción de los productos agroalimentarios importados y exportados por España. Los valores positivos representan las importaciones y los negativos las exportaciones. La línea continua indica el balance neto. Elaboración propia a partir de Infante-Amate et al.<sup>25</sup>

de hectáreas en España. Esto es, el balance hoy en día supera los 6 millones de hectáreas de importaciones netas, una superficie equivalente a la mitad de la superficie cultivada dentro del país.

El grueso de las importaciones procede de Latinoamérica, mientras que las exportaciones se destinan fundamentalmente a países europeos (Figura 8). Por otro lado, el aumento de la importación podría llevar asociado un proceso de fuga de emisiones (emisiones ocultas o “*emission leakages*”). Estas fugas pueden ser muy relevantes ya que podrían conllevar la desaparición sobre el papel de emisiones que están ocurriendo. Este sería el caso de reemplazar productos producidos en España, país con compromisos de reducción asumidos en el marco europeo e internacional que incluye al sector agrario, por productos producidos en países sin compromisos de reducción. Esas emisiones desaparecen de los inventarios generando una reducción de las emisiones nacionales del sector, pero se realizarían “de facto” en los países que no han tenido hasta la fecha compromisos<sup>61</sup>. Tras la adopción del Acuerdo de París, todos los países asumen a partir de 2020 compromisos de reducción de emisiones y, en una mayoría de casos, los países se plantean objetivos concretos en el sector agrario y forestal.

La intensificación agrícola también ha tenido un coste en términos de **fertilidad de los suelos y su función de almacén de carbono**. Se ha estimado<sup>31</sup> que los niveles de materia orgánica en las tierras de cultivo descendieron durante todo el siglo XX y principios del XXI (Figura 9). Esta pérdida de materia orgánica implica, por un lado, una liberación del carbono almacenado en el suelo a la atmósfera, contribuyendo al incremento



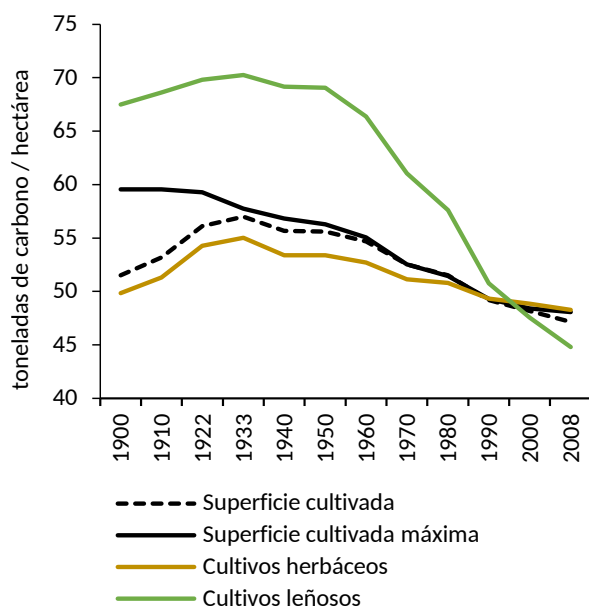
**Figura 8.** Intercambios netos de productos alimentarios a través del comercio internacional expresados en miles de toneladas de nitrógeno (año 2007). Los países en verde son exportadores netos de proteína a España mientras que los países rojos o naranjas son importadores netos. Modificado de Lassaletta et al.<sup>4</sup>

en las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> y, por tanto, al calentamiento global. Por otro lado, también supone una pérdida de la fertilidad del suelo y de su resiliencia y capacidad de **adaptación** frente al propio cambio climático, por el papel que tiene la materia orgánica en las propiedades físico-químicas del suelo, como su capacidad de retención de humedad o de agregación del suelo (que lo protege de la erosión), claves en los sistemas mediterráneos<sup>20,62-64</sup>.

Los cambios observados se debieron a múltiples procesos, relacionados tanto con los cambios en el manejo como en el clima. De este modo, la **reducción de las cubiertas vegetales** (de vegetación espontánea) en cultivos leñosos, debido a la intensificación del laboreo y a la expansión del uso de

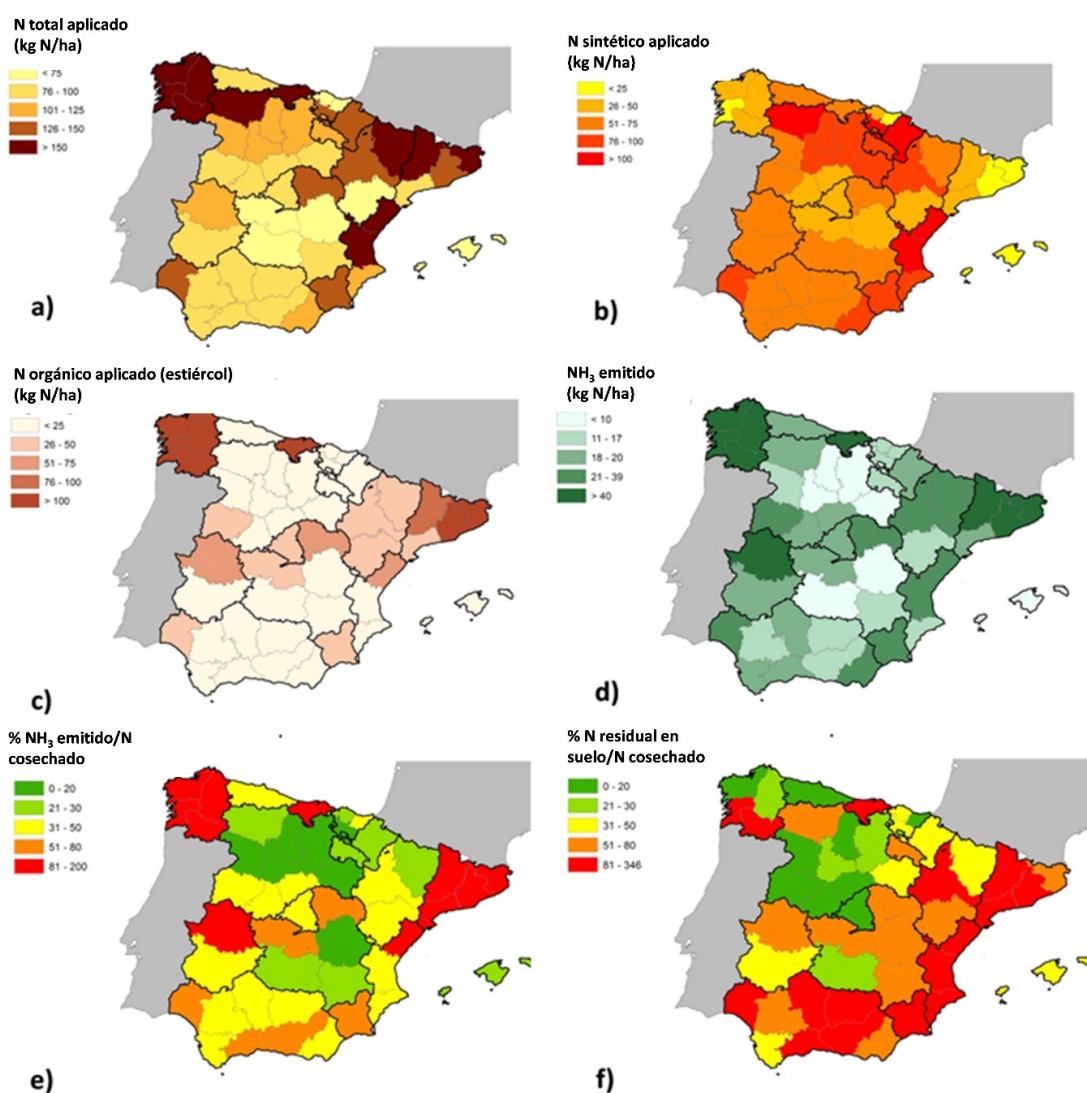
herbicidas, fue probablemente el factor que más influyó en la disminución de los aportes de carbono al suelo, siendo también relevantes la expansión de la superficie cultivada en el primer tercio del siglo XX, los cambios varietales, hacia variedades con mayor índice de cosecha y menor índice de raíces, el aumento de las quemadas de residuos de cosecha, y la expansión de los regadíos, que aumentó las tasas de mineralización, aunque de manera distinta según el tipo de riego. Además, el regadío también contribuyó a aumentar los aportes de carbono. Estas tendencias comenzaron a revertirse hacia finales del siglo XX, gracias a la **implementación de políticas agroambientales** (como la supresión de la quema de rastrojos en muchos cultivos) y la expansión de la **agricultura ecológica** que, junto con las

mejoras de la productividad, favorecieron un nuevo incremento en los aportes de materia orgánica al suelo. Por su parte, el aumento de temperaturas relacionado con el **calentamiento global contribuyó a aumentar las tasas de mineralización** de la materia orgánica del suelo y, por tanto, la disminución de los stocks de carbono. Un aspecto no considerado en el mencionado estudio de modelización es el cambio en los patrones de laboreo asociado a la expansión de la agricultura de conservación, con prácticas como el laboreo reducido o el no laboreo que podrían promover de manera significativa el secuestro de carbono<sup>59,62,63</sup>, si bien hay que tener en cuenta que la redistribución de la materia orgánica del suelo puede llevar a sobreestimaciones del secuestro de carbono en estos sistemas<sup>67-69</sup>.



**Figura 9.** Evolución histórica del contenido de carbono orgánico del suelo en las tierras de cultivo en España, distinguiendo la superficie realmente cultivada en cada corte temporal (“Superficie cultivada”), la superficie total que en algún momento se ha cultivado a lo largo del período estudiado (“Superficie cultivada máxima”), y las superficies de cultivos herbáceos y leñosos. Fuente: elaboración propia con datos de Aguilera et al.<sup>31</sup>

Las emisiones indirectas “aguas abajo” incluyen los flujos de  $N_2O$  derivados de la reducción química del nitrato lixiviado o de la oxidación microbiana, en el proceso de nitrificación, del amonio resultante del depósito de **amoniaco ( $NH_3$ )** emitido tras la fertilización nitrogenada de cultivos. Este último caso resulta paradigmático por varias razones. En primer lugar, el agrícola es el sector responsable, a nivel global, del 90% de las emisiones de amoniaco<sup>70</sup>. Por otra parte, en España, debido a prácticas inadecuadas en la fertilización nitrogenada de cultivos, como el abuso en la fertilización con urea en superficie y la aplicación, hasta su prohibición en fechas recientes debido a la entrada en vigor del Real Decreto 980/2017, de estiércoles líquidos en abanico, se han potenciado estas emisiones, alcanzando niveles muy superiores a los comprometidos en la legislación vigente y derivada del Convenio de Ginebra de Contaminación Transfronteriza. Pese a lo anterior, existe un muy importante potencial de reducción de estas emisiones. Por ejemplo, se ha mostrado<sup>32</sup> que la implementación de distintos escenarios, a escala provincial española, centrados en el manejo y uso (o evitación) de fertilizantes como la urea, podía llevar a una importante reducción de emisiones de  $NH_3$  (Figura 10).



**Figura 10.** Nitrógeno total aplicado (a), como fertilizante sintético (b), como estiércol (c), emisiones de amoníaco por hectárea (d), emisiones de amoníaco escaladas al rendimiento en N del cultivo (e) y Nitrógeno presente en los suelos susceptible de pérdida por otras vías distintas a la volatilización, también escalado al rendimiento en N del cultivo (f). Modificado de Sanz-Cobena et al.<sup>32</sup>

## 1.2. EMISIONES DE GEI EN LA AGRICULTURA Y GANADERÍA MEDITERRÁNEAS

Las emisiones de GEI en los agroecosistemas presentan una alta variabilidad, ya que dependen de la interacción de múltiples variables edafoclimáticas y de manejo.

El método más común de estimación de emisiones agrícolas a escala nacional aplicado en los **Inventarios Nacionales de Emisiones** (incluido el de España), que tienen

que elaborar anualmente los países en el contexto de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), es el enfoque Tier 1 del IPCC<sup>71</sup>, que se basa en factores de emisión por defecto generalizables a nivel global. Sin embargo, es sabido que los factores de emisión difieren en función del tipo de clima, condiciones edáficas y de manejo, como reconoce el propio IPCC en la reciente actualización de sus guías metodológicas<sup>72</sup>. Los factores Tier 1 se

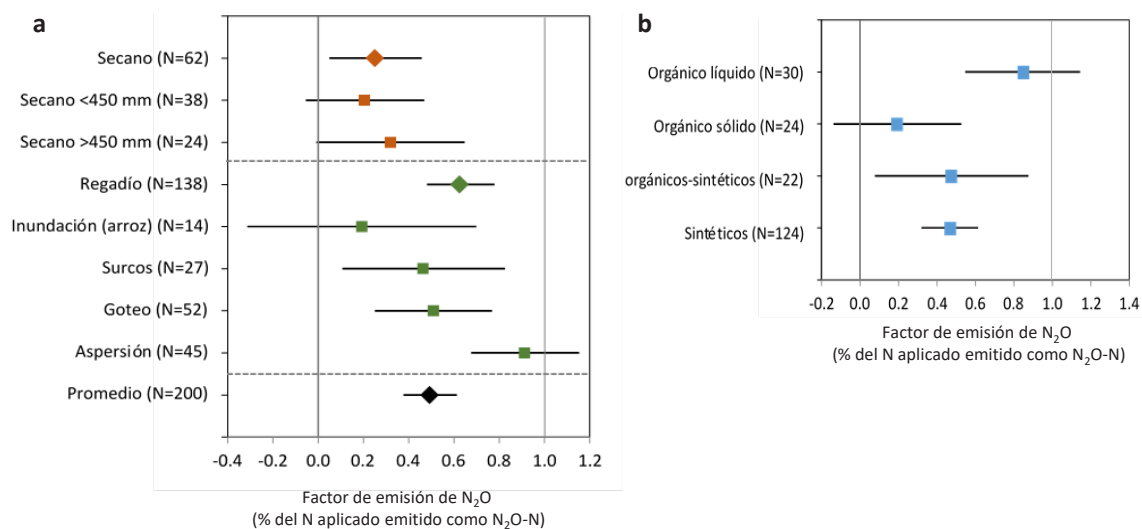
basan mayoritariamente en estudios realizados en clima templado, (que en el caso de España se da en Galicia y la Cornisa Cantábrica), debido a la gran cantidad de trabajos publicados en este tipo de clima, sobre todo en Europa y Estados Unidos. En cambio, los factores de emisión en otros tipos de clima, como el clima mediterráneo, pueden alejarse más de los valores de los factores Tier 1 del IPCC. Un reciente estudio que contrasta las emisiones estimadas a través de balances con las concentraciones de  $N_2O$  medidas en la atmósfera concluye la necesidad de realizar una transición hacia aproximaciones más precisas, usando factores específicos de la zona (Tier 2) o modelos más complejos (Tier 3) que generan una estimación adaptada a las condiciones regionales y locales, así como a la tasas de fertilización<sup>73</sup>.

En los últimos años se han realizado una serie de revisiones sistemáticas (meta-análisis) en condiciones mediterráneas que han confirmado que sus patrones de emisión son marcadamente distintos a los observados en clima templado, donde se han realizado la mayor parte de las investigaciones hasta la fecha. Esta sistematización de la literatura publicada sobre emisiones en clima mediterráneo ha permitido generar **factores más específicos** para una evaluación de las emisiones más ajustada a la realidad. El uso de factores de emisión adaptados a las condiciones mediterráneas supondría una transición a una estimación más precisa (Tier 2). Un ejemplo de este enfoque más elaborado lo tenemos en el caso de las emisiones de la ganadería en el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero<sup>74</sup>, que lo ha ido incorporando para casi todos los procesos, lo que ha supuesto una mejora significativa en las estimaciones. Esto está en línea con estudios recientes que subrayan la relevancia

de aplicar factores de emisión específicos para el cálculo de emisiones de la fermentación entérica, por ejemplo en el vacuno de leche<sup>75</sup> y de carne<sup>76</sup>.

Las emisiones de óxido nitroso ( $N_2O$ ) del suelo en condiciones mediterráneas han sido estudiadas en dos meta-análisis (Figura 11). Los resultados indican que, en la mayoría de los casos, los factores de emisión son inferiores a los propuestos por el IPCC en sus guías de 2006<sup>71</sup> con metodología Tier 1 (por defecto: 1% de las entradas de N al cultivo). Esto es debido, entre otros factores, a una menor humedad del suelo en nuestros sistemas de secano y barbechos, condiciones bajo las cuales las tasas de los procesos microbianos generadores de dichas emisiones son menores. En consecuencia, en sistemas de regadío, la técnica de riego, determinante de la cantidad y localización de agua en el perfil del suelo, puede influir decisivamente en los factores de emisión. La baja concentración de carbono orgánico del suelo es otro de los factores determinantes, ya que este sustrato es clave en el proceso de la desnitrificación, causante de gran parte de las emisiones de  $N_2O$ , particularmente en climas templados. De este modo, los cultivos de secano mediterráneo presentarían emisiones más bajas de lo establecido hasta la fecha.

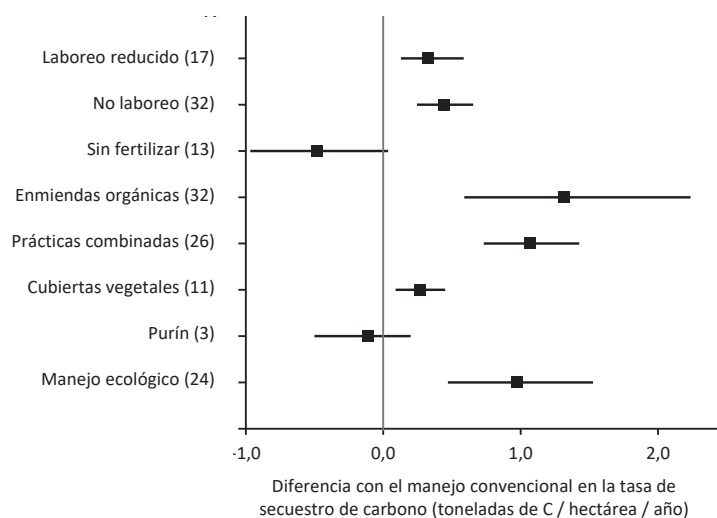
Como hemos comentado, el balance de carbono en el suelo es un proceso crucial en la huella de carbono de los productos agropecuarios, ya que puede compensar gran parte de las emisiones, cuando el suelo gana materia orgánica y se comporta como sumidero, o por el contrario contribuir aún más a la emisión de GEI, si el suelo pierde materia orgánica. Sin embargo, y pese al desarrollo de iniciativas internacionales como el 4 por 1000, que apuestan por el secuestro de car-



**Figura 11.** Factores de emisiones directas de N<sub>2</sub>O para los cultivos bajo clima mediterráneo, en función de las condiciones hídricas y manejo del agua (a) y del tipo de fertilizante (b). Porcentaje del nitrógeno (N) aplicado que es emitido en forma de N<sub>2</sub>O. Elaboración propia con datos de Cayuela et al.<sup>77</sup>. La línea en 1.0 corresponde al factor de emisión del 1% del IPCC (Tier 1).

bono como un elemento clave en la mitigación de GEI<sup>78-80</sup>, en la actualidad no suele ser considerado en los inventarios nacionales de emisiones debido a su alta incertidumbre y las dificultades que entraña su monitorización en horizontes temporales de varias décadas. A pesar de ello, se ha demostrado que, el contenido de carbono en el suelo es muy sensible a los cambios de manejo<sup>81-83</sup>. En condiciones

mediterráneas, las prácticas de manejo pueden ser responsables de cambios en los stocks (reservas) de carbono del suelo que pueden ir desde la pérdida de media tonelada de carbono al año en suelos no fertilizados, a la acumulación de más de una tonelada anual en suelos en los que se aplican enmiendas orgánicas, prácticas combinadas o bajo manejo ecológico<sup>62,84</sup> (Figura 12). Hay que tener



**Figura 12.** Diferencia entre la tasa de secuestro de carbono bajo distintas prácticas de manejo y la tasa bajo manejo convencional, bajo clima mediterráneo. El número de estudios se indica entre paréntesis. Elaboración propia con datos de Aguilera et al.<sup>62</sup>.

en cuenta que estas prácticas ya se aplican hoy día en muchas explotaciones<sup>74</sup>, si bien el margen para expandirlas y para ajustarlas a las distintas condiciones locales es todavía muy amplio.

En suma, estos trabajos en los que se sintetiza la información publicada sobre los patrones de emisión y secuestro de carbono en condiciones mediterráneas suponen, en combinación con los estudios que caracterizan el sistema agroalimentario español desde una perspectiva biofísica, una **sólida base y un excelente punto de partida para elaborar una reconstrucción de las emisiones de GEI en el sistema agroalimentario español.**

### 1.3. OBJETIVOS DEL ESTUDIO

El principal objetivo de este estudio es **caracterizar la contribución del sistema agroalimentario español al cambio climático**, por un lado mediante la cuantificación de sus emisiones de GEI y sumideros de carbono, y por otro mediante el cálculo de la **huella de carbono de la alimentación** de la población española.

Se incorporan en el análisis aspectos relevantes no considerados hasta el momento, como la **dimensión histórica**, la **influencia del clima mediterráneo** en las emisiones del suelo, el **secuestro de carbono**, y una **coherencia entre las estimaciones** de emisiones a nivel de finca con las estadísticas agregadas a escala estatal, abarcando el **conjunto de la cadena agroalimentaria**. Para ello se combinan estudios recientes elaborados por el propio equipo investigador con nuevos cálculos efectuados en el pre-

sente estudio, con los siguientes objetivos específicos:

1. Estimar la **evolución del balance de GEI y huella de carbono de los sistemas agrícolas y productos vegetales** en el largo plazo (1900-2016).
2. Estimar la evolución del balance de GEI de la **ganadería** (1900-2010) y la huella de carbono de los productos ganaderos (2010).
3. Estimar la evolución del balance de emisiones de GEI en los distintos componentes del **sistema agroalimentario** (1960-2010)
4. Estimar la evolución de la **huella de carbono de la alimentación** española (1960-2010), identificando los “puntos calientes” donde se habrían de centrar los esfuerzos de mitigación.
5. Analizar el impacto de las distintas metodologías en la estimación de la huella de carbono de la alimentación.

## 2. METODOLOGÍA

El cálculo de la huella de carbono requiere contabilizar las emisiones de GEI que se producen en cada una de las fases de la producción de los alimentos, incluyendo no sólo las que tienen lugar en el propio sector agropecuario, es decir, en campos de cultivo y granjas, sino también las **emisiones indirectas “aguas arriba”**, durante la fabricación de los insumos agrícolas y ganaderos, incluida la producción de piensos importados (y deforestación asociada), **y “aguas abajo”** de la explotación, donde podemos incluir tanto las emisiones indirectas de  $N_2O$  como las generadas en fases de la cadena agroalimentaria posteriores a la producción agropecuaria, es decir, las derivadas del procesamiento, distribución, y consumo de alimentos, así como las asociadas a la gestión de residuos. Para la elaboración de este trabajo se han empleado una de las metodologías que cuentan con mayor respaldo dentro de la comunidad científica para los estudios de huellas ambientales, el **Análisis de Ciclo de Vida**

**(ACV)**. Aunque este trabajo se centra en la estimación de las emisiones de GEI, el ACV se puede emplear para estimar también el resto de impactos ambientales, e incluso sociales, de los sistemas productivos. El ACV habitualmente adopta un enfoque **“de abajo a arriba”**, es decir, contabiliza de manera pormenorizada y con elevado grado de detalle los impactos ambientales generados a lo largo de la cadena de suministro de los productos, utilizando para ello información sobre las tecnologías de producción y distribución de los diferentes bienes y servicios. Con este fin, se ha de definir un **“sistema de producción”**, que incluye tanto las diferentes fases de la cadena de suministro (i.e. el “ciclo de vida” del producto) como los intercambios que se producen con el medio ambiente (i.e. emisiones de GEI); y una “unidad funcional”, que en este caso puede referirse a cada uno de los **alimentos producidos** (p.e. 1 kg de producto) **o al sistema en su conjunto** (p.e. la dieta anual de una persona). Uno de los

impactos ambientales que puede estudiarse mediante ACV es la contribución al calentamiento global, obteniendo de este modo la huella de carbono, tanto para los productos intermedios como finales, ya sean éstos de producción nacional o importados.

El enfoque ACV se distingue del de los inventarios nacionales de emisiones (NIR, por sus siglas en inglés) en que las emisiones se contabilizan a lo largo de toda la cadena de producción de un producto, “de la cuna a la tumba”, mientras que los NIR contabilizan las emisiones de manera sectorial. De este modo, los componentes del balance de emisiones realizados en el presente estudio se corresponden con procesos analizados en todos los capítulos del NIR. Los procesos directamente relacionados con la producción animal y vegetal se incluyen dentro de los capítulos del NIR sobre Agricultura (que incluye fermentación entérica, manejo de estiércol, cultivo de arroz, suelos agrícolas y quema de residuos) y en el de Uso de la Tierra, Cambios de Uso de la Tierra y Silvicultura (que incluye las emisiones de  $N_2O$  del suelo, así como los cambios en los stocks de carbono). Por otro lado, los procesos relacionados con la producción y distribución de insumos a nivel nacional, así como con las fases posteriores de la cadena agroalimentaria, se encuentran distribuidos entre los distintos capítulos del NIR, incluyendo Energía (como el uso de electricidad y combustibles, tanto a nivel de finca como en la agroindustria, el comercio y los hogares, y las emisiones directas del transporte), Procesos Industriales y Uso de Otros Productos (como la producción de fertilizantes sintéticos, o de metales que se usarán en la maquinaria, la infraestructura hidráulica y los invernaderos), Residuos (gestión de residuos agroalimentarios). Además, el enfoque ACV va más allá de las emisiones

producidas en territorio nacional, que son las que contabiliza el NIR, incluyendo también todas las emisiones generadas en terceros países para producir insumos del sistema agroalimentario o alimentos consumidos en España, y descontando en el cálculo de la huella de carbono del consumo las emisiones asociadas a los productos exportados.

El ACV desarrollado en el presente estudio se distingue de estudios anteriores por el grado de detalle alcanzado y la coherencia entre distintas escalas, basándose en una integración de las aproximaciones “de abajo a arriba” con las aproximaciones “de arriba a abajo” mediante la combinación de la información a nivel de finca de diversas fuentes con datos de actividad agregados del Anuario de Estadística Agraria y de emisiones del Inventario Nacional de Emisiones. Para ello se han re-escalado las variables (como el uso de insumos) con objeto de que el resultado a nivel producto sea también consistente con la escala macro. Además, se ha contabilizado el papel de las pérdidas y el desperdicio en la cadena agroalimentaria.

A nivel temporal, el estudio considera 3 cortes temporales para el análisis de la evolución de las emisiones del **sistema agroalimentario** en su conjunto: **1960, 1985 y 2010**, mientras que en el caso de la producción de **cultivos**, se estudian 4 cortes: **1900, 1960, 1990 y 2016**. Los años de estudio seleccionados están determinados por la disponibilidad de información, tanto de fuentes como de los estudios previos que son la base de nuestra estimación, pero también tratan de capturar los períodos históricos en los que han tenido transformaciones disruptivas, para así caracterizar los principales cambios productivos del sector agrario y agroalimentario español.

Los gases de efecto invernadero se han convertido a equivalentes de CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>e) mediante el uso de conversores de potencial de calentamiento global que consideran los bucles de retroalimentación del sistema climático, según el último informe disponible del IPCC<sup>85</sup> (ver tabla 8.7 de ese informe). Estos valores son: 34 para el CH<sub>4</sub>, 298 para el N<sub>2</sub>O y 1550 para el HFC-134a.

A efectos comparativos, se han incorporado tres estudios ACV que ofrecen información de la huella de carbono de la alimentación española a comienzos del siglo XXI<sup>1-3</sup>. El nivel de agregación sectorial o por tipo de producto es diferente en los estudios utilizados, por lo que la comparativa solo ha sido posible a niveles agregados. La comparación con otros estudios incluye también dos estimaciones<sup>86,87</sup> basadas en el análisis **input-output (IO)**, otra metodología utilizada con frecuencia para la estimación de la huella de carbono (véanse las diferencias con el ACV en la tabla 1). El IO permite estimar las emisiones de GEI asociadas a la alimentación desde un ángulo distinto al del ACV, ya que es una metodología **“de arriba a abajo”** donde las

emisiones que se producen en cada sector económico son conectadas con matrices de intercambios inter-industria, lo que permite trazar los efectos de arrastre que se derivan del consumo de alimentos. La variante de modelos IO con mayor alcance geográfico es el IO Multi-Regional (IO-MR), el cual permite mapear las emisiones de GEI asociadas al consumo español que se producen en el extranjero, distinguiendo un amplio abanico de países. Sin embargo, esta metodología, aún incipiente y en sus primeras etapas de desarrollo, ofrece resultados contradictorios y con niveles de agregación muy amplios, lo que dificulta análisis sectoriales<sup>88,89</sup>. En este trabajo, los resultados obtenidos con el ACV desarrollado en el marco del proyecto han sido comparados con datos IO e IO-MR.

Las principales fuentes de información empleadas en el ACV son las siguientes: i) Análisis de inventario fundamentado en trabajos previos del Laboratorio de Historia de los Agroecosistemas (UPO), a partir de datos oficiales (Anuario de Estadística Agraria, FAOSTAT, Inventario Nacional de Emisiones, etc.); ii) Coeficientes de emisión de insumos

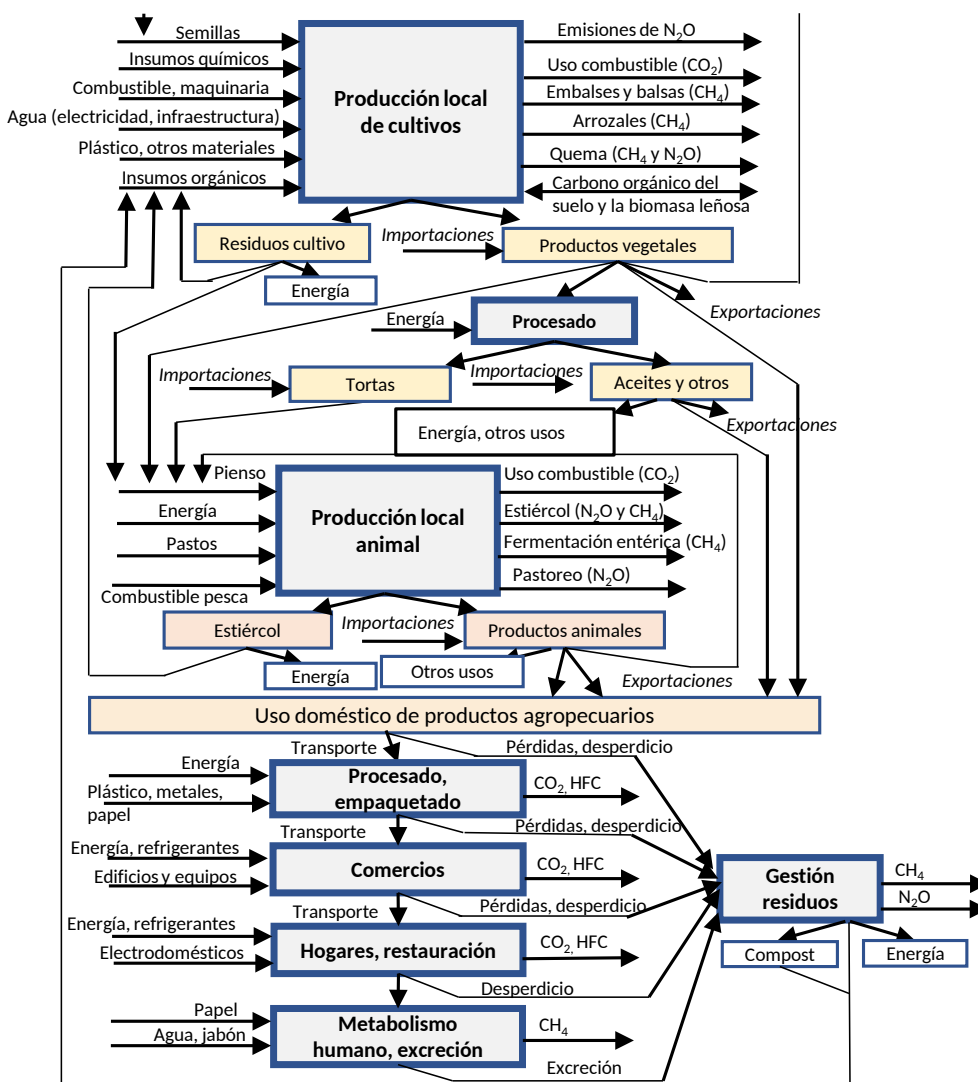
**Tabla 1.** Características distintivas de las metodologías ACV (Análisis de Ciclo de Vida) e IO (Input-Output).

| Factor                           | ACV   | IO   |
|----------------------------------|---|--|
| Unidades/Asignación co-productos | Normalmente físicas                                       | Normalmente monetarias                       |
| Alcance                          | Sujeto a errores de truncado (es decir, “in-completitud”) | Sujeto a errores de agregación               |
| Sistema de clasificación         | Ingeniería, ciencias naturales                            | Economía, contabilidad nacional              |
| Marco temporal                   | Varios años, en función de la información disponible      | Anual, serie variable según la base de datos |
| Cobertura geográfica             | Reducida para productos de menor impacto                  | Amplia en los modelos IO-Multi Regional      |

industriales basados en la “embodied energy”<sup>58</sup>; iii) Factores de emisión de emisiones directas de N<sub>2</sub>O mediterráneos basados en resultados de meta-análisis<sup>77,90</sup>; iv) Balance de carbono orgánico en el suelo con modelo dinámico<sup>31</sup>; v) Balance de carbono en la biomasa viva de cultivos leñosos, en base a un análisis histórico de largo plazo<sup>91</sup>; vi) Cálculo de las emisiones del regadío incluyendo las emisiones de metano en los cuerpos de agua<sup>46</sup>; vii) Emisiones de la ganadería (desde 1990) del Inventario Nacional de Emisiones<sup>92</sup>

y en el resto de la serie siguiendo las directrices y guías metodológicas del IPCC<sup>71</sup>; viii) Factores de emisión de productos comercializados internacionalmente obtenidos de la literatura.

Los principales procesos considerados en el estudio se muestran de forma esquemática en la Figura 13, y las fuentes empleadas se detallan en la Tabla 2. Los coeficientes específicos utilizados en cada componente del balance se encuentran a disposición de la persona que los solicite a través de la RAING.



**Figura 13.** Procesos considerados en la estimación de la huella de carbono del sector agroalimentario. Las emisiones asociadas a los productos de comercio exterior incluyen emisiones de producción de insumos, emisiones directas e indirectas de la agricultura y emisiones por cambios de uso del suelo.

**Tabla 2.** Fuentes primarias para el análisis de inventario.

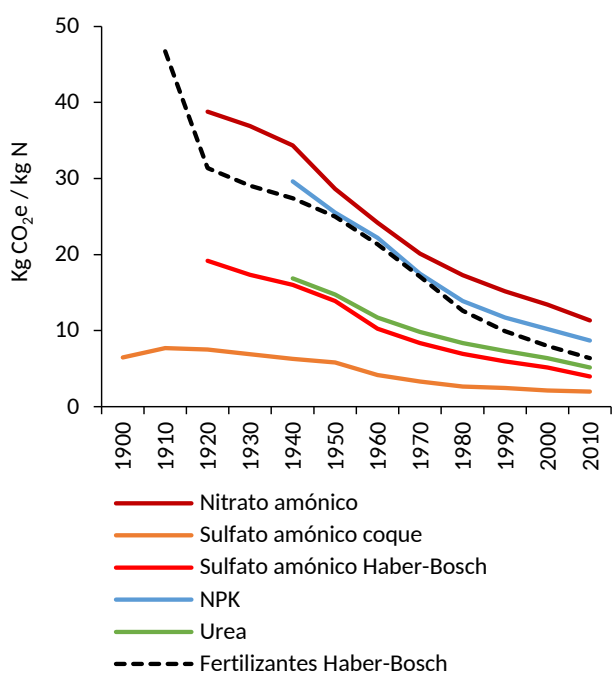
| <b>Actividad</b>               | <b>Item</b>                      | <b>1960</b>                                | <b>1985</b>   | <b>2010</b>  |
|--------------------------------|----------------------------------|--|---|--|
| <b>Agricultura y ganadería</b> | Electricidad y combustible       | MI <sup>93</sup> , AEA <sup>47</sup>       | INE <sup>94</sup>   | IDAE <sup>95</sup>   |
|                                | Fertilizantes                    | AEA <sup>47</sup>                          | AEA <sup>47</sup>   | AEA <sup>47</sup>  |
|                                | Pesticidas                       | AEA <sup>47</sup>                          | AEA <sup>47</sup>   | AEA <sup>47</sup>  |
|                                | Maquinaria                       | AEA <sup>47</sup>                          | AEA <sup>47</sup>   | AEA <sup>47</sup>  |
|                                | Embalses y otros cuerpos de agua | Aguilera et al. <sup>46</sup>              | Aguilera et al. <sup>46</sup>   | Aguilera et al. <sup>46</sup>  |
|                                | Invernaderos                     | AEA <sup>47</sup>                          | AEA <sup>47</sup>   | AEA <sup>47</sup>  |
|                                | Carbono orgánico del suelo       | Aguilera et al. <sup>31</sup>              | Aguilera et al. <sup>31</sup>   | Aguilera et al. <sup>31</sup>  |
|                                | Carbono biomasa leñosa           | Infante-Amate e Iriarte-Goñi <sup>91</sup> | Infante-Amate e Iriarte-Goñi <sup>91</sup>                            | Infante-Amate e Iriarte-Goñi <sup>91</sup>                             |
|                                | Alimento animal y semillas       | AEA <sup>47</sup> , FAO <sup>56</sup>      | AEA <sup>47</sup> , FAO <sup>56</sup>                                 | AEA <sup>47</sup> , FAO <sup>56</sup>                                  |
| <b>Transporte</b>              | Carretera                        | INE <sup>96</sup>                          | MITC <sup>97</sup>  | MF <sup>98</sup>   |
|                                | Ferrocarril                      | INE <sup>99</sup> , RENFE <sup>100</sup>   | INE <sup>101</sup> , RENFE <sup>102</sup>                             | MF <sup>103</sup> , RENFE <sup>104</sup>                               |
|                                | Internacional                    | AEAT <sup>105</sup>                        | AEAT <sup>105</sup>   | AEAT <sup>105</sup>  |
|                                | Hogares                          | INE <sup>99</sup>                          | INE <sup>101</sup>  | MAPA <sup>106</sup> , Milá i Canals et al. <sup>107</sup>              |
| <b>Industria</b>               | Insumos                          | INE <sup>99</sup>                          | INE <sup>94</sup> , Infante-Amate & González de Molina <sup>108</sup> | IDAE <sup>95</sup> , Infante-Amate & González de Molina <sup>108</sup> |
|                                | Edificios                        | -  | -   | INE <sup>109</sup>   |
| <b>Envasado</b>                | Corcho                           | INE <sup>99</sup>                          | -   | AEAT <sup>105</sup> , INE <sup>109</sup>                               |
|                                | Plásticos                        | INE <sup>99</sup>                          | -   | Infante-Amate & González de Molina <sup>108</sup>                      |
|                                | Vidrio                           | INE <sup>99</sup>                          | Fernández-Navarro <sup>110</sup>                                      | Infante-Amate & González de Molina <sup>108</sup>                      |

|                               |                         |   |  |   |
|-------------------------------|-------------------------|---|--|---|
| <b>Envasado</b><br>(continúa) | Papel y cartón          | INE <sup>99</sup>   | -  | EUROPEN <sup>111</sup>  |
|                               | Bolsas                  | -   | -  | EA <sup>112</sup> ,<br>Nolan-ITU <sup>113</sup> , SA <sup>114</sup> |
|                               | Madera                  | INE <sup>99</sup>   | -  | -   |
| <b>Comercio y HORECA</b>      | Insumos                 | -   | INE <sup>94</sup> , FEHR <sup>115</sup>              | IDAE <sup>95</sup> , INE <sup>109</sup> ,<br>FEHR <sup>115</sup>    |
|                               | Edificios               | -   | -  | INE <sup>109</sup>  |
| <b>Hogares</b>                | Insumos                 | INE <sup>99</sup> , MI <sup>116</sup> ,<br>SSE <sup>117</sup> | MIE <sup>118,119</sup>                               | IDAE <sup>120</sup>   |
|                               | Electrodomésticos       | Banesto <sup>121</sup>  | Banesto <sup>122</sup>                               | INE <sup>123</sup>  |
| <b>Residuos</b>               | Emisiones de vertederos | MTE <sup>92</sup> , Gustavsson et al. <sup>124</sup>          | MTE <sup>92</sup> , Gustavsson et al. <sup>124</sup> | MTE <sup>92</sup> , Gustavsson et al. <sup>124</sup>                |

Las emisiones relacionadas con el uso de la energía se han estimado considerando los **cambios en el mix eléctrico** del país, en la eficiencia energética de la generación eléctrica y el resto de procesos industriales (como la fabricación de fertilizantes y pesticidas), y en las técnicas de extracción de combustibles fósiles, incluyendo las emisiones de metano asociadas. Las emisiones derivadas de la producción de insumos agrícolas han disminuido notablemente debido a las **mejoras de eficiencia en la industria**, por lo que es necesario el empleo de **factores temporalmente dinámicos** para la evaluación de las emisiones históricas de GEI. En un reciente estudio<sup>58</sup> se ha reconstruido la evolución histórica del uso de energía en la producción de los principales insumos agrícolas. En este trabajo hemos usado esa información, junto con coeficientes de intensidad de emisiones de los distintos vectores energéticos<sup>46,125</sup>, para calcular las **emisiones de GEI asociadas a ese uso de energía**. De esta forma obtenemos factores de emisión dinámicos que nos permiten estimar de manera precisa

las emisiones de GEI asociadas a la producción de insumos a nivel histórico (Figura 14).

El balance de emisiones de GEI del **regadío** realizado<sup>46</sup> incluye la construcción y mantenimiento de la infraestructura, las emisiones directas e indirectas asociadas al uso de la energía, incluyendo animales de tracción, generación eléctrica y uso de combustibles, y las **emisiones de CH<sub>4</sub> de los cuerpos de agua** (embalses, balsas, acequias y canales), **que no se habían contabilizado previamente** en otros estudios de la huella de carbono de sistemas de regadío. Los cuerpos de agua relacionados con el regadío incluyen embalses, albercas, balsas, acequias y canales. Las emisiones de GEI asociadas a estos cuerpos de agua incluyen CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O. En este trabajo sólo se ha incluido el CH<sub>4</sub>, ya que las emisiones de CO<sub>2</sub> y N<sub>2</sub>O de estas fuentes tienen una incertidumbre muy alta. Debido a la ausencia de suficiente información en España o zonas mediterráneas, los factores de emisión de CH<sub>4</sub> emitido por cuerpos de agua se han tomado de revisiones cuantitativas globales, incluyendo un es-



**Figura 14.** Consumo total de energía (embodied energy) en la producción de fertilizantes nitrogenados a nivel global (excluyendo China). Elaboración propia con datos de Aguilera et al.<sup>46,58,125</sup>

tudio sobre embalses<sup>126</sup>, cuyo factor se aplicó a albercas, embalses y balsas de riego, y otro estudio sobre ríos<sup>127</sup>, cuyo factor se aplicó a acequias y canales. Para la estimación de las emisiones de  $\text{CH}_4$  se han tenido en cuenta las oscilaciones interanuales en la superficie de los cuerpos de agua.

Las **emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del suelo** se estimaron siguiendo el enfoque Tier 2 de la metodología del IPCC<sup>71</sup> para la mayor parte del territorio, esto es, empleando factores de emisión específicos de las condiciones agroclimáticas y de manejo de la zona estudiada. Para ello, se diferenciaron una zona atlántica y otra mediterránea a nivel provincial, considerándose **atlánticas** todas las provincias situadas en comunidades autónomas con costa en el Cantábrico. En las provincias atlánticas se aplicó el factor de emisión por defecto del IPCC, del 1% del N aplicado emitido como  $\text{N}_2\text{O}$ -N. En cambio, en las provincias **mediterráneas** se distin-

guieron los aportes al secano y al regadío y, dentro de este, riego por gravedad, por aspersión o por goteo, además de suelos inundados de arrozales. También se distinguió el tipo de aporte, incluyendo residuos de cosecha y de arvenses (tanto aéreos como subterráneos), enmiendas orgánicas sólidas y líquidas, y fertilizantes sintéticos. Siguiendo la lógica de cálculo de las guías del IPCC, ambas categorizaciones (tipo de riego y tipo de fertilizantes) **se combinaron en la construcción de los factores de emisión mediante su transformación en factores de modificación**, en base a las desviaciones que representan sobre el factor promedio para clima mediterráneo según los datos del meta-análisis más reciente disponible<sup>77</sup>. La distribución provincial y por tipo de cultivo de los distintos tipos de aportes nitrogenados se basó en fuentes oficiales, incluyendo fuentes históricas para los cortes antiguos, y datos del Ministerio de Agricultura para el periodo desde 1990 facilitados por la Dirección General de Producciones y Mercados Agrarios de dicho Ministerio. Las emisiones asociadas al nitrógeno liberado por la mineralización de la materia orgánica del suelo se calcularon a partir del balance de carbono orgánico del suelo (descrito más adelante) considerando un ratio C:N en la materia orgánica del suelo de 11:1<sup>128</sup>.

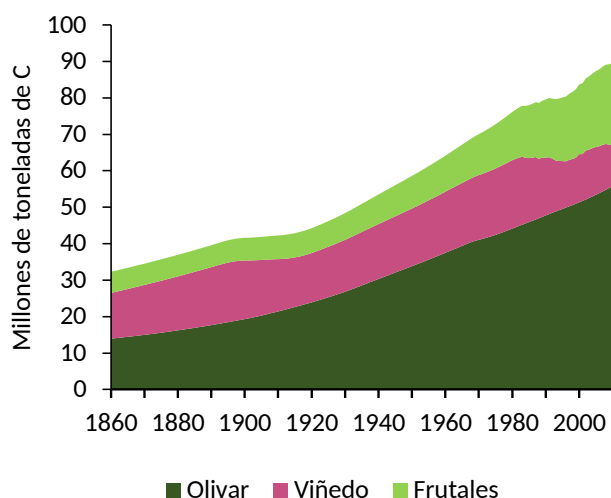
Las **emisiones de metano en arrozales** se calcularon siguiendo las directrices del IPCC<sup>71</sup>, que consideran unas emisiones de partida que se ven modificadas por el periodo de inundación y los aportes de paja y estiércol. Las emisiones resultantes de la **quema de la biomasa** de los residuos de cosecha se calcularon en base a su contenido de materia seca<sup>31,129</sup>, al que se aplicaron coeficientes de emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{CH}_4$  obtenidos de las guías del IPCC<sup>31</sup>. Por último, la

**acumulación de biomasa en cultivos leñosos** (Figura 15) se calculó<sup>91</sup> teniendo en cuenta el balance (acumulación neta) calculado teniendo en cuenta los cambios en las superficies y la densidad de carbono en cada tipo de cultivo, entre la biomasa acumulada anualmente en los cultivos y la extraída con podas y arranques.

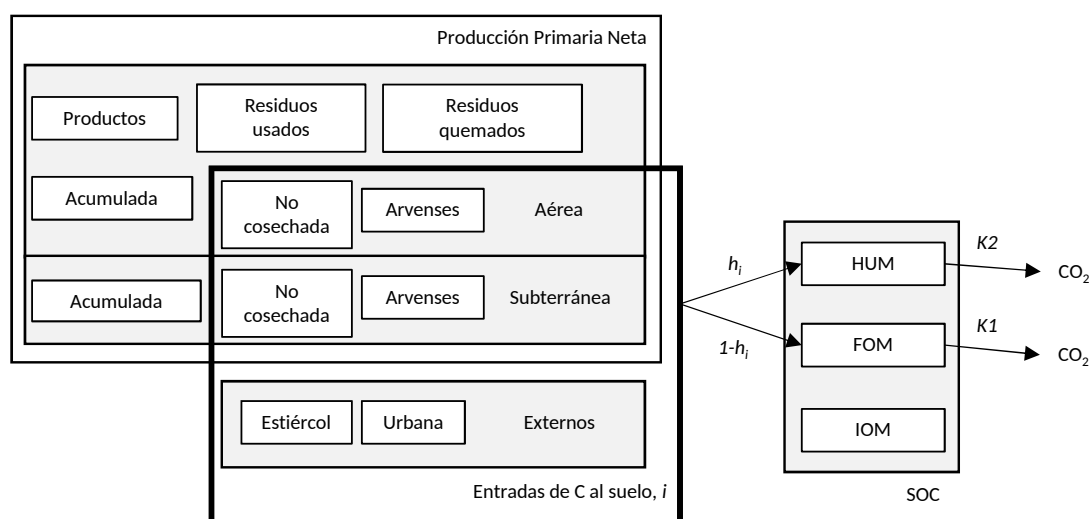
El modelo de dinámica del **carbono orgánico en suelo** HSOC<sup>31</sup> (Figura 16) se basa en el conocido modelo RothC, que ha sido simplificado y ajustado a las condiciones de cultivo mediterráneas. Brevemente, la evolución del carbono orgánico se estima como un balance entre las entradas (incluyendo residuos de cosecha, raíces y rizodepósitos del cultivo, biomasa aérea y subterránea de las arvenses, y aportes de estiércol y residuos urbanos) y las salidas (dependientes del tamaño de cada compartimento de carbono del suelo, su tasa basal de mineralización, y factores edafoclimáticos). Al igual que el modelo RothC, HSOC opera a una escala temporal mensual, con compartimentos de carbono orgánico que se ven sometidos a unas tasas

de mineralización moduladas por la temperatura, la humedad y la cobertura vegetal. Además, a diferencia de RothC, HSOC incorpora coeficientes de humificación específicos para los distintos tipos de aporte orgánico. La aplicación de HSOC al análisis histórico del carbono orgánico en suelos agrícolas españoles se realiza<sup>31</sup> a partir de fuentes históricas de superficies, rendimientos, superficie regada, uso de residuos, cabaña ganadera, y datos climáticos, incluyendo temperatura y precipitaciones (a nivel provincial). Mediante el uso de coeficientes<sup>129</sup>, como el índice de cosecha y el ratio biomasa raíz:biomasa aérea, se calcula la producción de residuos y biomasa radicular, a partir de los datos de producción. Los datos de cabaña ganadera y de balance alimentario del ganado<sup>27</sup> permiten estimar la producción de estiércol y sus correspondientes aportes de carbono al suelo. Todos los cálculos se detallan en profundidad en una publicación reciente<sup>31</sup>. Debido a la falta de datos específicos, las emisiones o secuestro de CO<sub>2</sub>e asociado al balance de carbono en el suelo solo se incluyeron en el balance agregado, no en el análisis por tipo de cultivo, y tampoco se realizó el balance de carbono de los pastizales, ni por tanto se incorporó este componente a la huella de carbono de los productos de la ganadería.

Los valores de emisiones de **fermentación entérica y manejo del estiércol** desde 1990 se han tomado del Inventario Nacional de Emisiones<sup>130</sup>, que emplea un enfoque Tier 2 para todas las especies, basado en información detallada en documentos zootécnicos<sup>35-40</sup>. Estos valores se han modulado hacia atrás con los valores estimados siguiendo el enfoque Tier 2 (en el caso del vacuno) y Tier 1 (en el resto de especies) del IPCC para cortes temporales anteriores a 1990<sup>125</sup>. Los datos de actividad, incluyendo el consumo de



**Figura 15.** Acumulación de carbono en la biomasa de los cultivos leñosos en España. Elaboración propia con datos modificados de Infante-Amate e Iriarte Goñi<sup>91</sup>.



**Figura 16.** Modelo dinámico de carbono en el suelo, HSOC. Modificado de Aguilera et al.<sup>31</sup>.

alimentos de los animales, se han tomado de trabajos previos del Laboratorio de Historia de los Agroecosistemas, que los reconstruyó a partir de estadísticas oficiales y otras fuentes. Estos datos incluyen cabaña ganadera<sup>27</sup> en número de animales y peso vivo, alimentación de los animales<sup>125</sup>, y distribución de los sistemas de gestión de estiércol<sup>31</sup>. El cálculo de la alimentación animal se refinó en cortes recientes con datos procedentes de un amplio estudio de modelización a nivel de regiones europeas realizado con el modelo CAPRI<sup>41,42,131</sup>. La emisión de N<sub>2</sub>O de la deposición de excretas en pastoreo se calculó en base a los nuevos factores de emisión proporcionados por la actualización de 2019 de las guías del IPCC (0.4% para vacuno, porcino y aves, y 0.3% para ovino y caprino)<sup>71</sup>, reflejando la evidencia creciente que muestra valores bajos para este tipo de emisión en distintas áreas geográficas<sup>132-134</sup>, y está también más en consonancia con el valor medio del 0,5% en suelos cultivados mediterráneos obtenido en un meta-análisis<sup>77</sup>.

Los **productos agropecuarios importados** pueden ser (i) insumos de la producción agrícola (**semillas**) y ganadera (mate-

rias primas para la producción de **piensos**), (ii) **alimentos** para consumo humano, (iii) materias primas para **uso industrial** (como aceite para fabricación de biodiesel). Por tanto, en este trabajo se han calculado sus emisiones asociadas para (i) calcular la huella de los productos vegetales y animales, y (ii) calcular las emisiones asociadas al consumo, es decir, la **huella de la dieta** de la población española), sumando las emisiones de los alimentos para consumo humano a las de la producción, y restando las emisiones asociadas a los productos que exportamos y los que tienen uso industrial. Las emisiones asociadas a los productos importados se calcularon con datos de comercio exterior y balances alimentarios de FAOSTAT<sup>56</sup> y Soto et al.<sup>27</sup>, y factores de emisión obtenidos principalmente de la base de datos de ACV Ecoinvent<sup>135,136</sup>. En este caso no fue posible usar factores temporalmente dinámicos, por lo que se usaron los mismos factores para toda la serie. Las emisiones de los productos importados incluyen emisiones por **deforestación (LUC, por sus siglas en inglés, Land Use Change)** y el resto de emisiones directas e indirectas. Las emisiones por LUC

se calcularon a partir de estudios específicos que atribuyen estas emisiones a productos vegetales a nivel mundial<sup>137</sup>, y productos animales a nivel europeo<sup>42,43</sup>.

Las emisiones asociadas a los productos derivados de la pesca y acuicultura se estimaron a partir de los datos de producción y comercio exterior de productos pesqueros<sup>138</sup> y de factores de emisión recopilados de la literatura<sup>139-147</sup>.

Las emisiones en el **transporte, procesamiento, empaquetado, comercialización y hogares** se calcularon principalmente a partir de los datos de consumo de energía recopilados en Infante-Amate et al.<sup>5</sup>. Los factores de emisión de emisiones directas se tomaron del IPCC<sup>148</sup>. Al igual que para la fase de producción agraria, se usaron factores de emisión temporalmente dinámicos de producción de electricidad<sup>46</sup> y combustibles<sup>125</sup>.

Las emisiones asociadas a la **gestión de residuos** se tomaron del Inventario Nacional de Emisiones, asumiendo que el 80% de las emisiones de CH<sub>4</sub> de los vertederos proceden de los residuos derivados de la alimentación. La estimación de las emisiones asociadas a gestión de residuos en cortes previos a 1990 se realizó en base a cálculos sobre el **desperdicio de alimentos** en las distintas fases de la cadena agroalimentaria según el tipo de producto<sup>124</sup>, que se adaptaron históricamente al caso español<sup>26</sup>. Estas estimaciones del desperdicio de alimentos, junto con las emisiones asociadas a la gestión de residuos, también se usaron para calcular la huella de carbono del desperdicio de alimentos.

Por último, los valores de emisiones asociadas a la dieta estimados se expresaron en términos per cápita usando datos oficiales de **población** del Instituto Nacional de

Estadística recopilados en Wikipedia<sup>149</sup>. Sin embargo, la relevancia de la **actividad turística** en España, que en los últimos años ha recibido anualmente en torno a 80 millones de turistas<sup>150</sup>, hace que los datos de población residente infraestimen la población que consume alimentos a lo largo del año. Asimismo, el crecimiento económico en las últimas décadas ha posibilitado que la población española incremente su actividad turística en el extranjero, por lo que los días que pasan estas personas en otros países no estarían consumiendo en España. Por ello, se ha corregido el valor de población teniendo en cuenta el balance neto en el número de personas-día entre el turismo que realizan los residentes en el extranjero<sup>57</sup> y el turismo que realizan los extranjeros en España<sup>150,151</sup>. Esta corrección ha supuesto el incremento de las cifras de población en un 1.8%-2.7% desde 2006. Para el periodo anterior a 2006, como no contamos con datos estadísticos de turismo, se ha supuesto un incremento lineal de este porcentaje desde 0 en 1950.

# 3. RESULTADOS

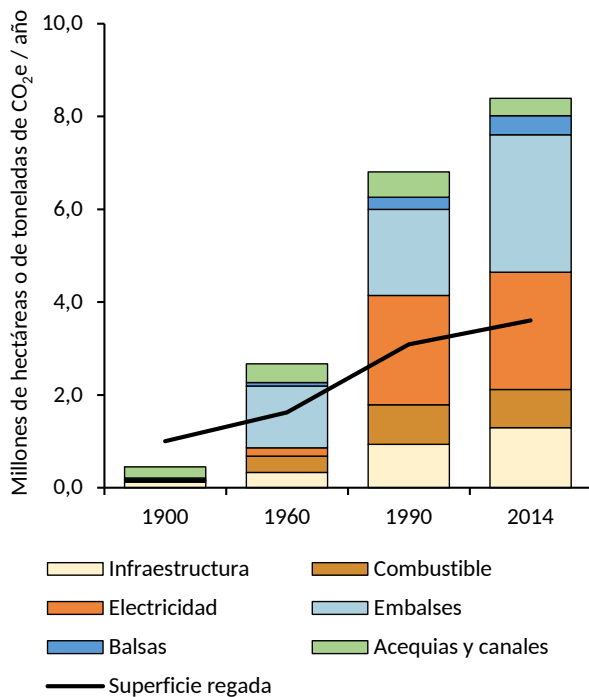
## 3.1. EMISIONES DE GEI EN LA PRODUCCIÓN AGRÍCOLA

### 3.1.1. Componentes del balance de emisiones de GEI

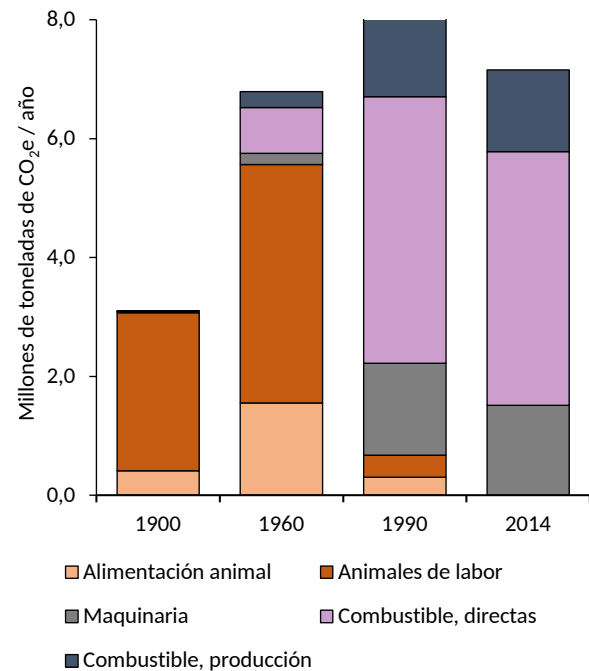
En esta sección se describen los resultados del **balance de emisiones de la producción vegetal en España** profundizando en cuatro de sus componentes: **el regadío, la tracción, la fertilización y el balance de carbono en el suelo y la biomasa.**

Durante el siglo XX la superficie regada se multiplicó por 3,4 mientras que las **emisiones asociadas al regadío** lo hicieron por 21 (Figura 17). Consecuentemente, la huella de carbono por unidad de superficie se multiplicó por 6. Por otro lado, el aumento de productividad de los cultivos asociada al regadío, llevó a que su producción, en términos de carbono, se multiplicara por 6, de modo que la huella de carbono por unidad de producto se multiplicó por 446, a pesar del in-

cremento en la eficiencia del uso del agua. Las **emisiones de CH<sub>4</sub> de los cuerpos de agua** (embalses, balsas, canales y acequias) fueron el componente mayoritario del balance de emisiones de GEI del regadío durante la mayor parte del periodo estudiado. Al inicio del periodo estudiado esta relevancia se debió al **papel de las acequias**, seguidas de los embalses que crecieron fuertemente a mediados del siglo XX, y por último las balsas de riego, que crecieron de manera notable ya en el siglo XXI. Las tecnologías de ahorro de agua (como los sistemas de riego por goteo) y de captación de nuevos recursos hídricos (como trasvases, pozos profundos o desalinizadoras) incrementaron de forma significativa el **consumo energético** directo y el asociado a la infraestructura. Así, la producción relativa de hidroelectricidad en los embalses destinados principalmente al regadío fue declinando en relación a la electricidad consumida por el regadío. Por otro lado, hubo incrementos en la eficiencia energética de la



**Figura 17.** Superficie regada (millones de hectáreas) y emisiones de GEI asociadas al regadío (millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes al año) en España. Elaboración propia, véase Aguilera et al.<sup>46</sup>



**Figura 18.** Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas a la tracción animal y mecánica en la agricultura española (millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalente al año). Elaboración propia, véase Aguilera et al.<sup>125</sup>

generación eléctrica, pero su influencia en la huella de carbono total del regadío fue muy limitada, siendo más relevantes los cambios en el mix eléctrico del país<sup>46</sup>. Hay que tener en cuenta la diversidad de sistemas de regadío, cuyas características concretas condicionarán su balance específico de emisiones y por tanto la priorización más adecuada de las medidas de mitigación. También hay que considerar el impacto del tipo riego sobre otros componentes del balance de emisiones, como las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo o el balance de carbono, incluyendo tanto el efecto sobre la mineralización de la materia orgánica del suelo como el efecto sobre la producción primaria neta del cultivo y su distribución alométrica.

En el caso de las emisiones de GEI asociadas a la **tracción** (Figura 18), el incremento asociado a la industrialización también fue notable pero no tan acusado como en

el caso del regadío, debido a las emisiones relativamente altas derivadas de la tracción animal. De este modo, las emisiones de GEI por hectárea debidas a la tracción actualmente duplican a las de comienzos del siglo XX, mientras que por unidad de producto las emisiones en los sistemas mecanizados actuales son similares a las de los sistemas tradicionales<sup>13</sup>.

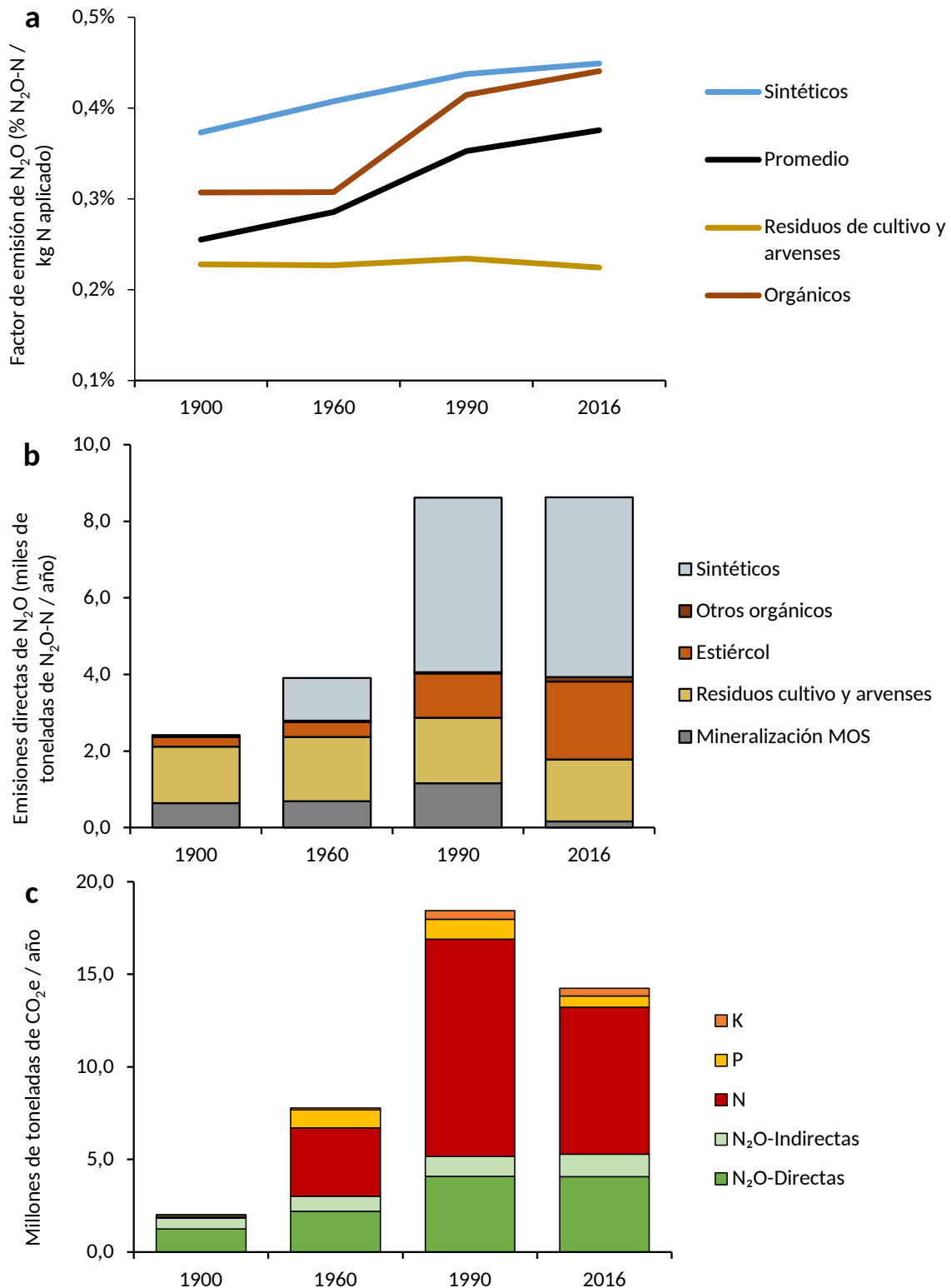
Las emisiones asociadas a la **fertilización** (Figura 19) están condicionadas por múltiples factores que interaccionan entre sí. Por un lado, las emisiones de N<sub>2</sub>O se ven afectadas en primer lugar por la cantidad de nitrógeno aportada al suelo, y en segundo por la **proporción de este nitrógeno que se emite como N<sub>2</sub>O**. Esta proporción, o **“factor de emisión”**, en condiciones mediterráneas se ve condicionada principalmente por el tipo de aporte (residuos de cosecha

y arvenses, aportes orgánicos líquidos o sólidos, fertilizantes sintéticos y mineralización neta de la materia orgánica del suelo) y el tipo de manejo del agua (distintos tipos de riego, o seco). Así, los menores factores de emisión se dan con aportes orgánicos sólidos y en seco, condiciones que dominaban a principios del siglo XX, lo que resultaba en un factor de emisión bajo (Figura 19a). En cambio, a comienzos del siglo XXI la dominancia de los fertilizantes sintéticos, los estiércoles líquidos (purines) y el regadío conduce a un mayor factor de emisión promedio. En conjunto, mientras que las emisiones de  $N_2O$  en sistemas preindustriales procedían principalmente de la descomposición de residuos de cosecha y arvenses, y de la propia mineralización de la materia orgánica del suelo, en los sistemas industrializados modernos tienen mucho mayor peso los **fertilizantes sintéticos y el estiércol** (Figura 19b).

Otro componente importante del balance de emisiones de la fertilización es la **fabricación de fertilizantes sintéticos**, especialmente la de los nitrogenados, en la que se emplean grandes cantidades de combustibles fósiles y que, además del  $CO_2$  emitido por la producción y el uso de estos combustibles, puede generar emisiones adicionales de  $N_2O$  (en la producción de ácido nítrico). Así pues, la expansión del uso de fertilizantes sintéticos ha supuesto también un aumento considerable de las emisiones asociadas a la fertilización, representando la fabricación de fertilizantes sintéticos nitrogenados la mayor parte de estas emisiones desde la década de 1960 (Figura 19c). Por otro lado, los incrementos en la eficiencia en la fabricación de fertilizantes, junto con la moderación en su aplicación a los cultivos, ha llevado a una notable reducción de las emisiones asociadas a la fabricación de fertilizantes desde 1990, si

bien los niveles de emisión del conjunto de la fertilización siguen muy por encima de los de los sistemas preindustriales.

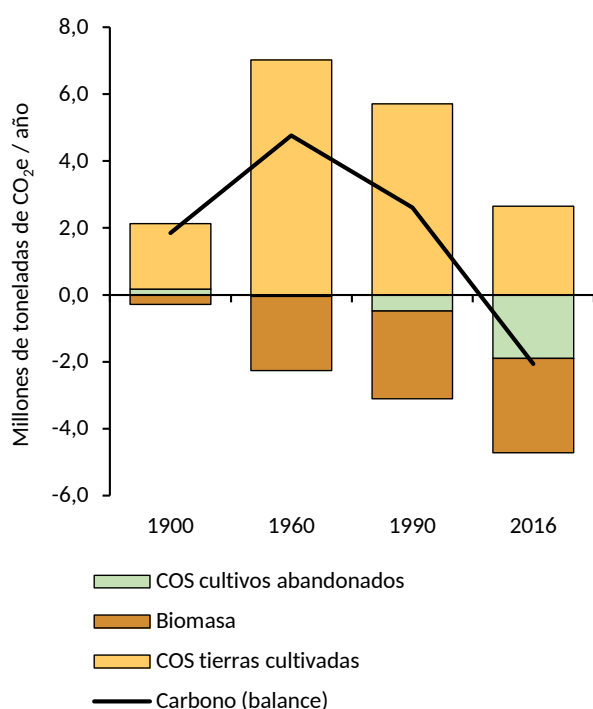
Como se apuntaba en la introducción, los suelos de las tierras de cultivo en España han estado perdiendo **materia orgánica** durante todo el siglo XX y comienzos del siglo XXI. La figura 20 muestra la traslación de esos cambios de los stocks de carbono a emisiones de  $CO_2e$ , diferenciando las tierras de cultivos en activo de las que se han cultivado en algún momento, pero luego se han abandonado. Los resultados indican que a nivel agregado el abandono de tierras ha conducido a una notable acumulación de carbono en esos suelos, en consonancia con estudios empíricos en diversos puntos de la geografía española<sup>152-154</sup> y otros sistemas mediterráneos<sup>155</sup>. Hacia el final del periodo estudiado, esta acumulación compensa gran parte de las pérdidas ocurridas en las tierras cultivadas, en términos de  $CO_2e$ . Por otro lado, pese a que esta acumulación es relevante en términos de mitigación del cambio climático, hay que señalar que, desde el punto de vista de la adaptación a sus impactos y, de manera más general, de la propia fertilidad del suelo y su productividad a largo plazo, lo fundamental son las tendencias en las tierras cultivadas, muy preocupantes ya que los resultados sugieren que están perdiendo materia orgánica. Esta pérdida podría incrementar las emisiones también de forma indirecta, al hacer que los suelos sean más demandantes de fertilizantes sintéticos y agua de riego, dos insumos que, como hemos visto, son una fuente muy significativa de emisiones, tanto directas como indirectas. Por tanto, transformar el suelo en un sumidero de carbono podría ser un elemento clave en la mitigación de GEI en España, para lo cual, además de las prácticas discutidas



**Figura 19.** Emisiones de GEI asociadas a la fertilización de cultivos en España. Factor de emisión de N<sub>2</sub>O de cada tipo de aporte nitrogenado (% del N aplicado emitido como N<sub>2</sub>O) (a); Emisiones directas de N<sub>2</sub>O en función del tipo de aporte nitrogenado (b) y emisiones totales de GEI asociadas a todo el proceso de fertilización (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año) (c). N, P y K corresponde a las emisiones de fabricación de fertilizantes sintéticos nitrogenados (N), fosfóricos (P) y potásicos (K). MOS se refiere a materia orgánica del suelo. Elaboración propia.

en la introducción, es necesario considerar la disponibilidad local de fuentes de materia orgánica (como residuos sólidos urbanos, en zonas periurbanas, o residuos de agroindustria, en zonas hortofrutícolas) y su el método de gestión para optimizar el secuestro de carbono<sup>156</sup>.

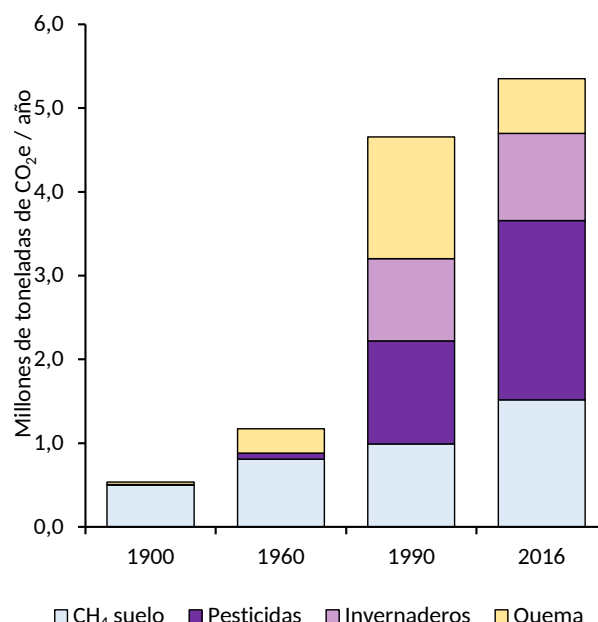
Por otro lado, la expansión de los cultivos leñosos (olivar, viña y frutales) durante el siglo XX ha propiciado una **acumulación de carbono en forma de biomasa viva**, que también está contribuyendo a compensar emisiones de GEI (Figura 20). En este punto hay que aclarar que el CO<sub>2</sub> emitido por la quema de restos de poda de frutales no se tiene en cuenta por considerarse de origen biogénico. En cambio, sí que se ha considerado la contribución del manejo de los **res-**



**Figura 20.** Emisiones y sumideros de carbono resultantes del balance de carbono orgánico del suelo (COS) y de los cambios en el stock de biomasa de los cultivos leñosos (millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes al año). Valores positivos indican emisiones netas, y negativos sumidero neto de carbono. Elaboración propia.

**tos de poda** al balance de carbono en el suelo, así como las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O resultantes de la quema (ver Figura 21).

La Figura 21 muestra otros componentes del balance de emisiones de la producción de cultivos no mostrados anteriormente. Destacan las **emisiones de CH<sub>4</sub> de los arrozales**, que ya representaban casi medio millón de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año en 1900, y se han multiplicado casi por 3 durante el periodo estudiado. Sin embargo, el crecimiento relativo ha sido mucho mayor en los otros tres componentes del balance representados en la Figura 21, y en el caso de la **fabricación de pesticidas** también lo ha sido en términos absolutos. Así pues, si bien los impactos de los pesticidas de síntesis sobre la biodiversidad<sup>157-159</sup> son bien conocidos, estos resultados muestran que su contribución a las emisiones de GEI son también cada vez



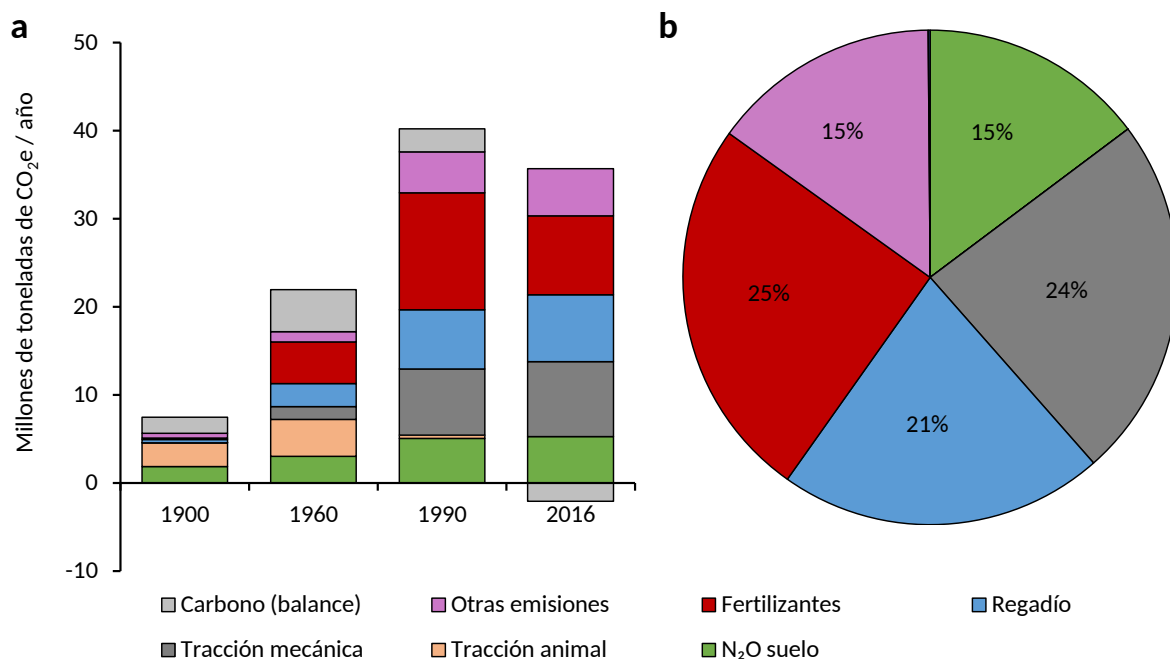
**Figura 21.** Otras emisiones de GEI de la producción de cultivos, incluyendo emisiones resultantes de la fabricación de pesticidas y materiales de invernadero, CH<sub>4</sub> de suelos inundados (arrozales) y N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub> de la quema de residuos de cosecha (millones de toneladas de CO<sub>2</sub> equivalentes al año). Elaboración propia.

más relevantes. Los **invernaderos** suponen una parte significativa del balance de emisiones desde una fecha relativamente reciente, ya que su expansión tuvo lugar principalmente desde la década de 1980. Por último, las emisiones de la quema de residuos llegaron a su pico en torno a 1990, año en que se pusieron en marcha normativas ambientales que limitaron esta práctica, si bien sigue siendo significativa en ciertos cultivos como los leñosos y los cereales de verano.

En la Figura 22 se representa el **balance completo de emisiones de GEI en la producción vegetal**, mostrando la tendencia general y los cambios en los pesos relativos de los componentes del balance presentados en figuras anteriores.

En conjunto, el potencial de calentamiento global pasó de 7,2 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e en 1900 a un pico de 39,7 millones de toneladas en 1990, descendiendo después hasta 33,6 millones de toneladas en 2016.

El balance estaba dominado en 1900 por la tracción animal, las pérdidas de carbono del suelo y las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo. En cambio, en 2016 dominan la tracción mecánica, el regadío y la fabricación de fertilizantes sintéticos, con un papel también relevante de nuevos componentes como la fabricación de pesticidas e invernaderos. El descenso observado desde 1990 se debe a múltiples motivos, entre los que se encuentran el estancamiento en el uso de fertilizantes (que fue similar en 1990 y 2016), las mejoras en la eficiencia de la producción de fertilizantes, y la compensación de las pérdidas de materia orgánica de las tierras de cultivo con ganancias en las zonas abandonadas y la acumulación de biomasa en cultivos leñosos. Parte de la estabilización en el uso de fertilizantes se explica por la expansión de la agricultura ecológica, que actualmente supera el millón de hectáreas de superficie cultivada<sup>160</sup> (un 6% de la superficie cultivada). Incluso así, la cantidad de fertilizante nitrogenado aplicada



**Figura 22.** Balance de emisiones de GEI de la producción de cultivos en España (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e equivalentes al año), incluyendo su evolución histórica (a) y la composición del balance en 2016 (b). Elaboración propia.

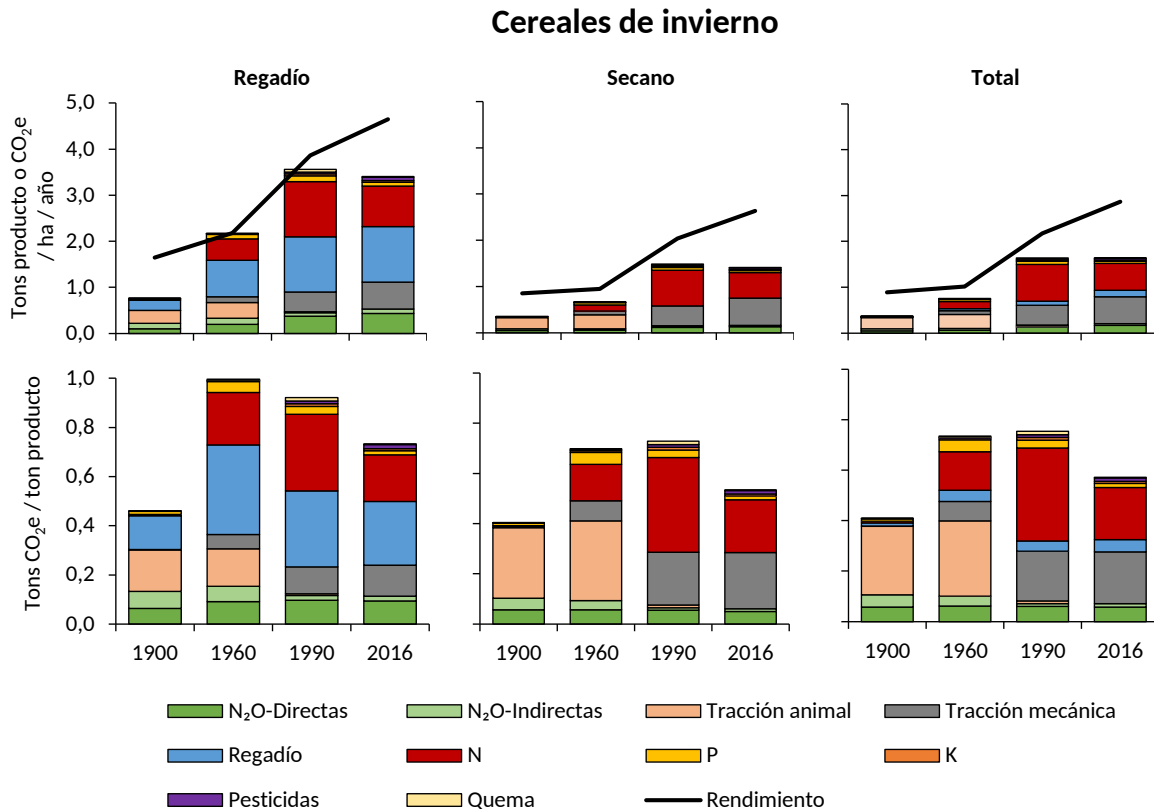
por hectárea se incrementó en un 18% respecto a 1990 (ya que la superficie cultivada disminuyó), y en un 26% si se considera solo la superficie bajo manejo convencional. En el epígrafe siguiente se analizan los resultados por cultivo, separando regadío y secano y balance de emisiones por hectárea y huella de carbono de cada producto.

se han multiplicado por 4 aproximadamente tanto en regadío como en secano, y se ha pasado de un balance dominado por la tracción animal a otro dominado por la tracción mecánica y la fabricación de fertilizantes sintéticos (y el suministro de agua de riego, en el caso de los sistemas de regadío). Debido a la mejora de los rendimientos, la huella de carbono por unidad de producto no se ha incrementado tanto como las emisiones por hectárea. Otro aspecto destacable de la evolución histórica es el pico de emisiones durante la segunda mitad del siglo XX, un periodo de transición entre la agricultura preindustrial y la industrializada en el que la agricultura preindustrial se estaba desarticulando, y por tanto perdía eficiencia, y las emisiones asociadas a la fabricación de fertilizantes eran más elevadas que en la actualidad. Por otro

### 3.1.2. Huella de carbono de los productos agrícolas

#### Cereales de invierno

El balance de emisiones de los cereales de invierno (Figura 23) tiene una composición y magnitud marcadamente distinta según se cultiven en regadío o secano, y según se trate de sistemas tradicionales o modernos. A nivel histórico, las emisiones por hectárea



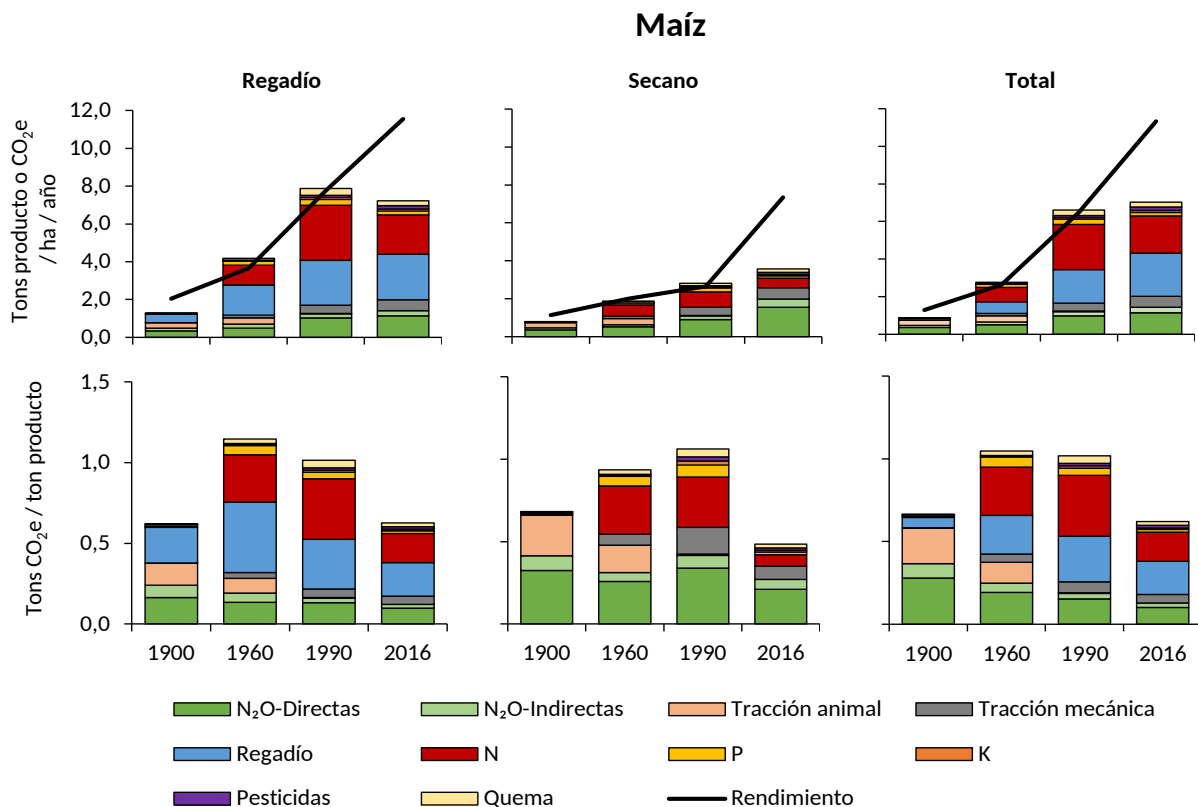
**Figura 23.** Cambios históricos en el balance de GEI de los cereales de invierno, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia.

lado, las emisiones por hectárea en regadío triplican aproximadamente a las del secano, lo cual sin embargo se ve compensado por unos mayores rendimientos, lo que lleva a una huella de carbono similar en secano y regadío.

En conjunto, las emisiones asociadas al riego tienen un peso relativamente menor en el balance de emisiones de los cereales de invierno, que se cultivan mayoritariamente en secano. También destaca el bajo peso de las emisiones de  $N_2O$  del suelo, debido al cultivo mayoritario en secano mediterráneo, que está asociado a bajos aportes de fertilizantes nitrogenados y bajos factores de emisión. La huella de carbono obtenida del grano de cereal, de  $0,6 \text{ kg CO}_2\text{e} / \text{kg}$ , es similar al promedio global de varias revisiones recientes<sup>8,161</sup>.

## Maíz

El maíz se produce mayoritariamente en condiciones de regadío en España, lo que posibilita el fuerte incremento de los rendimientos observado a lo largo del periodo objeto de nuestro análisis (Figura 24). Estos rendimientos son notablemente mayores, si cabe, en sistemas de regadío. No obstante, el uso de riego para incrementar los rendimientos lleva asociadas unas emisiones de GEI que determinan el balance de emisiones actual, siendo el riego y el uso de fertilizantes nitrogenados los elementos que más contribuyen al balance final, ligeramente superior al de la última década del siglo XX (1990). Al escalar las emisiones a los rendimientos del cultivo, al igual que sucedía con los cereales de invierno, el notable incremento en las cosechas ocurrido entre 1990 y 2016 lleva



**Figura 24.** Cambios históricos en el balance de GEI del maíz, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia.

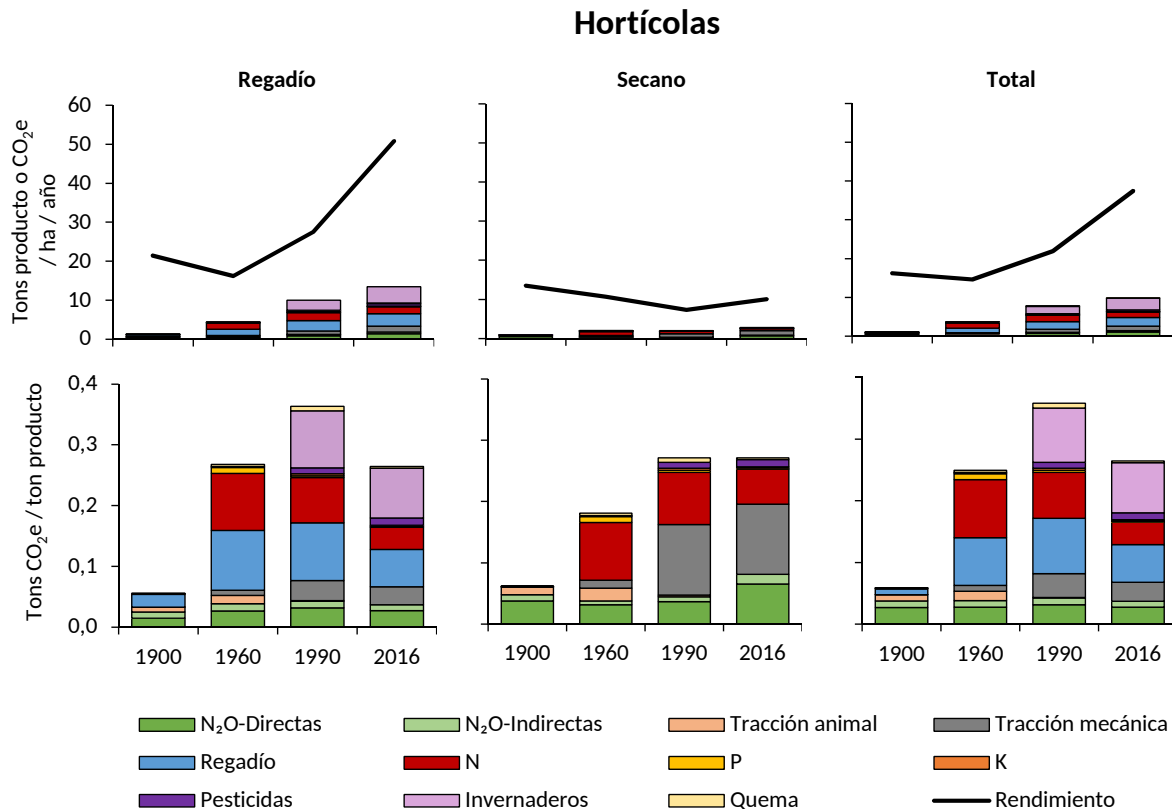
a unos valores sustancialmente inferiores a los de 1960 y 1990, y en este caso también a los de 1900.

### Cultivos hortícolas

Al igual que en los casos anteriores, se observa un incremento notable de las cosechas de los cultivos hortícolas desde 1960 a la actualidad, que se ve acentuado por la expansión de los cultivos bajo plástico (Figura 25). Los principales focos de emisión son en consecuencia, las cubiertas plásticas e infraestructuras asociadas, así como los sistemas de riego (tanto infraestructuras como las emisiones debidas al bombeo de agua) y, en menor medida, la producción de fertilizantes, la tracción y las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo.

Tal y como se observa en cultivos de regadío como el maíz, en el caso de los hortícolas ese incremento de rendimiento da lugar, desde 1900, a sistemas más eficientes en el uso de recursos que en 1990, lo que se traduce en una menor huella de carbono en 2016. Igualmente, el peso de las emisiones ligadas a la síntesis de fertilizantes alcanza su cenit entre 1960 y 1990, mientras que descienden en los sistemas de regadío en 2016.

En sistemas de secano existe una merma en las cosechas, siempre inferiores a las del regadío, durante el siglo XX. Sin embargo, frente a este hecho, las emisiones de GEI presentan una tendencia creciente en ese periodo, siendo la fertilización y la tracción las principales fases de la producción afectando al balance final de emisiones.



**Figura 25.** Cambios históricos en el balance de GEI de los cultivos hortícolas, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia.

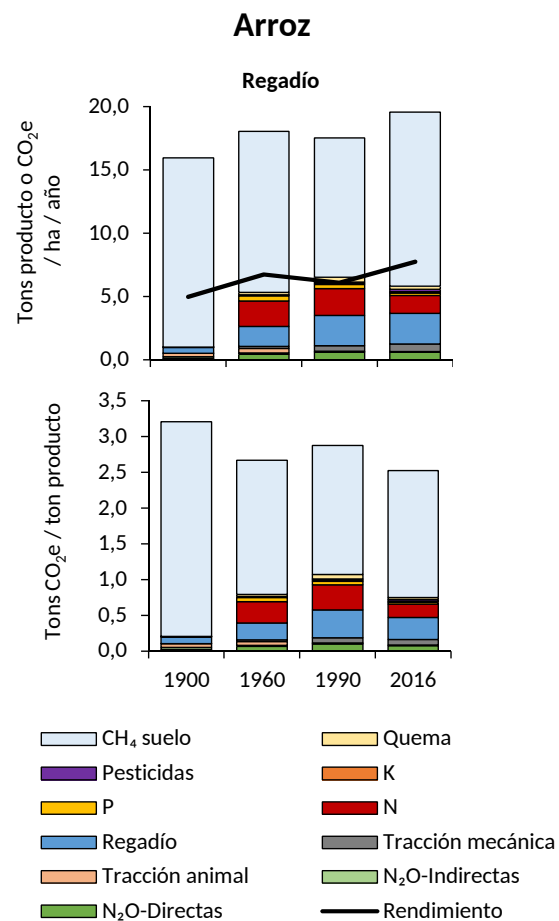
En una visión de conjunto, las emisiones escaladas al rendimiento se dispararon entre 1900 y 1990, multiplicándose por 6, pero disminuyeron un 26% entre 1990 y 2016, siendo el riego y las infraestructuras de los invernaderos los elementos del balance con más peso específico. Hay que tener en cuenta que no se han incluido algunos insumos, como la energía de calefacción, que podría tener un peso notable en algunos sistemas de invernadero<sup>162</sup>.

## Arroz

Los rendimientos de arroz en España, reportados en el Anuario de Estadística Agraria del Ministerio de Agricultura, se mantienen relativamente estables en el tiempo (Figura 26). Este hecho, junto con unas emisiones totales de GEI por hectárea también bastante estables, redundan en unas emisiones escaladas al rendimiento similares en todos los cortes temporales analizados.

Como es de esperar en estos sistemas<sup>163</sup>, dominados por situaciones de hipoxia en largos periodos del cultivo, las emisiones de metano son dominantes en todos los casos. Se mantiene el peso de este elemento dentro del balance entre 1960 y 2016, siendo mayor en 1900, debido sobre todo al menor peso relativo del resto de procesos.

El riego y la síntesis de fertilizantes son los siguientes elementos en importancia para el balance de GEI en 1960 y 1990. La ausencia de emisiones ligadas a la síntesis de fertilizantes al comienzo del siglo XX vendría a confirmar una fertilización fundamentalmente basada en la aplicación de materia orgánica, lo que conduciría a unas mayores tasas de generación y liberación de metano.



**Figura 26.** Cambios históricos en el balance de GEI del arroz, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos en materia fresca) por hectárea (panel superior) y en la huella de carbono por unidad de producto (panel inferior). Elaboración propia.

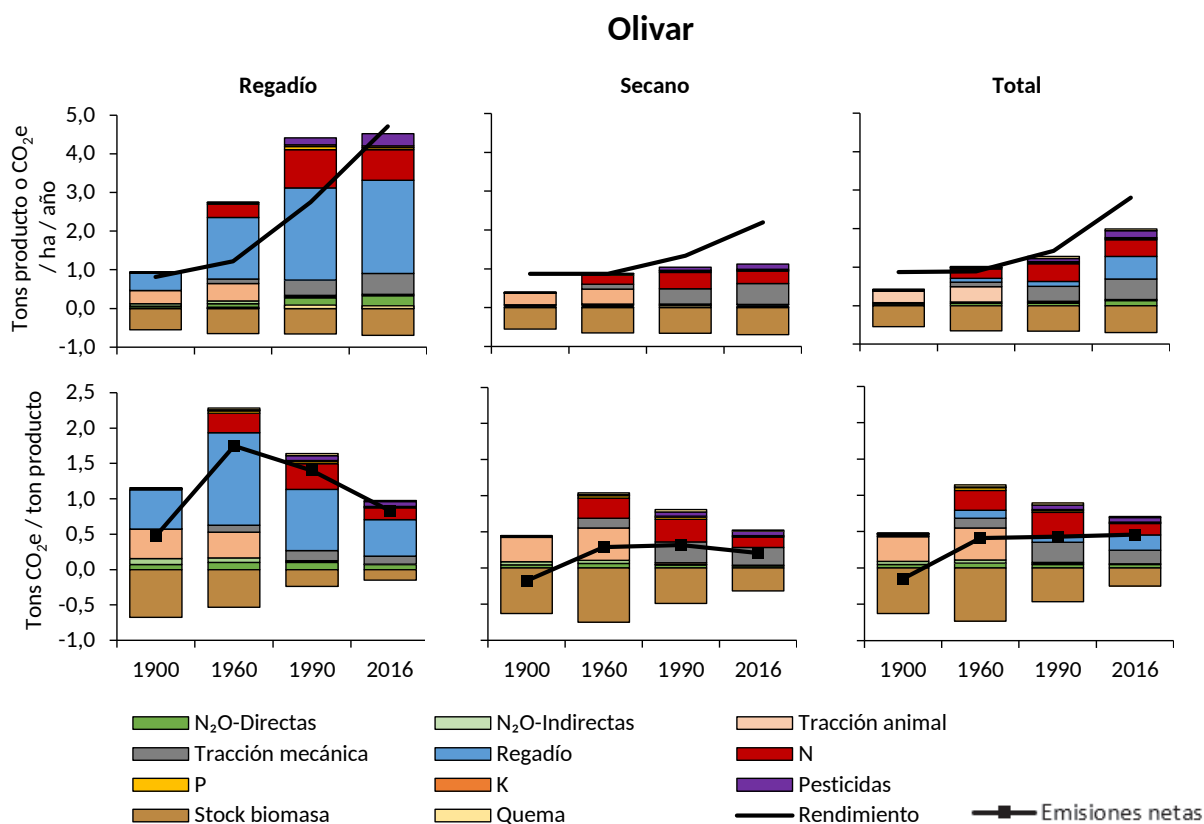
Las bajas emisiones directas de N<sub>2</sub>O tienen su explicación, como se ha apuntado anteriormente, en una desnitrificación completa en condiciones de anaerobiosis del nitrato a nitrógeno molecular<sup>77</sup>.

## Olivar

El olivar es uno de los cultivos más extendidos en España y que ha experimentado una mayor expansión, pasando de 1,1 millones de hectáreas en 1900 a 2,5 millones en 2016<sup>47</sup>. El rendimiento de sus cosechas ha sido creciente, tanto en sistemas de regadío como en secano (Figura 27).

La tracción animal dominaba las emisiones en los cortes de 1900 y 1960, pero en 1900 su magnitud era inferior al secuestro de carbono en la biomasa, lo que resultaba en una huella de carbono negativa (secuestro neto de CO<sub>2</sub>e). En 1960, con la entrada de los fertilizantes, la mecanización y la expansión del regadío (y el incremento del factor de emisión del agua de riego), las emisiones superaron al secuestro de C en la biomasa, de manera que el balance fue positivo de ahí en adelante (emisiones netas de CO<sub>2</sub>e). Desde la última década del siglo pasado, estas emisiones han estado dominadas por el riego y la síntesis de fertilizantes en sistemas de regadío y por la tracción mecánica en sistemas de secano.

Las emisiones por hectárea crecieron notablemente entre 1960 y 2016, pero al ser escaladas al rendimiento, debido a la tendencia creciente de éste, se observa un descenso en el tiempo, tanto en presencia como en ausencia de riego. En cambio, en el conjunto del secano y regadío las emisiones escaladas al rendimiento permanecen estables, ya que la expansión del regadío (con mayor huella de carbono) compensa la caída de emisiones en cada uno de los dos tipos de sistemas. En el balance total, tracción mecánica, riego, la síntesis de fertilizantes nitrogenados y el uso de pesticidas son, en orden decreciente, las fases del balance con más peso. El cambio en el stock de carbono de la biomasa leñosa pasó de compensar un 132% de las emisiones en 1900 al 35% en 2016.



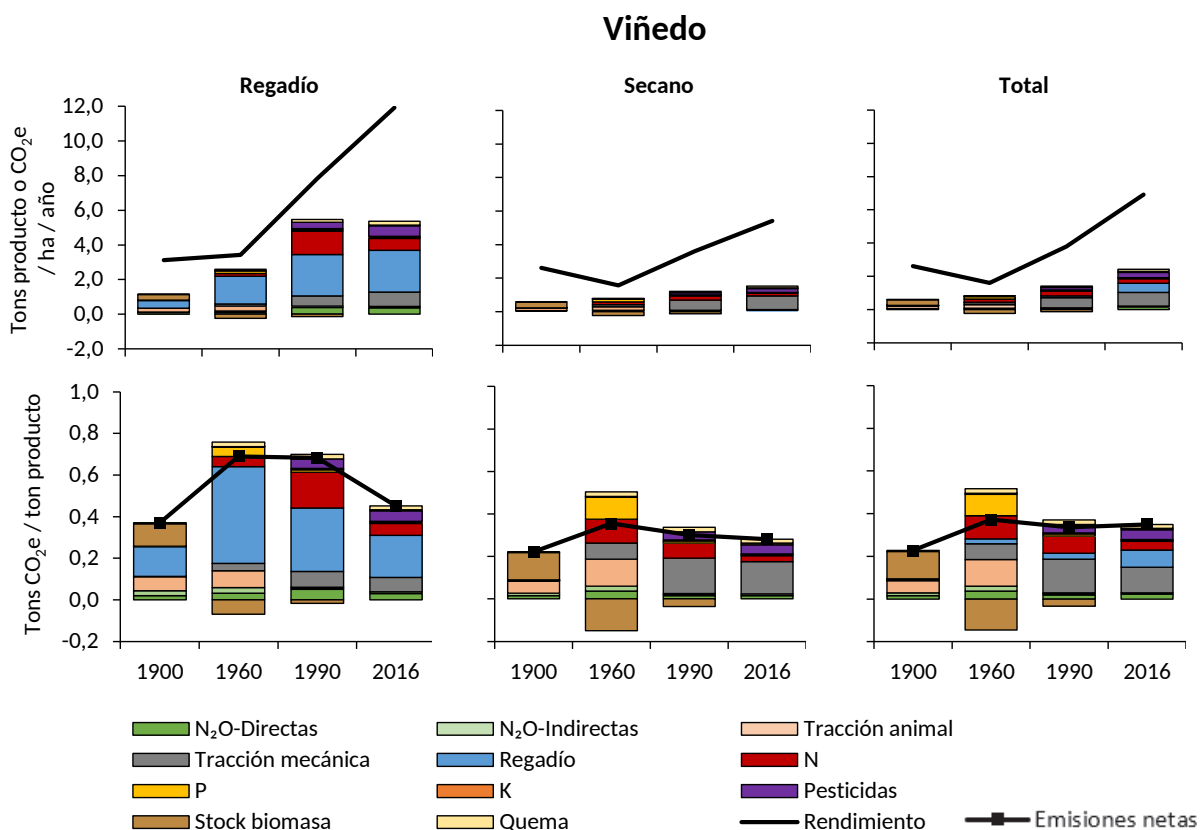
## Viñedo

De forma similar a lo observado en el olivar, el viñedo español presenta unos rendimientos de cosecha crecientes en el tiempo, en regadío y secano, aunque en este caso solo a partir de 1960 (Figura 28). En cambio, el balance de emisiones es muy distinto al del olivar, principalmente debido a que en este caso los cambios en el stock de biomasa viva fueron una fuente neta de emisiones durante la mayor parte del periodo. Esto se debe al patrón de expansión y retroceso de la superficie cultivada de viñedo. Al contrario que el olivar, el viñedo se encontraba en retroceso en 1900, y a partir de la década de 1980 comenzó otro periodo de retroceso que dura hasta el último corte, habiéndose pasado de 1,6 millones de hectáreas en 1980 a 0,9 en 2016.

De este modo, el cambio en el stock de biomasa fue la principal fuente de emisiones en el viñedo en todos los cortes excepto en 1960.

La fabricación de fertilizantes tiene un gran peso en 1960, al balance es sustituida, en 1990 y 2016, por la síntesis y aplicación de pesticidas, tanto en regadío como en secano. La tracción mecánica domina en estos últimos sistemas.

Los sistemas de regadío son tres veces más productivos que los de secano, pero sus emisiones por hectárea son unas 5 veces mayores, por lo que la huella de carbono por kg de producto es también mayor. Las emisiones netas por hectárea se multiplicaron por 6 en el periodo estudiado, mientras que por kg de producto se duplicaron.



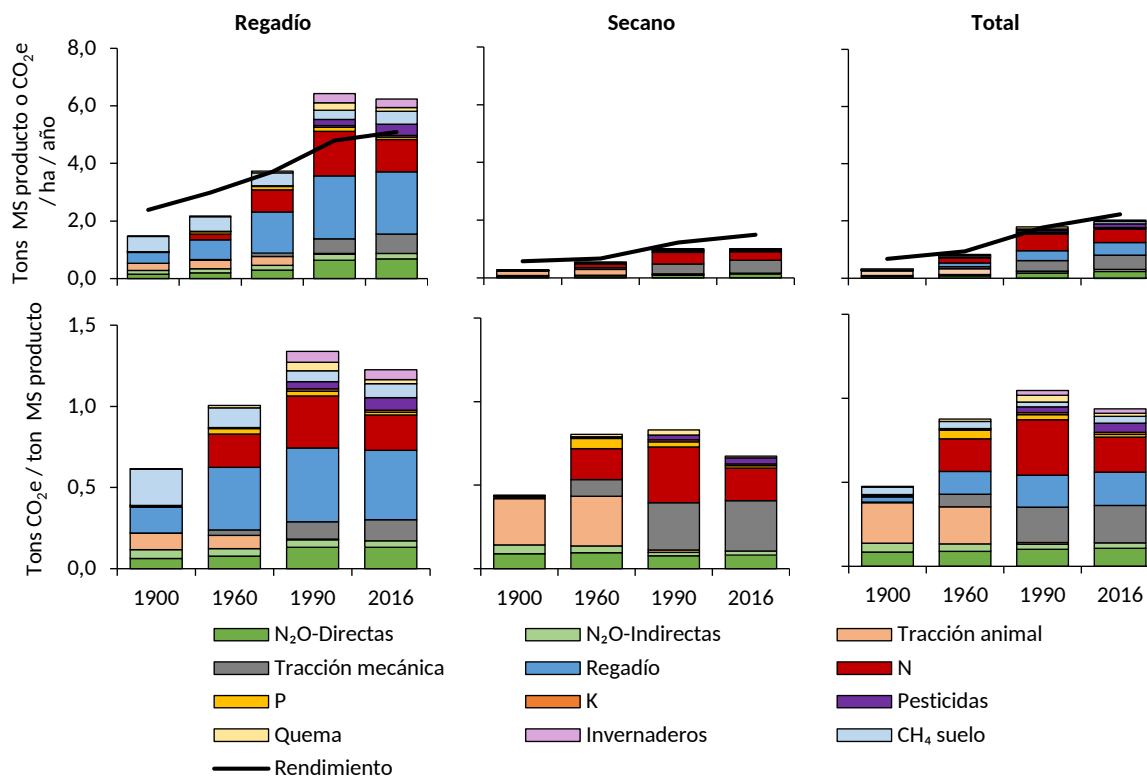
**Figura 28.** Cambios históricos en el balance de GEI del viñedo, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia fresca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Elaboración propia.

### 3.1.3. Emisiones totales de la producción vegetal y comparativa por tipo de cultivo

En suma, los balances de emisiones de GEI en la agricultura mediterránea son marcadamente distintos en sistemas de secano y de regadío (Figura 29). Así, en los sistemas de secano los niveles de emisión por hectárea son marcadamente bajos, y están dominados por la tracción mecánica, mientras que en sistemas de regadío los niveles por hectárea son mucho mayores, y cobran importancia las emisiones de  $N_2O$  del suelo, las de fabricación de fertilizantes y las de provisión de agua de riego. El hecho de que las emisiones directas de  $N_2O$  sean en casi todos los sistemas, mayores en regadío que en secano es debido a que, tal y como se ha observado en estudios de campo<sup>164</sup> y labora-

torio<sup>165</sup>, en condiciones de elevada humedad del suelo y contenido de nitrógeno mineral (situación frecuente en cultivos de regadío), la desnitrificación puede ocurrir de manera completa, llevando a la reducción total del nitrato a nitrógeno molecular. Asimismo, otros dos tipos de sistemas con balances de emisiones marcadamente distintos son los arrozales, donde predomina el  $CH_4$  emitido por el suelo de estos sistemas inundados, y los hortícolas de invernadero, donde la infraestructura y materiales del invernadero juegan un papel fundamental.

El análisis de la contribución relativa de cada tipo de producto y manejo a las emisiones totales de la producción vegetal (Figura 30) revela una tendencia más o menos estable en secano, con predominancia de los cereales de invierno, que representan en



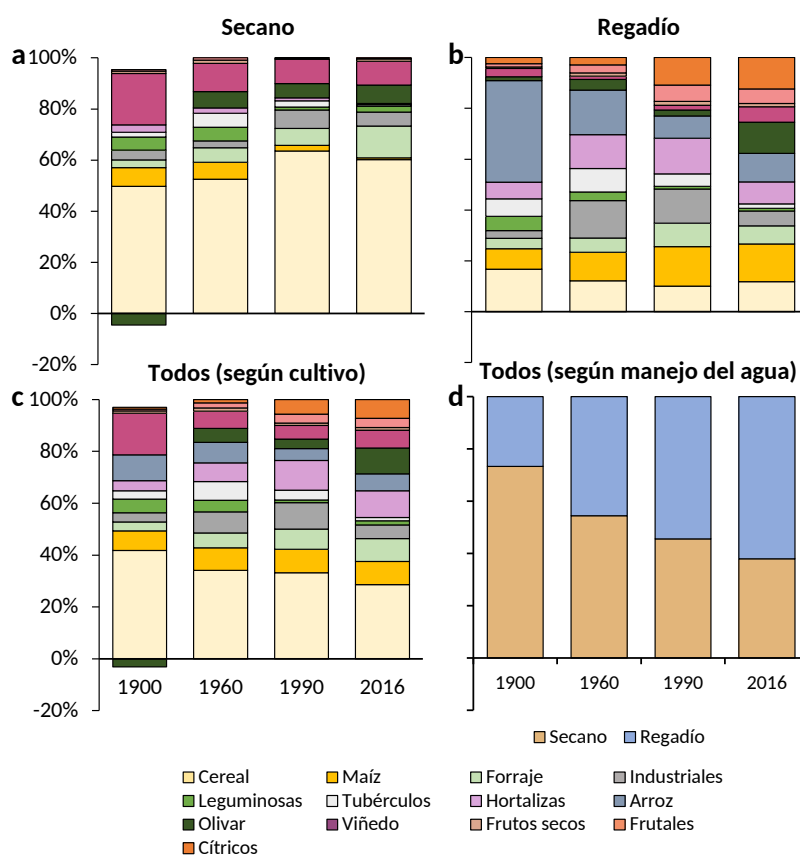
**Figura 29.** Cambios históricos en el balance de GEI del conjunto de los cultivos, incluyendo las emisiones de GEI y los rendimientos (materia seca) por hectárea (paneles superiores) y en la huella de carbono por unidad de producto (materia seca) (paneles inferiores) en regadío (izquierda), secano (central) y total (derecha). Cambios en los stocks de biomasa y carbono orgánico del suelo no incluidos. Elaboración propia.

torno a la mitad de las emisiones del secano durante todo el periodo. En regadío, en cambio, el arroz dominaba las emisiones a comienzos del siglo XX, pero pierde peso durante todo el periodo estudiado debido a la expansión de maíz, hortalizas y frutales, pero también de manera significativa de olivar y viñedo, dos cultivos que se cultivaban casi completamente en secano en sistemas tradicionales. En conjunto, los cereales de invierno van perdiendo peso en favor de frutales (sobre todo cítricos), olivar, hortalizas y en menor medida, cultivos forrajeros, lo que refleja la progresiva orientación exportadora y ganadera de la agricultura española.

En conjunto, las emisiones asociadas a las producciones en secano dominaban el balance de emisiones de la producción ve-

getal en 1900 (74% del total), mientras que el balance en la actualidad está dominado por las emisiones del regadío (60% del total) (Figura 30). Esta distribución contrasta con la proporción que representa el regadío en la superficie cultivada, de alrededor del 21%, pero es muy similar a su papel en la producción agraria vegetal en términos monetarios, algo superior al 60%.

Por tipo de cultivo (Figura 31), las mayores emisiones por unidad de producto se dan en arroz y frutos secos, en el primer caso debido a sus elevadas emisiones por hectárea (las mayores de entre todos los cultivos), y en el segundo debido a su baja productividad. En el caso de los frutos secos, sus emisiones por hectárea son las menores de todos los cultivos. Las legumbres, y cereales presen-



**Figura 30.** Cambios históricos en la contribución relativa de los distintos cultivos a las emisiones de GEI en secano (a), regadío (b), toda la producción vegetal, por cultivo (c), y toda la producción vegetal, por tipo de manejo del agua (d). Elaboración propia.

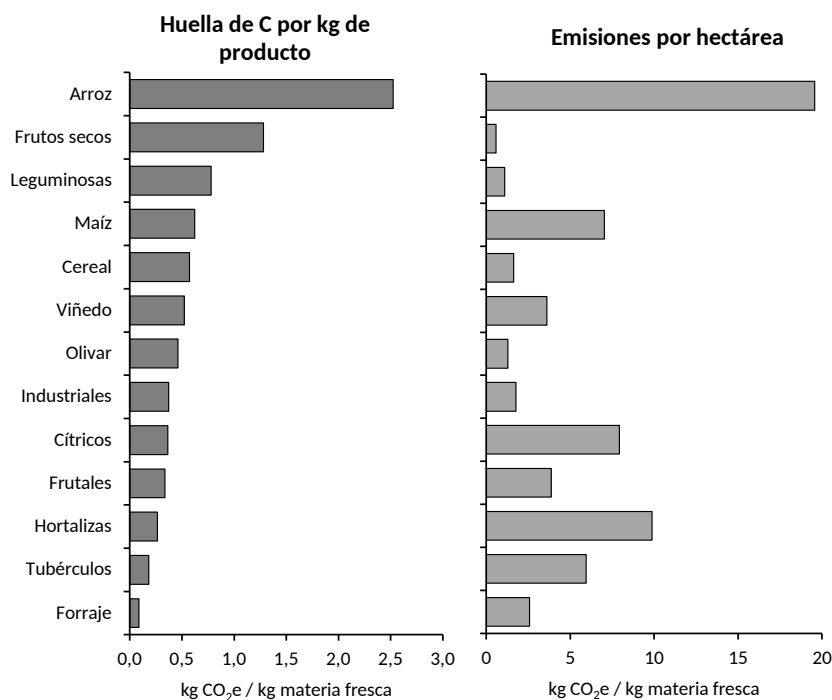
tan huellas de carbono comparables, entre 0,6 y 0,8 kg CO<sub>2</sub>e / kg producto. Las emisiones por hectárea son también muy bajas en el caso de las leguminosas, un valor que se suma a su papel agroecológico como fijadoras de nitrógeno, lo que reduce las necesidades de fertilizantes nitrogenados y por tanto la huella de los demás cultivos de la rotación. Tanto cereales como leguminosas son productos con un elevado contenido en materia seca, que los hace muy densos en términos de energía y proteína. Las aceitunas y las uvas tienen huellas de carbono en torno a 0,5 kg CO<sub>2</sub>e /kg, y con valores inferiores a 0,5 kg CO<sub>2</sub>e / kg producto se encuentran el resto de categorías, que incluyen principalmente frutas y verduras, todas ellas con elevadas emisiones por hectárea pero también alta productividad en términos de materia fresca. Esta alta productividad es debida a la gran presencia del cultivo en regadío y al alto contenido en agua de sus frutos, y por lo tanto bajo en energía y proteínas, si bien su aporte de vitaminas, minerales y fibra a la dieta es muy importante. Por último, la menor huella de carbono se encontró en los cultivos forrajeros, cuya elevada productividad y el hecho de que se coseche toda la biomasa (no solo el grano o el producto principal), hacen que presenten unos niveles de emisión por unidad de producto muy bajos.

Hay que destacar que hay algunos grupos de cultivo muy heterogéneos, como los frutos secos, los cultivos industriales y los cultivos forrajeros. En estos grupos sería necesaria una mayor desagregación a nivel de cultivo para determinar las diferencias entre ellos.

Las **opciones de mitigación** de estas emisiones de GEI en la producción vegetal fueron analizadas en una reciente revisión<sup>21</sup>, incluida en un número especial<sup>166</sup> sobre

cuantificación y mitigación de GEI en cultivos mediterráneos, que mostraba cómo la optimización de la fertilización nitrogenada y del riego, su ajuste a las necesidades del cultivo en tiempo y forma, así como aquellas medidas de manejo tendentes a incrementar (o al menos preservar) el contenido en materia orgánica de los suelos (como las cubiertas vegetales o la aplicación de enmiendas orgánicas), resultaban las medidas con un mayor potencial de mitigación asociado, al tiempo que ofrecían las mayores oportunidades (y menores barreras) para los principales actores implicados en su implementación.

Entre las opciones de mitigación de GEI en la producción vegetal tenemos aquellas que podemos clasificar de **tecnológicas**, que podrían quedar ejemplificadas con avances en el ámbito de la fertilización (p.e. nuevos productos fertilizantes de liberación controlada o inhibidores de procesos microbiológicos del suelo), nuevas variedades de cultivo y tecnologías de riego, etc. Como ejemplo, en un estudio a nivel provincial<sup>32</sup> proponíamos una serie de escenarios centrados exclusivamente en el manejo de la fertilización para reducir las emisiones de amoníaco de los cultivos de cada una de las provincias españolas. La implementación de este tipo de alternativas pivota en los principales actores implicados y puede presentar importantes **barreras técnicas y económicas**. Como ventaja, son en muchos casos efectivos a corto plazo, reduciendo la emisión de uno (o varios) contaminantes. Sin embargo, también pueden incrementar la emisión de otros gases contaminantes a los que no están dirigidas, como el amoníaco u otros GEI<sup>21</sup>. Otras prácticas de mitigación, que podemos clasificar como **agroecológicas**, y que predominan en los sistemas ecológicos pero que no son exclusivas de ellos, se basan en cambios



**Figura 31.** Huella de carbono (C) (kg de CO<sub>2</sub>e / kg de producto expresado en materia fresca) y emisiones netas de gases de efecto invernadero por hectárea (toneladas de CO<sub>2</sub>e /ha) los productos vegetales producidos en España en 2016). Elaboración propia.

en el manejo que buscan la minimización de los aportes externos y el aumento de la recirculación, basando el mantenimiento de la fertilidad y el control de plagas en recursos internos del sistema<sup>20</sup>. Siguen así la lógica y muchas de las prácticas de los sistemas preindustriales de cultivo, pero adaptando las prácticas al nuevo contexto productivo en base al conocimiento científico actual. Algunas de estas prácticas son las rotaciones de cultivo, las cubiertas vegetales, la aplicación al suelo y el uso para alimentación animal de residuos de cultivo, o una mayor presencia de leguminosas, buscando maximizar la fertilidad del suelo. Esto lleva a menores emisiones de GEI asociadas a la producción de insumos, si bien suelen ocurrir disminuciones de rendimientos, particularmente en el corto plazo, que pueden comprometer la huella por unidad de producto. Sin embargo, un proceso clave en los **sistemas agroecológicos** es el secuestro de carbono en el sue-

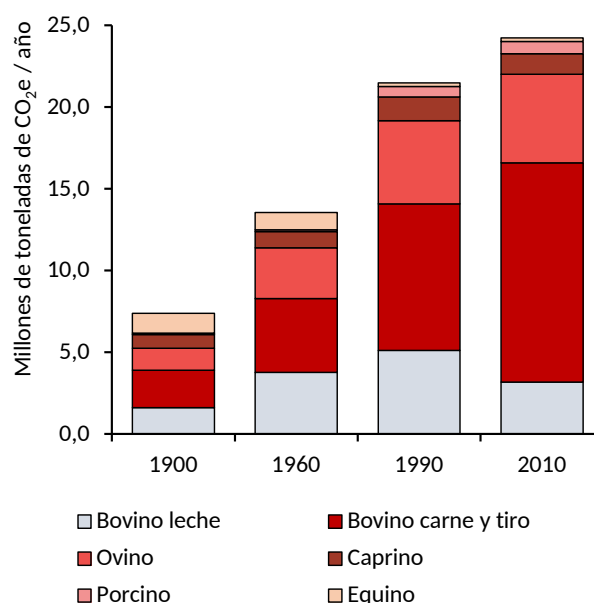
lo, que puede compensar parte o la totalidad de las emisiones de GEI del sistema. En este sentido, en una comparativa del balance de emisiones de GEI en cultivos convencionales y ecológicos en España, se observó que el secuestro de carbono fue el factor determinante de las diferencias encontradas entre ambos sistemas, y que en algunos casos, como el de los olivares ecológicos, la magnitud de este secuestro de carbono, en términos de CO<sub>2</sub>e con un horizonte temporal de 100 años, fue similar a la del resto de emisiones<sup>167,168</sup>. Estos estudios también constataron la amplia variabilidad en los patrones de emisión tanto bajo manejo ecológico como en convencional, lo que apunta a un elevado potencial para incrementar la mitigación de GEI en ambos tipos de sistemas<sup>169</sup>.

### 3.2. EMISIONES DE GEI DE LA PRODUCCIÓN GANADERA Y HUELLA DE CARBONO DE LOS PRODUCTOS DE LA GANADERÍA

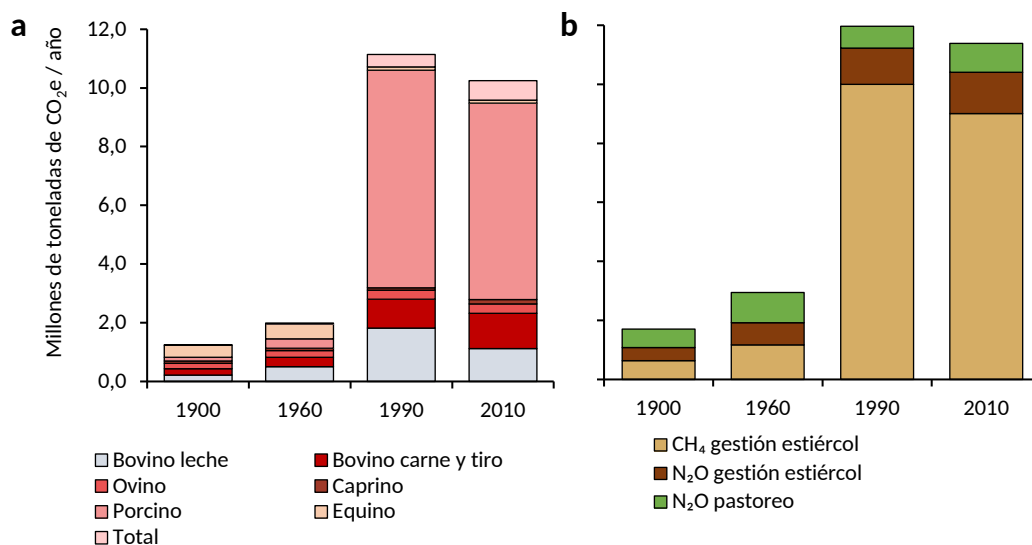
En el análisis de la producción ganadera no se ha podido llegar al grado de detalle alcanzado en el de la producción vegetal, principalmente por el grado de incertidumbre asociado a la distribución del alimento animal entre las distintas especies, especialmente para períodos históricos. En este sentido, podemos dar una estimación bastante robusta de las emisiones totales de la producción ganadera desde 1900 hasta la actualidad, pero **solo podemos distinguir de manera fiable la huella específica de cada producto animal en el último corte**. Es por ello que únicamente presentaremos los datos desagregados para 2010.

Las emisiones de **CH<sub>4</sub> entérico** se triplicaron aproximadamente entre 1900 y 1990, incrementándose otro 13% entre 1990 y 2010, hasta alcanzar los 24,2 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e (Figura 32). En esta evolución histórica destaca la práctica desaparición del ganado equino (asnal, caballar y mular) por el abandono de su función en la tracción y el transporte, y cuya contribución a las emisiones de CH<sub>4</sub> entérico pasa del 17% al 1%. También destacan la disminución del caprino, que pasa del 11% al 5%, y el ascenso del vacuno de carne, del 31% al 55%, y en menor medida del porcino, del 1% al 3%. Desde 1990 la distribución de las emisiones cambia considerablemente, con la disminución del peso del vacuno de leche, en consonancia con el decrecimiento de esta cabaña, y el aumento del vacuno de carne, que pasa de representar el 42% de estas emisiones en 1990 al 55% en 2008.

Las emisiones asociadas al **manejo del estiércol** se incrementaron en un orden de magnitud en el periodo estudiado, pasando de 1,2 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e en 1900 a 10,2 en 2010, (Figura 33a), y multiplicándose casi por 6 en solo 3 décadas, entre 1960 y 1990, para luego descender un 8% hasta 2010. Estas emisiones estaban dominadas por el equino en 1900, representando un tercio del total, debido a la relevancia del ganado de labor<sup>125</sup>. Con la industrialización de la ganadería, sobre todo a partir de 1980, se dispara la cabaña porcina (se multiplica por 4 entre 1960 y 1990) y el manejo líquido de su estiércol, lo que incrementa su factor de emisión de CH<sub>4</sub>. La combinación de ambos procesos lleva a que las emisiones asociadas al manejo del estiércol en el porcino se multipliquen por 30 entre 1990 y 2010, de forma que el porcino pasa de representar el 10% de las emisiones totales de gestión del estiércol en 1900 al 70% en 2010. Entre 1990 y 2010, la cabaña de porcino sigue



**Figura 32.** Evolución histórica de las emisiones de CH<sub>4</sub> entérico en España, en términos de CO<sub>2</sub> equivalentes (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). Elaboración propia.



**Figura 33.** Evolución histórica de las emisiones asociadas a la excreción del ganado en España, expresadas en términos de CO<sub>2</sub> equivalentes (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). El panel (a) muestra las emisiones de CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O generadas en la gestión de estiércol (excluyendo las emisiones de N<sub>2</sub>O de las deposiciones en pastoreo) por tipo de animal, mientras que el panel (b) muestra las emisiones totales asociadas a la excreción del ganado, por tipo de gas y distinguiendo en N<sub>2</sub>O de las deposiciones de los animales en pastoreo del N<sub>2</sub>O procedente del estiércol gestionado. Elaboración propia.

creciendo, pero las emisiones asociadas al manejo de su estiércol descienden un 10% debido a la reducción del factor de emisión, gracias a las mejoras en la gestión. Desde 2010, los datos oficiales indican que estas tendencias han continuado, pero el crecimiento de la cabaña ha predominado sobre la reducción de los factores de emisión, con un crecimiento del 19% en la cabaña de porcino blanco y un 32% en la de ibérico entre 2010 y 2018, mientras que las emisiones de la gestión de estiércoles aumentaron en un 13% y un 21%, respectivamente<sup>74</sup>.

Las emisiones asociadas a las deyecciones ganaderas incluyen N<sub>2</sub>O y CH<sub>4</sub>. Los sistemas de gestión líquida, que promueven condiciones de anaerobiosis, incrementan notablemente las emisiones de CH<sub>4</sub><sup>71,72</sup>. De ahí el papel creciente del CH<sub>4</sub> en las emisiones totales asociadas a la excreción ganadera durante el proceso de industrialización, pasando del 40% en 1960 al 85% en 1990. El N<sub>2</sub>O del **pastoreo** representaba alrededor

de la cuarta parte de las emisiones asociadas a la excreción del ganado hasta 1960, bajando al 6%-8% entre 1990 y 2010 debido al crecimiento en el resto de componentes. El crecimiento del manejo líquido de estiércoles, así como también el del estiércol gestionado frente a la excreción depositada directamente en pastoreo, se refleja en el análisis de las emisiones de las deyecciones ganaderas por tipo de emisión (Figura 33b).

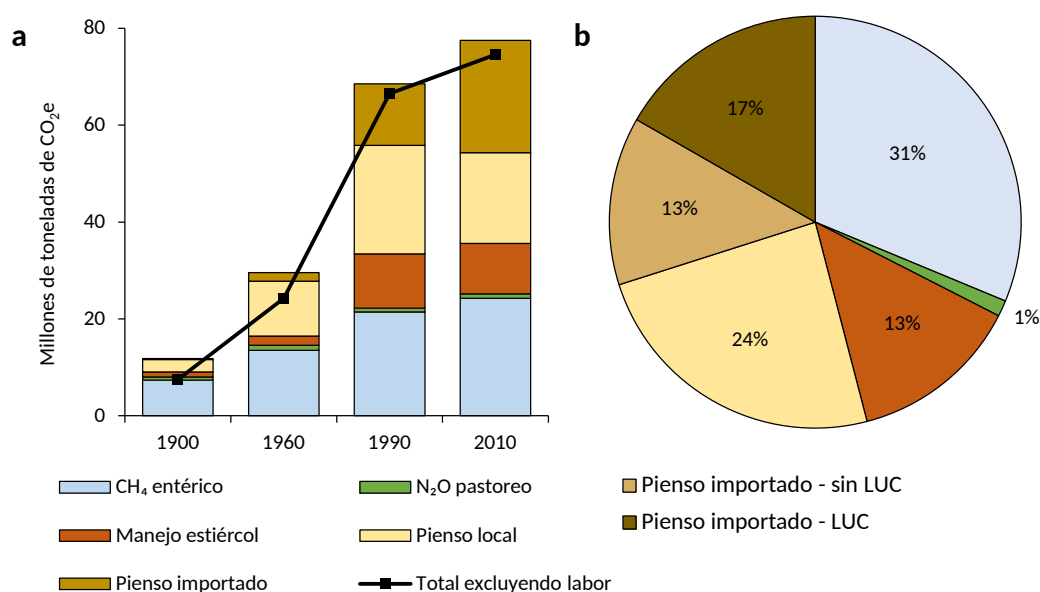
Las emisiones totales asociadas a la producción animal (excluido el ganado de labor y de tiro) se incrementaron en un orden de magnitud, pasando de 8 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e en 1900 a 75 en 2010 (Figura 34a). En 1900 el metano entérico representaba la mayor parte de las emisiones ganaderas (70%). Si bien estas emisiones de metano crecieron en términos absolutos durante todo el periodo estudiado, su contribución relativa fue disminuyendo. Esta disminución fue primero en favor de los piensos locales (que alcanzaron el 38% de las emi-

siones ganaderas en 1960) debido sobre todo al crecimiento de la huella de carbono de la producción vegetal. A partir del corte de 1960, crecen fuertemente el **manejo del estiércol y los piensos importados**, asociados a la industrialización ganadera, y cuyas emisiones han seguido creciendo hasta 2010. En ese año, la producción de materias primas para piensos suponía más de la mitad (56%) de las emisiones asociadas a la ganadería. De esta producción de piensos, más de la mitad de las emisiones corresponden a piensos importados. A su vez, gran parte de las emisiones asociadas a estos piensos importados se deben a la **deforestación**, a causa de la expansión de la frontera agraria en las zonas de producción de las materias primas con las que se elaboran estos piensos, principalmente soja y maíz (Figura 34b).

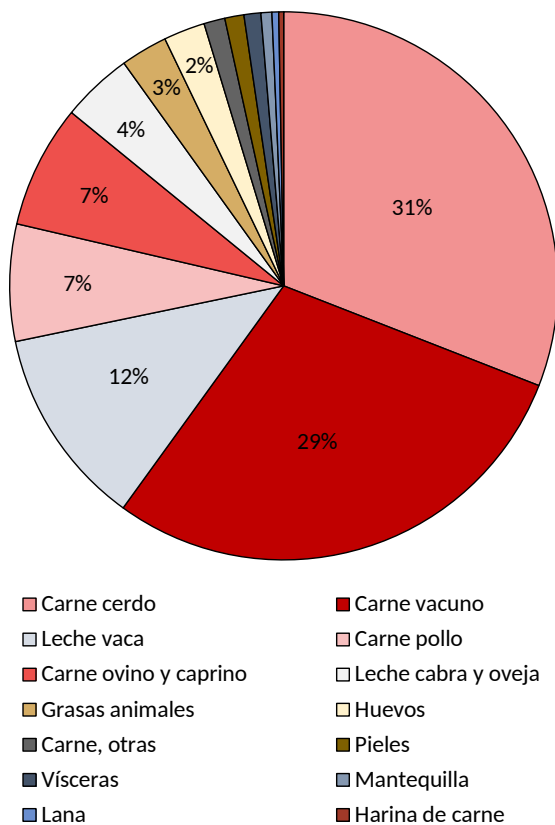
En este sentido, un estudio reciente muestra que las políticas para reducir la deforestación asociada al cultivo de soja no han evitado que gran parte de la soja que importan de Brasil los países europeos, entre los que destaca España, esté vinculada a deforestación ilegal<sup>170</sup>.

Si analizamos el peso de cada producto animal en el total de las emisiones ganaderas en España en 2010 (Figura 35) observamos que la producción de carne porcina es la que concentra la mayor parte de las emisiones de GEI, con un 31% del total. Le siguen las producciones de carne de vacuno (29%), leche de vaca (12%), carne de pollo (7%) y carne de ovino y caprino (7% en total).

La huella de carbono de los distintos productos ganaderos (Figura 36a) sigue patrones similares a los reportados en distintas revisiones a nivel mundial<sup>8,161</sup>, con valores por unidad de producto (en materia fresca) más altos para la carne de rumiantes (32,5 kg CO<sub>2</sub>e / kg de carne de vacuno y 28,0 de pequeños rumiantes), seguidos de carne de monogástricos (6,6 la carne de cerdo y 4,4 la de pollo). Los factores de emisión más bajos se dan en huevos (2,1 kg CO<sub>2</sub>e / kg) y leche (respectivamente, 1,4 y 2,9 kg CO<sub>2</sub>e / kg de leche de vaca y leche de cabra y oveja), que tienen un mayor contenido de agua, y por tanto menor densidad nutricional en términos de materia fresca.



**Figura 34.** Balance de GEI de la ganadería en España (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año), incluyendo su evolución histórica (a) y su composición en el año 2010 (b). Elaboración propia.



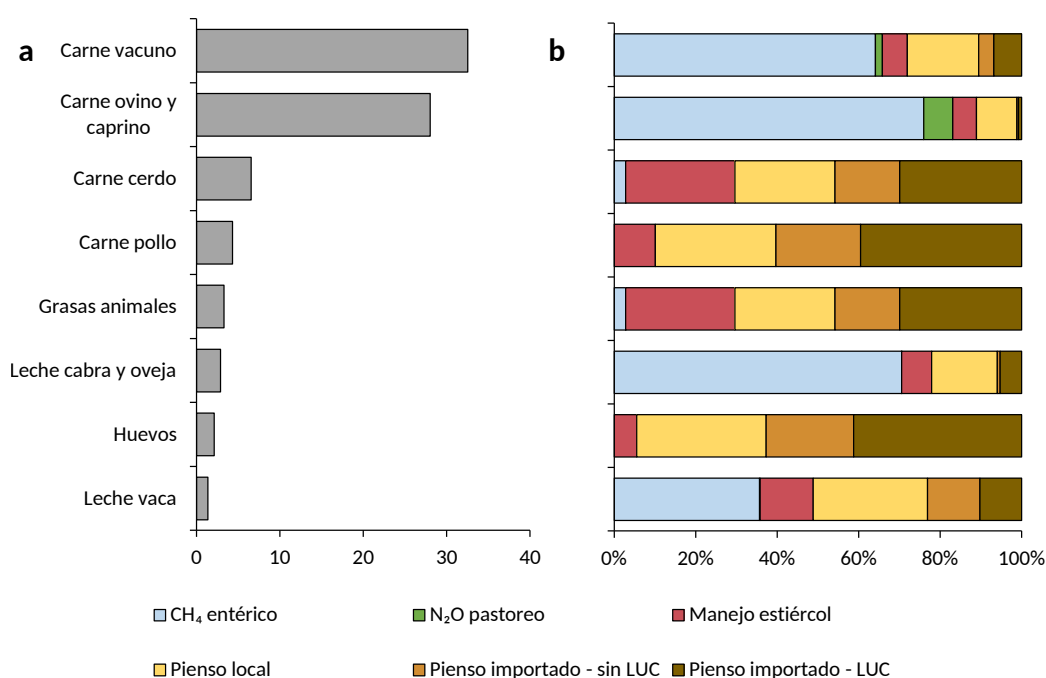
**Figura 35.** Distribución de las emisiones de GEI de la ganadería en España en 2010, por tipo de producto (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e). Elaboración propia.

En cuanto a la distribución de las emisiones en cada producción ganadera (Figura 36b), destaca el papel de los piensos importados en la huella de los productos de monogástricos (cerdo, pollo y huevos), representando el 46% de las emisiones del porcino y en torno al 60% en el avícola. En el caso del cerdo, son también muy relevantes las emisiones asociadas a la gestión de estiércol (27%), que se hace mayoritariamente en forma líquida. El metano entérico es el principal GEI del balance de emisiones de los rumiantes (leche y carne de bovino, caprino y ovino), representando desde el 36% de la huella de la leche de vaca al 76% de la de carne de ovino y caprino. En los rumiantes, los piensos locales tienen más peso, con una contribución relativa menor de los piensos

importados y la deforestación, particularmente en pequeños rumiantes.

La mitigación de emisiones en la producción ganadera es una tarea urgente, dada su magnitud, y debe abordarse desde múltiples aproximaciones, pero teniendo siempre en cuenta tres aspectos fundamentales: i) el ciclo de vida completo de esta producción, para evitar la deslocalización de emisiones a otros sectores o países (por ejemplo, para la producción de piensos); ii) el impacto sobre la provisión de servicios ecosistémicos, incluyendo aspectos ambientales y sociales; y iii) el bienestar animal.

Como se observa en la Figura 34, más de la mitad de las emisiones de GEI debidas a la ganadería están directamente relacionadas con la alimentación del ganado, dentro de la cual destacan las materias primas importadas. Esto sugiere que las transiciones hacia sistemas ganaderos más ligados al territorio, en los que la alimentación animal esté mayoritariamente vinculada a la capacidad productiva de éste, tendrían un alto potencial para reducir la huella de carbono de la ganadería española. Esta reconexión con el territorio se podría apoyar en un mejor aprovechamiento de subproductos o residuos orgánicos para alimentación animal<sup>171-173</sup>, así como en cambios en el ámbito del consumo que tiendan a reducir la demanda mediante una reducción del desperdicio y de los productos de la ganadería en la dieta<sup>174</sup>. Esta reconexión con el territorio tendría importantes co-beneficios medioambientales (ej. prevención de incendios forestales por pequeños rumiantes pastoreados, sustitución de fertilizantes sintéticos por estiércoles, etc.) y sociales (ej. mayor cohesión social y fomento de las actividades económicas en la España rural y vaciada).



**Figura 36.** Huella de carbono por kg de producto (a) y distribución de las emisiones de GEI (b) de la producción ganadera en España en 2010. LUC corresponde a las siglas del término en inglés “Land Use Change”, que hace referencia a las emisiones por deforestación. Elaboración propia.

Las emisiones que tienen lugar, de forma directa, dentro de los sistemas ganaderos presentan también un elevado potencial de mitigación<sup>175</sup>. Existen numerosas opciones para la mitigación de emisiones de metano entérico<sup>176</sup>, incluyendo aproximaciones biotecnológicas como por ejemplo, enzimas exógenas para incrementar la digestibilidad<sup>177</sup>, o inhibidores de la metanogénesis<sup>178,179</sup>, pero también mediante la gestión de la alimentación<sup>171,180,181</sup>. En el caso de los animales en pastoreo, la disminución de las emisiones de metano entérico se ve dificultada por el menor control sobre la dieta o las mayores necesidades energéticas de los animales. No obstante, existe un amplio abanico de opciones que pueden aplicarse<sup>182</sup>.

Las emisiones asociadas a las excretas son también muy relevantes, por lo que es importante implementar estrategias que lleven a su mitigación efectiva. Hemos visto que de estas emisiones destaca el metano asociado

a la gestión de estiércoles líquidos. Existen varios tipos de estrategias para reducir estas emisiones, resultantes de las diferentes combinaciones entre las prácticas de gestión<sup>183</sup>, como el almacenamiento, aplicación al suelo, separación sólido/líquido, digestión anaeróbica, el compostaje, o los tratamientos aeróbicos. Otras estrategias, como la manipulación de la proteína de la dieta, tienen un potencial más limitado<sup>184</sup>. Además, como hemos visto en la serie histórica, un manejo más extensivo del ganado está asociado a menores emisiones por gestión de estiércol.

En el caso de las emisiones de N<sub>2</sub>O asociadas a las excretas, son relevantes tanto aquellas que tienen lugar durante el proceso de gestión y almacenamiento de los estiércoles, como las producidas debido a las deyecciones acaecidas durante el pastoreo, aunque el papel del N<sub>2</sub>O en las emisiones asociadas a la excreción animal es mucho menos relevante que el del CH<sub>4</sub>. El ajuste de

las necesidades proteicas y aminoácidos ha representado una reducción de los factores de excreción de nitrógeno del porcino durante los pasados 15 años, tanto a nivel global<sup>185</sup> como en España<sup>35</sup>, lo que ha reducido el factor de emisión de N<sub>2</sub>O de gestión de estiércol<sup>74</sup>. También cabe señalar el potencial del manejo de la dieta animal en la reducción de emisiones de N<sub>2</sub>O asociadas a la aplicación al suelo del estiércol (estudiada como componente de las emisiones en cultivos), por ejemplo mediante combinaciones de proteína y fibra más adecuadas o mayor contenido en taninos<sup>186</sup>.

### 3.3. EMISIONES DE GEI DEL SISTEMA AGROALIMENTARIO

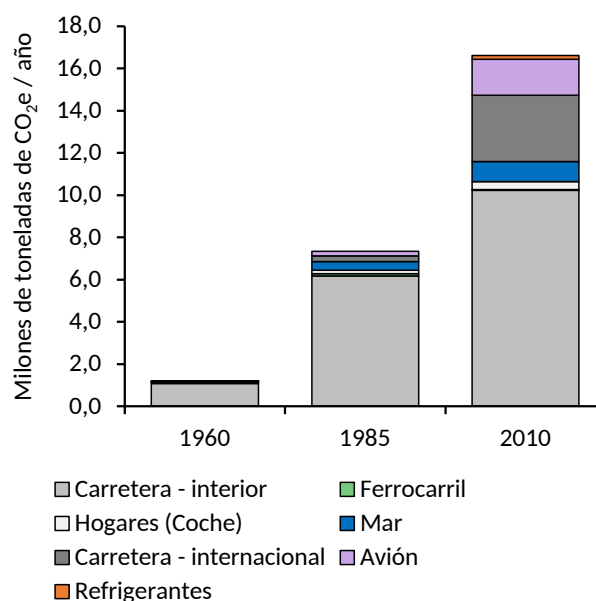
Hasta el momento hemos estimado la huella de carbono de las producciones agrícolas y ganaderas, distinguiendo las principales fuentes de emisiones hasta puerta de finca. **En este apartado analizamos las emisiones generadas en el conjunto del sistema agroalimentario**, es decir, añadiendo además las emisiones asociadas al resto de fases de la cadena de suministro. Para ello, cuantificamos las emisiones en las siguientes categorías: i) el **transporte** de alimentos; ii) el **procesado**; iii) el **envasado y el embalaje**; iv) la **comercialización**, incluyendo canal HORECA (Hoteles, Restaurantes y Cafeterías); v) el **consumo** en los hogares; y finalmente v) la gestión de **residuos**. De esta manera podemos estimar el **conjunto de emisiones de GEI en el sistema agroalimentario**.

El transporte es uno de los “puntos calientes” del balance de emisiones del sistema agroalimentario español, con 16,6 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e en 2010 (una mag-

nitud similar a la de las emisiones de todos los productos vegetales para alimentación humana producidos en el país), habiéndose incrementado en un orden de magnitud desde 1960 (Figura 37). De estas emisiones, la mayor parte corresponde al **transporte interior por carretera**. Si bien el **transporte internacional por carretera** y el **transporte aéreo** han experimentado un gran crecimiento desde 1985, incrementándose en un orden de magnitud en ambos casos.

Esta relevancia del transporte subraya la necesidad de repensar las cadenas de distribución actuales hacia modelos de mayor cercanía y con una vinculación más directa entre producción y consumo. Por ejemplo, se ha mostrado que la distribución directa de verduras en un sistema de agricultura apoyada por la comunidad redujo las emisiones de GEI en un 63%-91% respecto a los sistemas de distribución locales convencionales<sup>187</sup>.

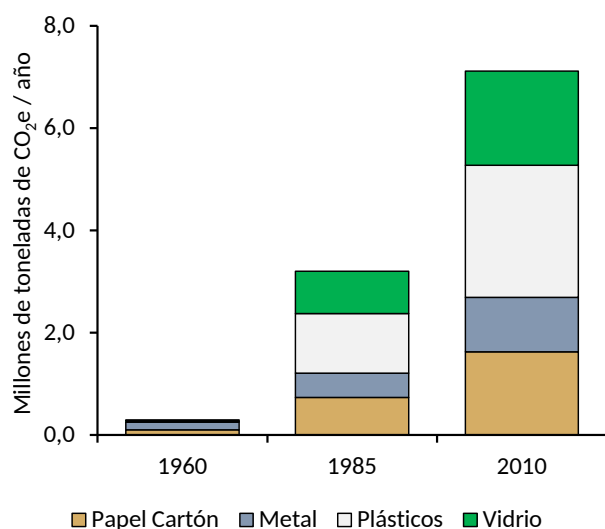
La **fabricación de los materiales empleados en el empaquetado y embalaje**



**Figura 37.** Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas al transporte de alimentos en España. Elaboración propia.

es uno de los procesos que experimenta un crecimiento mayor en el periodo estudiado, multiplicándose por 24 (Figura 38). Esto refleja la transición desde un sistema agroalimentario altamente localizado y en el que los productos se comercializaban mayoritariamente a granel, o en envases reutilizables, a otro en el que los alimentos recorren largas distancias y se comercializan en envases de un solo uso. Los **plásticos son el componente mayoritario** (36%) de este balance en 2010, con 2,6 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e sobre un total de 7,1 millones. Destacan también el **vidrio, el papel y cartón** y, por último, los **metales**, que predominaban en 1960 (53%) frente a un papel más minoritario en la actualidad (15%). Además, el uso masivo de embalajes y envases conlleva problemas con la gestión de sus residuos, por las dificultades de separación y reciclado, y potencialmente también problemas de migración de sustancias dañinas para la salud a los alimentos<sup>188</sup>.

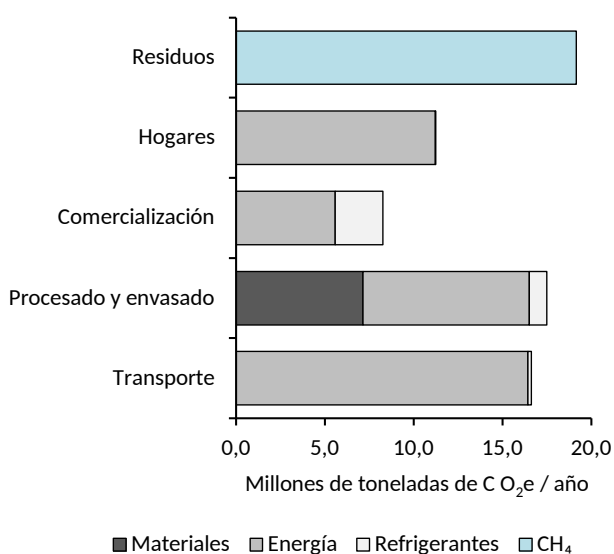
La mayor parte de las emisiones de GEI en las fases de la cadena agroalimentaria posteriores a la agricultura y ganadería se



**Figura 38.** Evolución histórica de las emisiones de GEI asociadas al envasado y embalaje de alimentos en España. Elaboración propia.

deben al uso de energía (Figura 39), sobre todo en el transporte y en los hogares. También cabe destacar las emisiones derivadas del uso de refrigerantes. El HFC usado en refrigeración es un potente GEI, con potencial de calentamiento global 1440 veces mayor que el CO<sub>2</sub><sup>85</sup>.

También son muy relevantes las emisiones en la **gestión de residuos**, que se realiza mayoritariamente en **vertederos**, en los que la materia orgánica se descompone en condiciones anaerobias, generando grandes cantidades de metano. En 2010, las emisiones asociadas a la gestión de residuos de productos agroalimentarios en vertederos se han estimado en 19,2 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e, representando la fase de la cadena agroalimentaria con mayores emisiones asociadas, a excepción de la fase de producción. Las emisiones que hemos cuantificado dentro de la fase de gestión de residuos, por otro lado, no incluyen el transporte de la basura y residuos agroindustriales hasta los vertederos, que añadiría emisiones por uso de combustibles fósiles. Además, la gestión de residuos en vertederos supone una pérdida de los nutrientes y el carbono contenidos en esa materia orgánica. Por tanto, **la gestión en vertederos** representa una opción de manejo de residuos sólidos muy “cara” en términos de emisiones GEI y de cierre de ciclos de nutrientes y materia orgánica, frente a otras opciones como el **compostaje**, cuyas emisiones son relativamente bajas<sup>189</sup>, y además generan un producto estabilizado que puede emplearse como enmienda de suelos. Se ha demostrado que la aplicación al suelo de materiales compostados es muy efectiva como estrategia para secuestrar carbono<sup>62</sup>, lo que además brinda beneficios añadidos en forma de mejora de las propiedades del suelo y reversión de los procesos

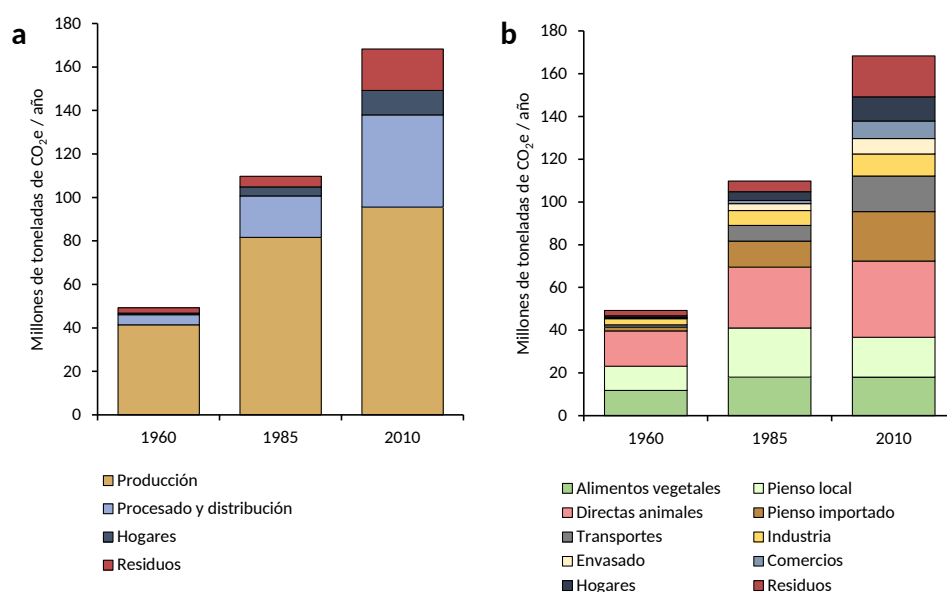


**Figura 39.** Balance de emisiones de GEI en las fases posteriores a la agricultura y ganadería del sistema agroalimentario en 2010, distinguiendo la fuente de emisión. Elaboración propia.

de desertificación que afectan a las áreas mediterráneas. Además, el **uso de fertilizantes orgánicos sólidos en condiciones mediterráneas** conlleva bajas emisiones de  $N_2O$ <sup>77,90</sup>. El principal problema asociado al compostaje y aplicación al suelo de estos residuos sólidos urbanos es la posible contaminación del suelo con metales pesados y otros compuestos tóxicos que pudieran permanecer en el compost, si bien su aplicación a dosis agronómicas no suele conllevar problemas de productividad o de transferencia de compuestos tóxicos a los alimentos<sup>190-193</sup>. De cualquier modo, es necesaria una buena separación en origen de los materiales orgánicos para asegurar que estos problemas no se producen y aprovechar así las ventajas del compostaje. También resulta fundamental una mejor gestión de los residuos líquidos para asegurar la devolución de los nutrientes de la excreta humana a las tierras de cultivo<sup>194,195</sup>.

La Figura 40 muestra el resultado del balance de emisiones de GEI del sistema agro-

alimentario español, incluyendo todos los procesos involucrados en la producción agropecuaria española (lo que incluye la producción y transporte de insumos, tanto dentro como fuera de nuestro territorio), así como las fases posteriores de la cadena agroalimentaria. La fase de producción domina el balance de emisiones en todo el periodo analizado, si bien va perdiendo peso (del 84% al 57%) con el crecimiento de las emisiones de la cadena agroalimentaria, hogares y gestión de residuos (Figura 40a). Dentro de la fase de producción, cabe destacar el papel de la ganadería, que incluye tanto emisiones del propio sector ganadero (metano entérico y emisiones del manejo del estiércol) como de la producción de piensos locales e importados, lo que en conjunto supone del 71% (1960) al 81% (2010) de las emisiones de la fase de producción. Las emisiones totales se han multiplicado por 4 aproximadamente entre 1960 y 2010, pasando de 49 a 168 millones de toneladas anuales de  $CO_2e$ . En términos relativos, el mayor cambio se produce en el incremento del peso de las fases de la cadena posteriores a la producción, que pasan del 18% al 44% del total. A nivel histórico, se observan dos periodos bien diferenciados. Desde 1960 a 1985 las emisiones asociadas a la producción se duplican, pasando de 41 a 96 millones de toneladas de  $CO_2e$  al año. En el mismo periodo, las emisiones asociadas al resto de fases de la cadena se multiplican por 3,6, si bien en términos absolutos su crecimiento es menor, de unos 20 millones de toneladas de  $CO_2e$ . En cambio, a partir de 1985 las emisiones asociadas a la producción casi se estabilizan, creciendo apenas un 17%, mientras que las del resto de la cadena lo hacen un 159%.



**Figura 40.** Huella de carbono del sistema agroalimentario español para los tres cortes temporales considerados distinguiendo las fases de la cadena agroalimentaria de manera agregada (a) y desagregada (b) (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). Las emisiones de Producción incluyen fabricación y transporte de insumos. El pienso importado incluye cambio de usos del suelo. Elaboración propia.

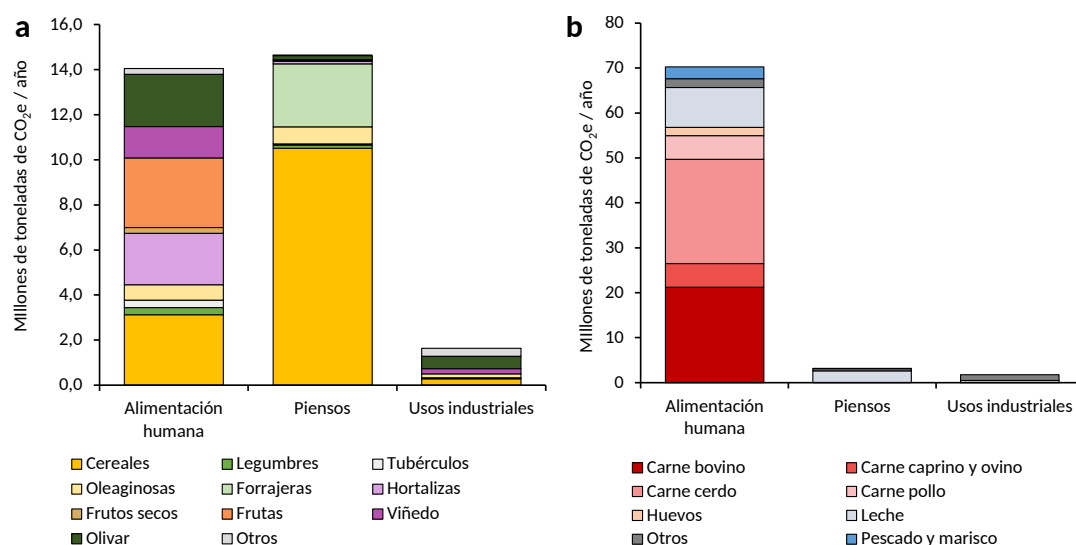
### 3.4. LA HUELLA DE CARBONO DE LA ALIMENTACIÓN

En este apartado, cuantificamos las emisiones GEI asociadas a la **alimentación de los habitantes de España**, distinguiendo el origen de la producción para estimar la huella. Para ello, descontamos de las emisiones de la producción los productos no alimentarios y los productos exportados, y añadimos las emisiones asociadas a los productos importados cuyo destino es la alimentación humana. Hay que tener en cuenta que los piensos, tanto locales como importados, ya están incluidos en la huella de los productos alimentarios de origen animal.

En la Figura 41 se muestra el desglose de las emisiones asociadas a la producción vegetal y animal en 2010 en función de su destino final. Casi la mitad (48%) de las emisiones de la producción vegetal están asociadas a productos de alimentación animal,

principalmente cereales y forrajes. Los productos vegetales para alimentación humana tienen un papel ligeramente menor (46%), y se distribuyen de manera más equitativa entre cereales, frutales, olivar, hortícolas y viñedo. Por último, los usos industriales tienen un papel menor (5%). En cuanto a la producción animal, su destino mayoritario es la alimentación humana (93%), aunque destaca el uso de leche para alimentación animal y de grasas y pieles para usos industriales.

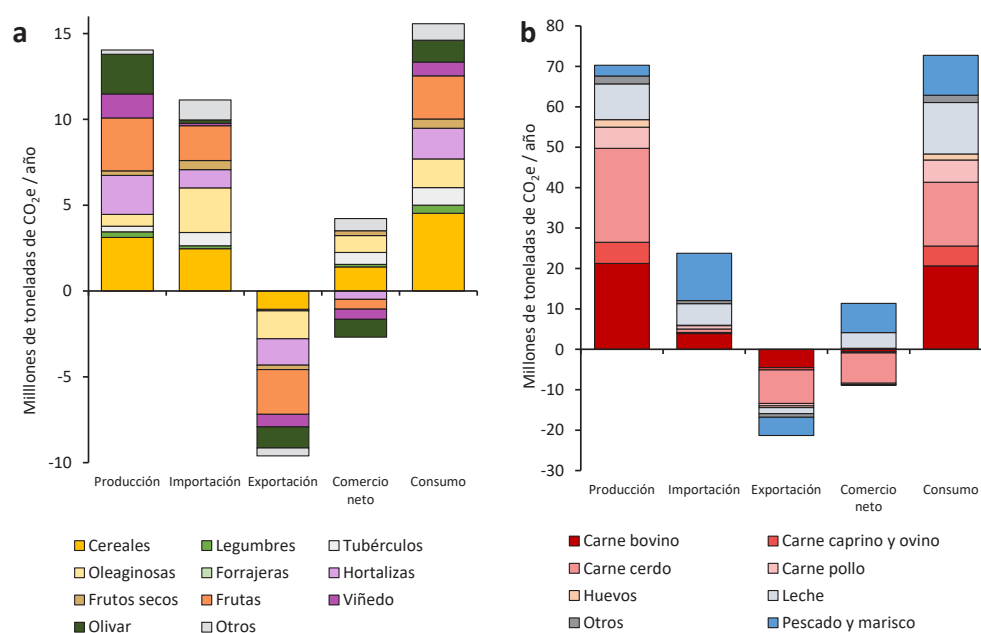
En la figura 42 se desglosa el papel de los flujos ocultos del comercio internacional en la configuración de la huella de la alimentación de la población española. Las **importaciones de alimentos de origen vegetal** (Figura 42a) están dominadas por los cereales (principalmente trigo), las oleaginosas (principalmente aceite de girasol y soja) y la fruta. Hay que señalar que el aceite de palma importado, pese a que genera una gran cantidad de emisiones (en torno a 1,5 millones



**Figura 41.** Distribución de las emisiones de GEI de la producción vegetal (a) y animal (b) en España en función de su destino (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). Los cultivos “industriales” incluyen oleaginosas, azucareras y estimulantes. Elaboración propia.

de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año) se destina mayoritariamente a usos no alimentarios (como producción de biodiésel), por lo que no queda reflejado en la figura. Destacan también las hortalizas, los tubérculos, y “otros cultivos”. En esta última categoría se incluyen plantas azucareras y estimulantes (**café, cacao, té**). En cuanto a las exportaciones, destacan, como era de esperar, la fruta (incluyendo cítricos y frutales de pepita y hueso), el olivar, y las hortalizas. Destacan también las oleaginosas, por encima incluso del viñedo, y de la propia producción local de oleaginosas, lo que se debe casi en su totalidad a las exportaciones de aceite de soja. Esto se explica porque la mayor parte del grano de soja importado se transforma en torta de soja, que se emplea en la elaboración de piensos, y aceite, que mayoritariamente se exporta. En conjunto, en las emisiones asociadas al comercio neto de productos vegetales para alimentación humana destacan cereales, patatas, oleaginosas y estimulantes, como productos de importación, y aceite de oliva, fruta, vino y hortalizas, como productos de exportación.

En cuanto a las emisiones asociadas al comercio de **productos de origen animal** (Figura 42b), las importaciones están dominadas por productos de la **pesc**a, con 11,7 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e en términos brutos (lo cual representa más de 4 veces las emisiones asociadas a la producción local de pescado), y 7,2 en términos netos. Tienen también un papel muy relevante los **lácteos**, con 5,4 millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e brutas, y 3,9 en términos netos. La huella de las exportaciones está dominada por el porcino, que suma un 39% de la huella de las exportaciones brutas y un 84% de la huella de las exportaciones netas asociadas a productos de origen animal. En términos netos, la práctica totalidad de la huella de las importaciones corresponde a pescado y leche, y la de las exportaciones a porcino. En la Figura 43 se desglosa la contribución de cada tipo de producto agropecuario a las **emisiones de GEI del consumo de alimentos de la población española**, expresada en términos de emisiones por habitante y año, y contabilizando las emisiones “hasta puerta de finca”.

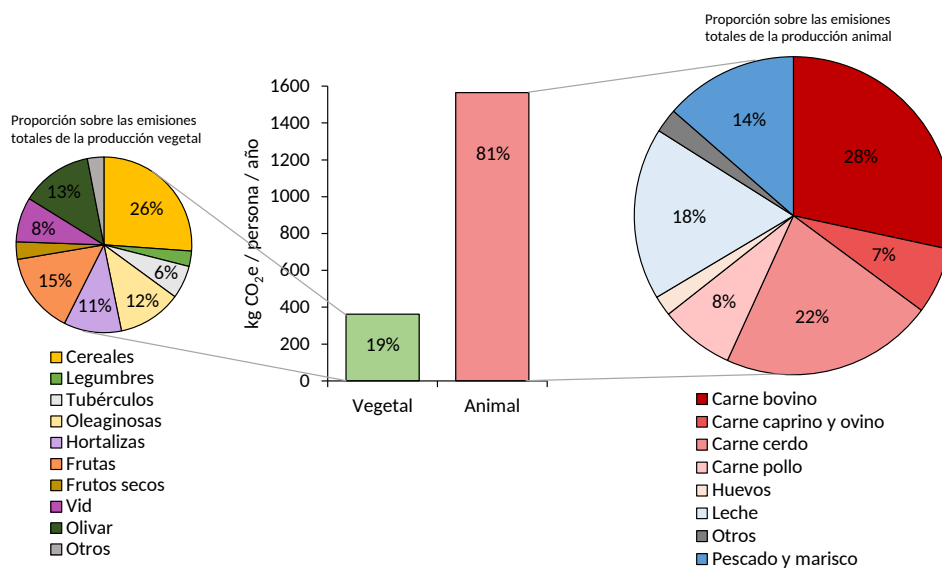


**Figura 42.** Distribución de las emisiones de GEI de la producción, el comercio exterior y el consumo aparente de alimentos para consumo humano de origen vegetal (a) y animal (b) en España en 2010 (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). Elaboración propia.

Las emisiones, que suman 1,9 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, están dominadas por los productos de origen animal (81% de las emisiones totales), principalmente carne de vacuno (23%) y porcino (18%), leche (14%) y pescado (11%). El resto de productos animales tienen un papel menor pero también muy relevante en las emisiones totales, incluyendo la carne de pollo (6%) la de caprino y ovino (5%) y los huevos (2%). En el caso de los productos vegetales, tienen especial relevancia los cereales (5% de las emisiones totales), que representan también la mayor parte de la proteína y energía vegetal de la dieta, pero también destacan las frutas (3%) el olivar (2%), las oleaginosas (2%), las verduras (2%) y la vid (2%).

El elevado peso de los productos de origen animal en las emisiones asociadas a la dieta, junto con los efectos negativos sobre la salud que, según apuntamos en la introducción, tiene el **sobreconsumo** actual de estos productos en la población española,

sugiere que el impacto sobre el cambio climático de la dieta podría reducirse con una transición hacia dietas con una mayor proporción de alimentos vegetales. Esto es lo que apuntan, en efecto, numerosos estudios<sup>7,196-199</sup> que comparan las emisiones de las dietas actuales de los países desarrollados con las de dietas con menor porcentaje de alimentos de origen animal, y de carnes en particular, como la dieta mediterránea, demitariana, pescetariana, vegetariana y vegana. Estos beneficios se extienden más allá de la mitigación del cambio climático, abarcando numerosos indicadores ambientales y de salud<sup>7,196,197,199</sup>. En el caso de España, el único estudio encontrado que analiza los impactos ambientales de los cambios de dieta<sup>2</sup> mostró que la adherencia a la dieta mediterránea reduciría las emisiones asociadas a la alimentación (incluyendo solo la producción agropecuaria) en un 72%, además de reducir el uso de energía en un 52% el de territorio en un 58% y el de agua en un 33%.



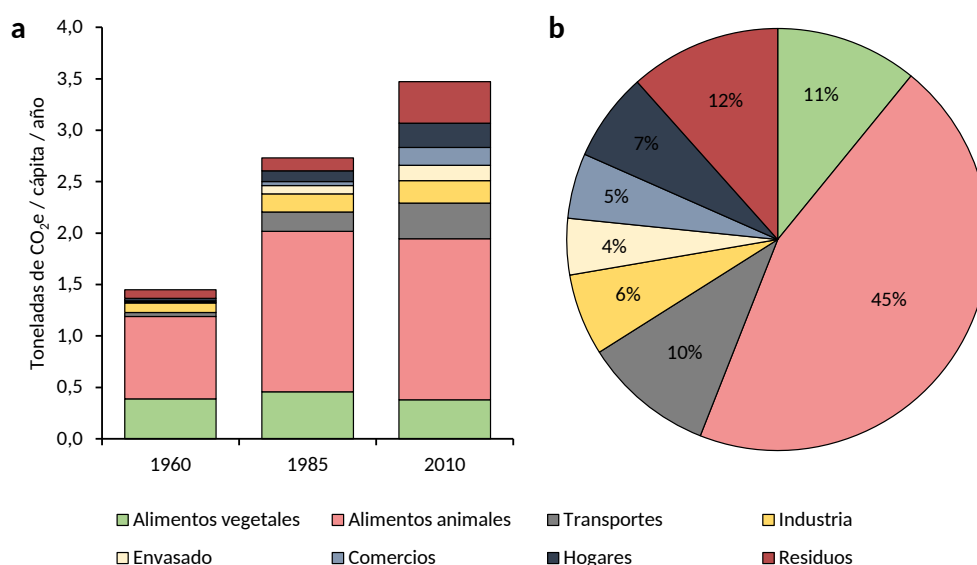
**Figura 43.** Distribución de las emisiones de GEI de la producción, el comercio exterior y el consumo aparente de alimentos para consumo humano de origen vegetal (a) y animal (b) en España en 2010 (millones de toneladas de CO<sub>2</sub>e al año). Elaboración propia.

Además, estos cambios podrían ser sinérgicos con otros cambios hacia **estilos de vida más saludables**. Por ejemplo, un amplio estudio en Francia<sup>200</sup> mostró que las personas con menor ingesta de productos de origen animal también tenían mayor consumo de productos ecológicos y realizaban con mayor frecuencia otros hábitos saludables como el ejercicio, aunque esta relación es compleja ya que también mostraban otros hábitos no saludables como el tabaquismo<sup>200</sup>. Además, los cambios en la dieta que mejoran la salud también podrían contribuir a la mitigación de cambio climático de forma indirecta, al reducir las emisiones asociadas al sistema sanitario, como sugiere un estudio en Estados Unidos<sup>201</sup>.

La **huella de carbono per cápita de la alimentación** se multiplicó por 2,4 entre 1960 y 2010 (Figura 44). En la actualidad, la huella de carbono per cápita asociada a la alimentación, incluyendo el ciclo completo desde la extracción de recursos para la fabricación de insumos hasta la gestión de los residuos, supone 3,5 toneladas de CO<sub>2</sub>e al

año, lo cual representa un 60% de las emisiones per cápita mundiales promedio. Este valor también representaría un 45% de las emisiones brutas y un 50% de las emisiones netas registradas en España en 2010 por el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero de 2020<sup>74</sup>, pero hay que tener en cuenta que la huella de carbono estimada incluye emisiones generadas fuera del país y emplea coeficientes de potencial de calentamiento global del último informe disponible del IPCC (AR5<sup>202</sup>), mientras que el Inventario solo recoge emisiones dentro del territorio y emplea coeficientes del informe anterior del IPCC (AR4<sup>203</sup>), por lo que los datos no son directamente comparables.

Se ha estimado que, para lograr, de una manera equitativa (que considere las emisiones históricas), el objetivo de que la temperatura del planeta no supere los 1,5°C de incremento respecto a niveles preindustriales que los científicos consideran seguros, la huella de carbono per cápita total de los habitantes de los países desarrollados debería reducirse a 2,5 toneladas de CO<sub>2</sub>e al año en

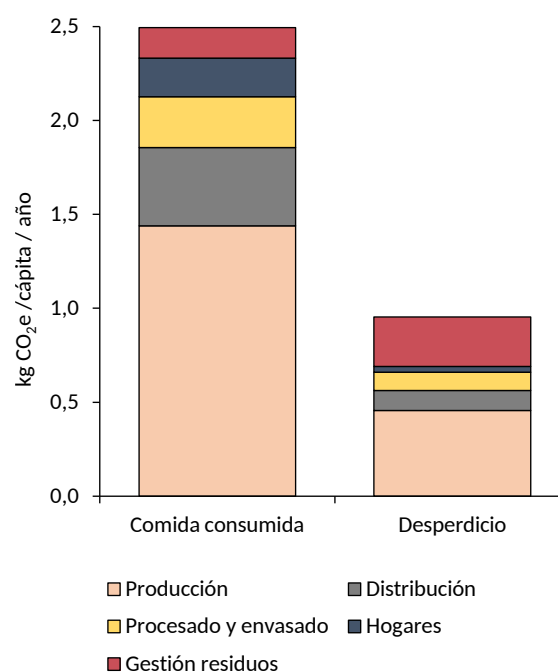


**Figura 44.** Evolución histórica de la huella de carbono de la alimentación de la población española (toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año) (a) y composición de la huella en 2010 (b). Elaboración propia.

2030, 1,4 en 2040 y 0,7 en 2050. Esto significa que **solo con la alimentación ya se están superando con creces los niveles de emisión per cápita totales** que deberíamos alcanzar en 2030 en España para frenar el cambio climático a niveles aceptables. Así pues, un cambio en la manera en que se producen, distribuyen y consumen los alimentos es esencial en la mitigación del cambio climático.

Gran parte de las emisiones del sistema agroalimentario están vinculadas al desperdicio de alimentos. En la Figura 45 se compara la **huella de carbono per cápita de la comida realmente consumida con la de la comida desperdiciada**, reflejando el doble impacto del desperdicio de alimentos en las emisiones de GEI: por un lado, las emisiones potencialmente evitables que se han generado en las distintas fases de la cadena agroalimentaria, para producir alimentos que acaban en la basura, y por otro lado, las emisiones asociadas a la gestión de esos residuos evitables. En conjunto, el desperdicio de alimento es responsable del 27% de las

emisiones totales del sistema agroalimentario, lo que en términos absolutos representa en torno a una tonelada de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, un valor superior a la huella de car-



**Figura 45.** Huella de carbono anual per cápita asociada a la comida consumida y al desperdicio de alimentos en torno a 2010. Dentro de la comida consumida se incluyen los alimentos ingeridos, pero también las emisiones de gestión de residuos de las partes no comestibles de esos alimentos. Elaboración propia.

bono total per cápita de muchos países<sup>204</sup>. El papel del desperdicio podría ser incluso mayor si se verificasen los resultados de un reciente estudio que sugiere que las estimaciones del desperdicio a nivel del consumo estaban infraestimadas<sup>205</sup>. El desperdicio de alimentos, aparte de ser inadmisibles en un mundo con 820 millones de hambrientos, supone el derroche de recursos y la contaminación de ecosistemas para producir alimentos que terminan en la basura. Un reciente estudio global<sup>7</sup> mostró que la reducción de desperdicios contribuiría de manera significativa a la reducción de la huella de carbono de la alimentación considerando posible una reducción del 75% como máximo técnicamente factible. En efecto, la reducción del desperdicio podría ser crucial para mantener las actividades humanas dentro de los límites planetarios<sup>206</sup>, ya no solo en términos de contribución al cambio climático, sino también al resto de impactos ambientales y al consumo de recursos limitados como la energía y el agua, que en el caso de España tienen importantes implicaciones por ser un país altamente dependiente de recursos energéticos importados y muy vulnerable a la reducción de la disponibilidad hídrica que prevén los modelos climáticos.

Este estudio se centra en el cálculo de la huella de carbono de la alimentación y del sistema agroalimentario en España, sin incluir el papel de los sistemas forestales, que fijan importantes cantidades de CO<sub>2</sub> atmosférico<sup>207</sup>. En este sentido, aunque la **superficie forestal** cayó hasta mediados del siglo XX, a partir de ese momento tanto la superficie forestal como su densidad de carbono (esto es el carbono acumulado por hectárea) han crecido de manera acelerada. Se estima que entre 1950 y la actualidad el carbono acumulado en la biomasa de la superficie forestal

española ha pasado de 300 a 700 millones de toneladas de carbono aproximadamente<sup>91,208</sup>, y desde 1990 los bosques estarían secuestrando anualmente 1,4 toneladas de carbono por hectárea<sup>209</sup>, lo que se traduce en más de 30 millones de toneladas anuales de CO<sub>2</sub>e<sup>74</sup>, o hasta 75 millones de toneladas, según otras estimaciones<sup>208</sup>. En consecuencia, un análisis del sistema agroganadero y forestal en su conjunto reduciría la huella “territorial” de la producción agregada por el efecto del aumento en el carbono acumulado. Sin embargo, este efecto positivo debería matizarse ya que “transición forestal” (es decir, el aumento neto de la superficie forestal) en países ricos, como España, genera, a su vez, “emisiones ocultas” o “emission leakages”<sup>210</sup>. Como sostienen Gingrich et al.<sup>210</sup> el aumento de la densidad de carbono en los bosques de los países industrializados generalmente se explica por el abandono de sus funciones como proveedores de combustibles vegetales debido al consumo de combustibles fósiles. Igualmente consideran que parte del aumento de la superficie forestal también se explica por el desplazamiento de la deforestación a terceros países. En suma, si tenemos en cuenta estos factores es muy probable que el aumento del carbono secuestrado por los bosques se haya compensado por emisiones indirectas asociados a este proceso. En cualquier caso, es necesaria más investigación en este sentido. Por otro lado, en sistemas mediterráneos, con veranos muy secos y calurosos, y aumento de la frecuencia de eventos climáticos extremos asociados al cambio climático, la expansión de masas forestales continuas, con gran presencia de pino y eucalipto, y altas cargas de biomasa, supone un elevado riesgo de **grandes incendios** incontrolables con un elevadísimo coste ambiental, social y económico, como los ocurri-

dos recientemente en California, Portugal o Australia. En términos de emisiones, esto supone que gran parte del carbono acumulado en la biomasa durante las últimas décadas puede emitirse rápidamente a la atmósfera. Por ejemplo, en el caso de Portugal, se ha constatado que los grandes incendios forestales recientes han revertido ya el proceso de transición forestal experimentado en el país, esto es, el stock de carbono acumulado se ha reducido<sup>211</sup>.

En cuanto a las **medidas de mitigación a nivel de sistema agroalimentario**, caben múltiples alternativas. Frente a las opciones de mitigación a nivel de finca ya discutidas, surgen otras propuestas más estructurales y en cuyos marcos de implementación el **papel de la ciudadanía** ha de ser más preponderante. Estaríamos hablando de escenarios como los propuestos en su reciente publicación por Billen et al.<sup>174</sup> en donde se plantea la posibilidad de una recuperación de la **dieta mediterránea** en España, ajustada a la potencialidad regional de los agroecosistemas. Ello incluye reconectar sistemas ganaderos y cultivos para maximizar las posibilidades de recircular recursos y energía, la eliminación de fertilizantes nitrogenados de síntesis y la aplicación de prácticas agroecológicas como las descritas en la sección 3.2. Sus autores indican que este modelo implicaría una menor dependencia exterior, tanto energética como de materias primas y bienes. La reconexión cultivo-animal supondría un gran avance hacia la economía circular y además permitiría la revalorización de forrajeras locales<sup>212</sup>. La implementación de cambios estructurales depende evidentemente de cambios profundos en la organización del sistema agroalimentario, que deben incluir cambios en la dieta reduciendo los productos de origen animal, una reorganización

para reducir las necesidades de transporte y cerrar los ciclos de nutrientes, mayor consumo de producto fresco y de temporada y menor de procesados y ultra-procesados, todo ello mediante cadenas de distribución más cortas y eficientes.

### 3.5. COMPARACIÓN CON OTROS ESTUDIOS Y METODOLOGÍAS

En este apartado se compara nuestra estimación de la huella de carbono de la alimentación en España con las estimaciones obtenidas en otros estudios o aplicando una metodología diferente (input-output, IO) (véase Tabla 1).

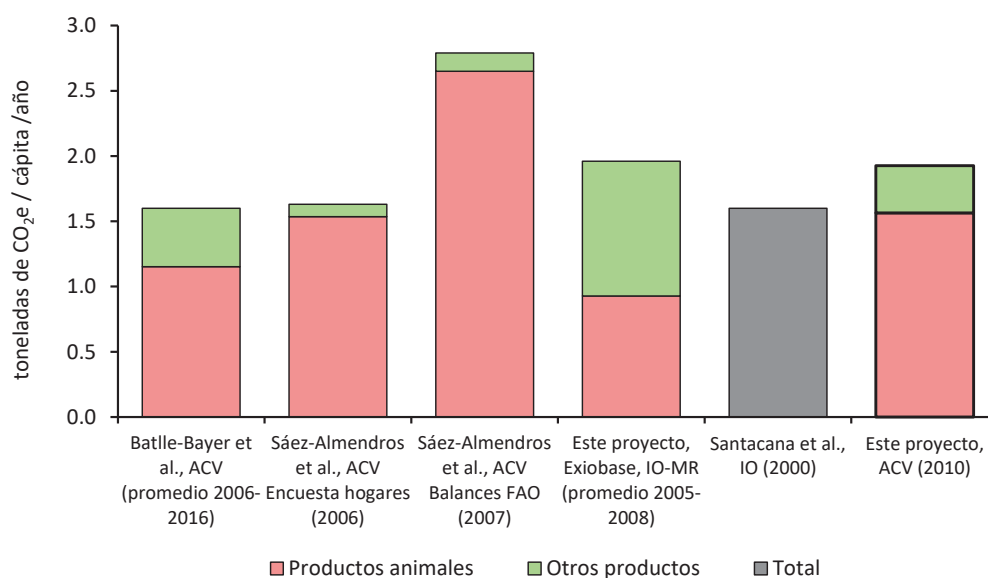
Las Figuras 46 y 47 **muestran la huella de carbono de la alimentación española** per cápita según: i) varios estudios de análisis de ciclo de vida (ACV) disponibles en la literatura, ii) dos cálculos basados en la técnica input output (IO) uno con cobertura exclusivamente nacional y otro con alcance global (Exiobase87), y iii) la estimación ACV desarrollada en el marco de este proyecto. Los resultados están expresados en toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita y nos permiten analizar tanto las variaciones entre ambos tipos de modelos (ACV vs. IO), como las desviaciones que se producen dentro del ACV entre los principales enfoques y trabajos publicados hasta la fecha. La Figura 46, debido a la falta de datos, presenta resultados de manera agregada, distinguiendo entre productos de origen animal y el resto de los productos, o simplemente ofreciendo un valor para el conjunto de la alimentación. Por el contrario, en la Figura 47 la comparación se realiza incluyendo un mayor número de etapas de la cadena de suministro, ya que esta información

estaba disponible para algunos trabajos y ha podido ser incorporada a la comparativa.

Con unos límites similares, es decir, contabilizando sólo aquellas fases incluidas en todas las estimaciones (aunque no es posible discernirlas en todos los casos), la horquilla de la huella de carbono varía entre las 1,6 y 2,8 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año (Figura 46). En cambio, si consideramos los límites máximos abarcados en cada estudio, la huella de carbono de la alimentación española oscila entre 1,6 y 3,7 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, aunque no en todos los casos los límites del sistema cubren las mismas fases (Figura 47).

Los tres trabajos ACV publicados por otros autores y utilizados en esta comparativa se han calculado de una manera similar: a un vector de consumo de alimentos de la población española se le aplican unos coeficientes ACV de emisiones de GEI por kg de producto, los cuales han sido obtenidos de la literatura, bases de datos de ACV como

Ecoinvent<sup>135</sup> o la “Danish LCA Food Database”<sup>213</sup>. En casos excepcionales, estos coeficientes también se han obtenido mediante algún tipo de modelización (p.e. para el caso de la excreción humana<sup>3,214</sup>). El ACV desarrollado en el marco de este proyecto difiere en varios aspectos fundamentales: i) la huella de carbono de los productos que componen la dieta se ha calculado partiendo de datos a nivel de finca específicos de España; ii) Los datos a nivel de finca han sido re-escalados para que sean **consistentes con los datos agregados** del Anuario de Estadística Agraria y del Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero; iii) <sup>106</sup> Incluye **estimaciones más ajustadas a las condiciones locales** de algunos procesos clave como las emisiones directas de N<sub>2</sub>O; iv) incluye fases o fuentes de GEI hasta ahora no consideradas, como las debidas a la deforestación y **cambio de uso de suelo** (~300 kg/cápita), las emisiones de CH<sub>4</sub> de los cuerpos de agua, o los cambios en el carbono orgánico en el suelo; v) Las fases de la cadena agro-



**Figura 46.** Huella de carbono de la dieta española según distintos estudios diferenciando productos animales y otros productos (toneladas de CO<sub>2</sub>e / cápita / año). El ACV de este proyecto solo incluye la fase de producción agropecuaria. Elaboración propia.

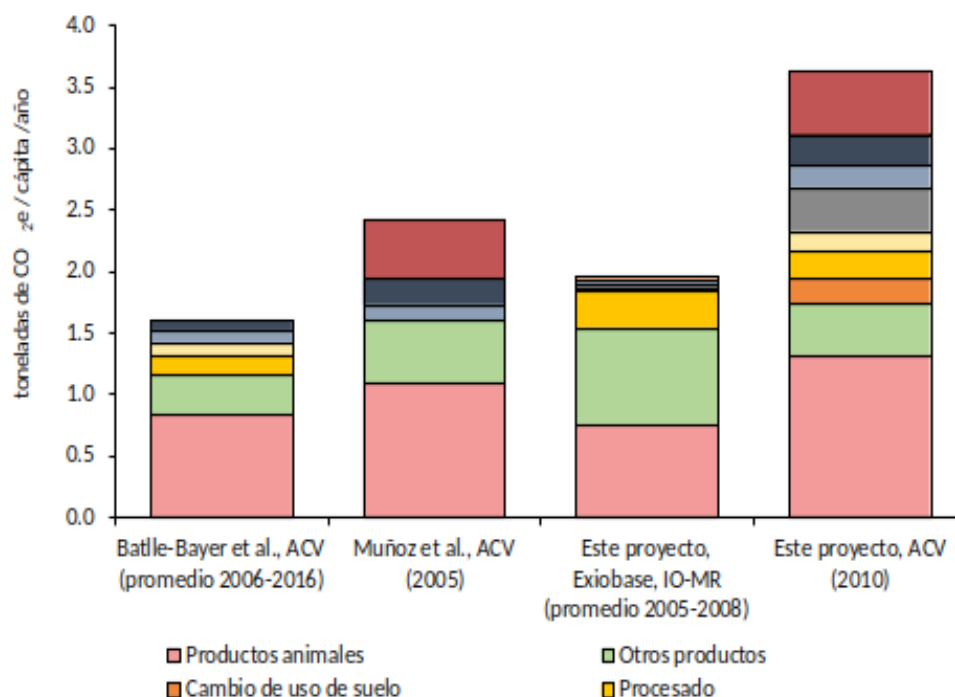
alimentaria posteriores a la explotación han sido calculadas a partir de datos de actividad agregados procedentes de estadísticas oficiales.

La **mayor cobertura** ayuda a explicar que el ACV propio sea el que arroje unas **emisiones de GEI más elevadas**, alrededor de 3,7 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año (Figura 47). Sin embargo, con unos límites del sistema comparables (Figura 46), es el ACV de Sáez-Almendros et al. basado en los balances alimentarios de FAO (al igual que nuestro estudio, aunque difieren en los coeficientes empleados para el cálculo de emisiones), el que ofrece unos valores de emisiones de GEI mayores (2,8 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año). El estudio de Sáez-Almendros et al. ilustra también el elevado impacto que puede tener la elección del vector de consumo en la estimación, ya que con los mismos coeficientes ACV pero utilizando datos de con-

sumo del Panel de Consumo Alimentario<sup>106</sup>, la estimación de la huella de carbono de la alimentación se reduce en torno a un 40%.

Todos los trabajos coinciden en la relevancia de **los productos de origen animal** como generadores de emisiones de GEI. En la Figura 46 puede verse que su huella de carbono oscila entre 0.9 y 2.6 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, es decir, entre el 47% y el 95% del total de la huella de carbono de la alimentación. Para el resto de los productos destinados a alimentación, los mayores valores a nivel agregado se obtienen con el modelo IO-MR global, 1,0 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año, mientras que los ACVs oscilan entre 0,1-0,4 toneladas de CO<sub>2</sub>e/cápita/año.

La Figura 47 nos permita desagregar las emisiones según las diferentes **etapas del ciclo productivo**, aunque la comparativa sólo puede realizarse de manera gruesa, ya



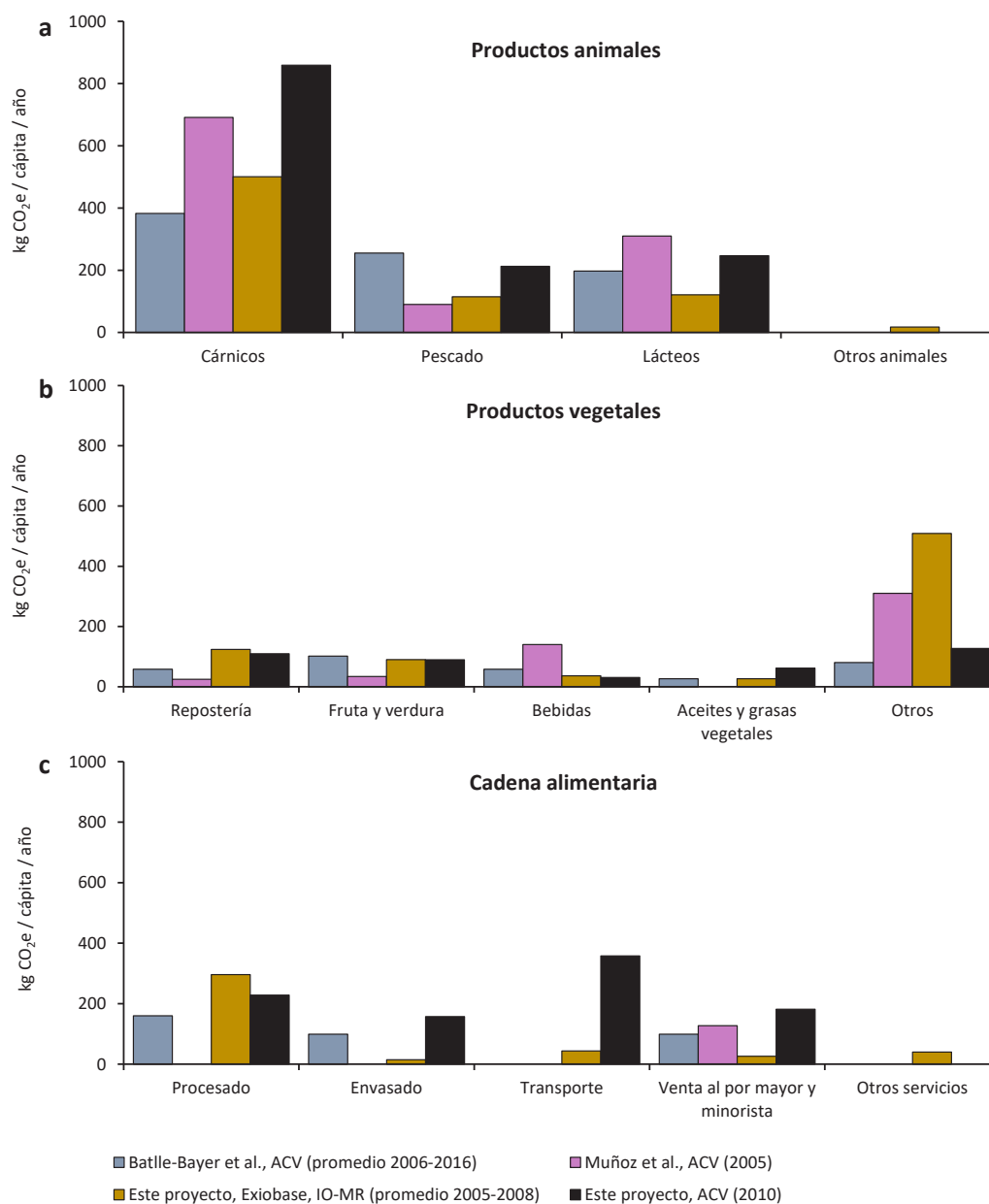
**Figura 47.** Huella de carbono de la alimentación española según distintos estudios (toneladas de CO<sub>2</sub>e/cápita/año). Elaboración propia.

que con la información disponible en los artículos no ha sido posible hacer una categorización perfectamente comparable. Por ejemplo, pese a que los trabajos de Muñoz et al.<sup>3</sup> y Batlle-Bayer et al.<sup>1</sup> consideran las emisiones de GEI debidas al transporte de alimentos, en la figura éstas están incluidas en la venta al por mayor y minorista, cuando se trata de logísticas de distribución, o atribuidas a los hogares cuando se refiere al desplazamiento de los consumidores. En cualquier caso, se observan unos valores mayores para el conjunto de estas tres fases (i.e. venta al por mayor y minorista, transporte y hogares) en el ACV propio que en los otros dos casos (0,2-0,4 vs. 0,8 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año). Los resultados obtenidos con Exiobase son significativamente más bajos, aunque consistentes con los obtenidos con el mismo modelo, por ejemplo, para estimar el uso de energía en la producción y consumo de alimentos<sup>215</sup>. Por otro lado, Exiobase ofrece unas emisiones mayores para el procesamiento (~0,3 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año) y es la única opción que incluye emisiones de “otros servicios”, es decir, aquellos no directamente relacionados con la distribución y comercialización (~40 kg de CO<sub>2</sub>e per cápita al año). Esta particularidad está relacionada con la delimitación del sistema de estudio en el ACV, del que se excluyen ciertos flujos ya sea por falta de datos o por considerarse éstos menos relevantes, y que suele denominarse “error de truncado”. Otros estudios respaldan la idea de que la **exclusión de los servicios en ACV** puede tener un impacto bajo en el sector agroalimentario en comparación con otros sectores, menor del 5%<sup>216</sup>. No obstante, éstas podrían ser mayores si también se consideran las emisiones asociadas a los bienes de capital utilizados en la provisión de servicios (p.e.

infraestructuras o equipamientos), las cuales son excluidas con frecuencia en los cálculos de huella basados en IO<sup>217</sup>. Finalmente, para los casos en los que es posible comparar las emisiones de la excreción humana y aguas residuales, los valores están bastante próximos, 0,3-0,4 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año.

Puesto que a niveles más agregados se produce un efecto de compensación de las desviaciones entre fases y productos, es de esperar que las variaciones entre los diferentes modelos sean más acusadas cuanto más desagregado es el análisis. Esto puede apreciarse en la Figura 48, donde se detalla la huella de la alimentación española por categoría de producto y per cápita, para los casos en los que ha sido posible hacer una desagregación por fases. Se observan **mayores diferencias cuanto mayor es la resolución de los productos**, de hasta ~150% entre los valores extremos, véase por ejemplo los resultados para las bebidas o los productos de repostería.

Además de los datos de consumo, los productos que son incluidos y excluidos en la contabilización, y del año de referencia, las diferencias pueden deberse a múltiples factores. Por ejemplo, para el caso de los ACV, éstos se pueden basar en diferentes coeficientes ACV o bases de datos ACV, con distintas asignaciones, en algunos casos en función de masa y en otros según criterios económicos. También en algunas ocasiones se emplean datos de ACV “atribucional” y en otros “consecuencial” (para una descripción detallada de ambos enfoques ver el manual de ACV de la Comisión Europea<sup>218</sup> y para una revisión de la discusión entre ambos enfoques e IO Majeau-Bettez et al.<sup>219</sup>. Asimismo, en cada ejercicio de modelización se



**Figura 48.** Comparación de distintas estimaciones de la huella de carbono per cápita (excluyendo emisiones por cambios de uso del suelo) de los distintos productos y fases de la cadena agroalimentaria española (kg CO<sub>2</sub>e/cápita/año). Elaboración propia.

han podido tomar diferentes decisiones en lo referente a las fases con una mayor incertidumbre, como pueden ser el transporte, el envasado o la generación de desperdicios. No obstante, un análisis más fino a este respecto requeriría disponer de los datos utilizados en la modelización en cada uno de los estudios. Por otro lado, en el caso del IO, las posibles fuentes de las discrepancias son

más numerosas y aún más difíciles de determinar, ya que las diferencias entre ambas metodologías son sustanciales. Las principales están resumidas en la Tabla 1. Por ejemplo, es conocido que el análisis IO adolece de errores de agregación<sup>220</sup>, los cuales se producen como resultado de usar promedios en la modelización, ya sea para grupos de productos<sup>221,222</sup> (p.e. diferenciando sólo dos

tipos de cereal, trigo y el resto; o incluyendo categorías “nec”, i.e. “not elsewhere classified”), o a nivel regional<sup>223</sup> (p.e. asumiendo una misma intensidad de emisiones en todo el país). Una opción que podría explorarse en el futuro es el desarrollo de un enfoque híbrido, que incorpore las fortalezas de cada metodología<sup>224</sup>, como pueden ser la mayor cobertura geográfica del IO-MR o la consideración de las emisiones asociadas a los servicios, con la superior resolución de producto del ACV. Existen ejemplos de enfoques híbridos ACV e IO aplicados a la huella de carbono de la alimentación en la literatura, por ejemplo, para el caso de Italia<sup>225</sup> o Finlandia<sup>226</sup>.

### 3.6. LIMITACIONES DEL ESTUDIO Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

El presente trabajo no cubre algunas facetas que se podrían considerar adicionalmente y abre numerosas líneas posibles de investigación futura. En esta sección se esbozan algunos de estos límites y algunas posibles vías de profundización

**Mayor resolución temporal** (número de años estudiados), **espacial** (estudios provinciales o regionales), **de producto** (cultivos y animales), **de manejo** (prácticas concretas o tipos de sistema), **o en el comercio exterior** (ajustando las huellas de los productos importados a las emisiones propias de los países exportadores en cada año de estudio, e inclusión del procesado). Esta mayor resolución permitiría conocer el impacto de tendencias recientes como el descenso de consumo de carne, el creciente interés por los alimentos ecológicos, las políticas de concienciación sobre la reducción del desperdicio alimentario, la reducción de emisiones de

N<sub>2</sub>O en la producción industrial de ácido nítrico, el impacto de las políticas de reducción del uso de fitosanitarios, o el incremento de las exportaciones de porcino a China.

Análisis detallado de las **emisiones de los cuerpos de agua**. El análisis realizado se basa en factores de emisión globales que podrían no representar adecuadamente la realidad española. En particular, es fundamental caracterizar mediante mediciones la amplia diversidad de cuerpos de agua asociados al regadío y mediante modelización vincular sus emisiones con la transferencia de nutrientes de los agroecosistemas a los sistemas acuáticos. También es necesaria la incorporación del secuestro de carbono en las estimaciones, ya que estudios recientes apuntan a que tienen un papel muy importante en el balance de emisiones de los humedales españoles, por ejemplo en el Delta del Ebro<sup>227</sup>.

**Balance de carbono orgánico del suelo** por provincia y cultivo, ampliándolo también a pastizales y bosques, y su integración en ACV. El secuestro de carbono es un proceso clave en el balance de emisiones y en las estrategias de mitigación, que en este trabajo no ha podido ser incorporado al análisis por tipo de producto ni a las áreas de pastoreo. Su estimación es necesaria para completar el balance de emisiones y para evaluar estrategias de mitigación y adaptación. Un análisis más detallado a nivel espacial permitiría, además, la calibración del modelo con datos empíricos<sup>228</sup> para obtener resultados más fiables. Nuestro estudio pone también de manifiesto la necesidad de un esfuerzo de monitoreo de la evolución del carbono orgánico del suelo en España.

**Stocks de carbono en la biomasa** leñosa de cultivos, dehesas y zonas de culti-

vo abandonadas, y su integración en ACV. Es necesario un análisis más detallado del efecto sobre la huella de carbono de la acumulación de biomasa en cultivos leñosos, incluyendo también productos ganaderos de sistemas agroforestales clave como las dehesas. También es necesaria la integración de este componente en la huella de carbono de los productos leñosos importados, no solo de los producidos localmente.

Análisis detallado de las **emisiones de la producción ganadera**. El análisis de los productos de la ganadería puede refinarse y actualizarse con fuentes como la Red Nacional de Granjas Tipo (RENGRATI), el Inventario Nacional de Gases de Efecto Invernadero, o los documentos zootécnicos. Los nuevos documentos de Bases Zootécnicas publicados por el MAPA<sup>35-40</sup> han cuantificado la dieta animal y las características del manejo de una forma muy detallada y a nivel de sistema de producción, de cohorte, de razas y provincial. Esto ha permitido la aplicación de un enfoque Tier 2 en la estimación de las emisiones de metano entérico y manejo de estiércol que ya ha sido incorporado al Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera y al presente estudio, que emplea esos datos. Sin embargo, también pueden ser empleados para calcular de manera más precisas las emisiones asociadas a la producción de materias primas para alimentación animal, que no ha sido posible incorporar al presente trabajo debido a que estos documentos se han terminado de publicar cuando el proyecto había finalizado. Este estudio más detallado de la producción ganadera también podría incluir análisis de **niveles de base de emisiones**<sup>229,230</sup> en ausencia de animales domésticos, para calcular emisiones de sistemas ganaderos vinculados al territorio en comparación con otros más intensivos.

**Análisis detallado de los sistemas productivos**, para tener una representación más precisa de la situación actual, incluyendo el grado de aplicación real de las prácticas de mitigación por tipo de cultivo o animal, por tipo de manejo (ecológico o convencional, y con detalles de manejo más específicos dentro de cada tipo) y a nivel provincial. Esta caracterización se enlazaría con la **elaboración de escenarios de mitigación** en los que se simulasen los efectos de la expansión de estas prácticas.

Análisis detallado de las **emisiones de la cadena agroalimentaria**. Estas emisiones han sido las que han experimentado el mayor crecimiento, y suponen ya casi la mitad del total de la alimentación. La complejidad de las cadenas de suministro modernas ha llevado a descartar su caracterización en este trabajo, limitándonos en su lugar a trabajar con datos agregados. Esto nos ha permitido identificar los grandes “puntos calientes” en las emisiones asociadas a la alimentación, pero solo desde su estudio en detalle, diferenciando los distintos canales para cada tipo de producto, así como las pautas de preparación de alimentos y de gestión de residuos, pueden desarrollarse estrategias para mitigar estas emisiones.

Elaboración de **escenarios de cambios de dieta y patrones de consumo y su integración con prácticas de mitigación a nivel de finca**. Los estudios incluyendo escenarios en los que se analiza el impacto sobre las emisiones de GEI de los cambios de dieta hacia patrones más saludables y sostenibles son abundantes en la literatura reciente a nivel mundial, pero escasos para el ámbito específico de España, donde no se ha realizado ninguno con factores de emisión ajustados a la realidad española ni que com-

bine los cambios en el consumo con cambios en la producción.

**Consideración de otros aspectos ambientales, así como de aspectos económicos, sociales y sobre la salud humana.**

Por ejemplo, habría que considerar los impactos sociales y económicos de los incrementos de productividad. El caso concreto del regadío es paradigmático, ya que suele estar asociado a productos de mayor valor añadido y mayores requerimientos de mano de obra (a menudo migrante). Los impactos sobre la salud humana también deberían considerarse, incluyendo aspectos como los perfiles nutricionales de los alimentos, la presencia de contaminantes como residuos de pesticidas y metales pesados, o las propiedades organolépticas (por ejemplo, en el caso del vino). Esto debería hacerse tanto a nivel de producto, diferenciando en función del manejo, como a nivel de composición de alimentos en la dieta.

**Hibridación ACV-IO.** La posibilidad de combinar el análisis ambiental, como el que

el que se realiza en este trabajo para el caso de las emisiones de GEI, con el análisis de tipo económico, es una de las ventajas derivadas de la hibridación ACV-IO que podría estudiarse en un trabajo venidero. Las tablas IO son parte de la contabilidad nacional, es decir, de las cuentas económicas oficiales de los estados, por lo que su incorporación en el modelo permite relacionar, de forma directa y consistente, las emisiones de GEI con indicadores de impacto económico. Tal es así, que podrían calcularse con facilidad indicadores de productividad o eficiencia, por ejemplo, en términos de producción, empleo o valor añadido (p.e. CO<sub>2</sub>e/€), lo que proporcionaría un conocimiento más completo del papel que juega el sistema agroalimentario dentro de la economía.

Esta visión de conjunto resulta esencial en la toma de decisiones, siendo los procesos productivos con un alto potencial de impacto ambiental, pero bajo retorno económico para la ciudadanía, los que podrían ser objeto de acción política de manera más inmediata.

# CONCLUSIONES

- La **huella total de carbono de la alimentación** en España, desde la producción de insumos a la gestión de residuos, se ha multiplicado por 3,8 en términos totales y por 2,4 en términos per cápita entre 1960 y 2010, pasando de 1,5 a 3,5 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año.
- Durante el periodo de **más de un siglo** analizado en este trabajo, en la **producción vegetal** se pasó de un balance de emisiones dominado por la tracción animal y, en menor medida, las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo, a otro cuya magnitud es cinco veces mayor y en cuyas emisiones dominan la **tracción mecánica**, la energía y el CH<sub>4</sub> de los embalses del **riego, la producción de fertilizantes y el N<sub>2</sub>O**.
- Al mismo tiempo, la industrialización agraria también conllevó **un aumento de productividad**, que llevó a una reducción de la huella de carbono por unidad de producto de muchos cultivos a partir de 1990, cuando el uso de muchos insumos se estancó.
- Las emisiones de la **producción ganadera** se multiplicaron por 7, y se pasó de un balance dominado por el **metano entérico** a otro en el que, además de estas emisiones, tienen gran peso el **manejo de estiércol** (sobre todo purines) y la producción de piensos, tanto locales como importados, estos últimos asociados a importantes emisiones por deforestación en los países de origen.
- La mayor parte de las **emisiones derivadas de la producción** de alimentos (emisiones “hasta puerta de finca”) consumidos por la población española están asociadas a la **producción de alimentos de origen animal** (80% del total), en la que destacan la **carne de cerdo y vacuno, la leche y el pescado**.

- Las fases de la cadena agroalimentaria posteriores a la producción agropecuaria representan casi la mitad de las emisiones asociadas al sistema agroalimentario español. De estas emisiones destacan la **gestión de residuos y el transporte**.
- La comparación con otros trabajos basados en el ACV u otras metodologías para el cálculo de la huella de carbono (i.e. Input-Output), muestra que **existen variaciones notables en la estimación de la huella de carbono de la alimentación española en la literatura** (entre 1,6 y 3,8 toneladas de CO<sub>2</sub>e per cápita al año), aunque en general todos los trabajos están en un orden de magnitud parecido. Asimismo, en todos los casos se destaca el papel de los productos de origen animal como fuente de emisiones de GEI.
- El presente trabajo supera las limitaciones metodológicas de otras estimaciones previas, subrayando la necesidad de **incorporar en las estimaciones el conocimiento empírico sobre los patrones de emisión** en las condiciones edafoclimáticas locales, así como de una mayor armonización metodológica.
- La identificación de puntos calientes de emisión y de las tendencias históricas, así como de las necesidades de investigación, puede servir de base para orientar las políticas de investigación, **diseñar estrategias de mitigación** efectivas y monitorear de manera eficaz las políticas de mitigación orientadas a descarbonizar el sistema agroalimentario.

# GLOSARIO

**Adaptación al cambio climático.** Medidas encaminadas a limitar los impactos del cambio climático, reduciendo la vulnerabilidad e incrementando la resiliencia (capacidad de recuperación). Estas medidas, orientadas a paliar los efectos del cambio climático, son complementarias, y a veces sinérgicas con las medidas de mitigación.

**Análisis de Ciclo de Vida (ACV) y el análisis Input-Output (IO).** Se trata de dos técnicas que permiten estimar las emisiones de GEI asociadas a la alimentación desde ángulos distintos, pero de manera complementaria. Ambas metodologías se pueden emplear para estimar no solo las emisiones de GEI, sino también el resto de impactos ambientales, e incluso sociales, de los sistemas productivos. El **ACV** adopta un enfoque “de abajo a arriba”, es decir, contabiliza de manera pormenorizada y con elevado grado de detalle las emisiones generadas a lo largo de la cadena de suministro de los productos, utilizando para ello información sobre las tecnologías de producción de los diferentes bienes y servicios. Con este fin, se ha de definir un “sistema de producción”, que incluye tanto las diferentes fases de la cadena de suministro (i.e. el “ciclo de vida” del producto) como los intercambios que se producen con el medio ambiente (i.e. emisiones de GEI); y una “unidad funcional”, que en este caso puede referirse a cada uno de los alimentos producidos (p.e. 1 kg de producto) o al producto del sistema en su conjunto (p.e. la dieta anual de una persona). El **IO** es una técnica “de arriba a abajo” donde las emisiones que se producen en cada sector económico son conectadas con matrices de intercambios inter-industria, lo que permite trazar los efectos de arrastre que se derivan del consumo de alimentos. La variante de modelos IO con mayor alcance geográfico es el IO Mul-

ti-Regional, que permite mapear las emisiones de GEI asociadas al consumo español que se producen en el extranjero para un amplio abanico de países.

**CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e):** Unidad común para expresar el potencial de calentamiento mundial de los gases de efecto invernadero, incluyendo CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O y el resto de GEI. En este informe se utilizan conversores de potencial de calentamiento global que consideran los bucles de retroalimentación del sistema climático, según el último informe disponible del IPCC. Estos valores son 1 para el CO<sub>2</sub>, 34 para el CH<sub>4</sub>, 298 para el N<sub>2</sub>O y 1550 para el HFC-134a.

**Dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>),** principal gas responsable del efecto invernadero. El incremento de la concentración en la atmósfera de este gas es debido al uso de combustibles fósiles y a la reducción de los stocks de carbono de la biosfera por cambios de uso del suelo. Los principales de estos stocks afectados son la biomasa viva (árboles) y el carbono orgánico del suelo, tanto de suelos minerales como orgánicos (turberas).

**Emisiones indirectas de GEI** son aquellas que no tienen lugar en el sistema de producción (agrícola o ganadero) pero que son necesarias para la producción en sí misma. Existirían dos tipos diferenciados: las denominadas **emisiones indirectas “aguas arriba”** son aquellas debidas a la producción y transporte de insumos, incluyendo fertilizantes, pesticidas, combustibles, electricidad, maquinaria y materiales para invernaderos, agua de riego, piensos y semillas. Dentro de la producción de insumos con origen agrícola, en particular los piensos, destacan las emisiones por cambio de uso del suelo (**deforestación**) como una de las principales fuentes de emisiones. Las **emisiones indirectas “aguas abajo”** incluyen los flujos de N<sub>2</sub>O derivados de la transformación fuera de la finca de compuestos nitrogenados que escapan del sistema. Los dos principales procesos involucrados son la reducción química del nitrato lixiviado y la oxidación microbiana, en el proceso de nitrificación, del amonio resultante del depósito del amoniaco emitido tras la fertilización nitrogenada de cultivos. En función de los límites del sistema que se establezcan, también podría incluirse dentro de estas emisiones “aguas abajo” las derivadas de la distribución, procesado, comercialización y preparación de alimentos, así como las de la gestión de los residuos.

**Gases de efecto invernadero (GEI):** gases que forman parte de la atmósfera natural y antropogénica (emitidos por la actividad humana), cuya presencia contribuye al efecto invernadero. Los tres más importantes son dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) y óxido nitroso (N<sub>2</sub>O)

**Intensificación agrícola:** prácticas que aumentan la productividad por unidad de superficie mediante la implementación de distintas tecnologías de, por ejemplo, fertilización, protección de cultivos (pesticidas e invernaderos) y riego (en sistemas bajo climas áridos y semi-áridos). También existen estrategias de intensificación agroecológica que no están basadas en insumos externos sino en la potenciación de los ciclos internos de materiales, energía e información del agroecosistema.

**IPCC:** Panel Intergubernamental de Cambio Climático de Naciones Unidas. <https://www.ipcc.ch/languages-2/spanish/>

**Inventario Nacional de Emisiones:** informe elaborado anualmente por el Sistema Español de Inventario y Proyecciones de Emisiones a la Atmósfera (SEI), que incluye las fuentes y la absorción por sumideros, así como sus proyecciones, tanto para los gases de efecto invernadero como para otros contaminantes atmosféricos. El Inventario Nacional de Emisiones responde, por una parte, a las obligaciones de información establecidas por la Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático y, por otra, da respuesta a las obligaciones de información establecidas por el Convenio de Ginebra de Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Larga Distancia y la nueva Directiva (UE) 2016/2284 de Techos Nacionales de Emisión. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei-/Inventario-GEI.aspx>

**Metano (CH<sub>4</sub>):** Gas de efecto invernadero cuya emisión antropogénica a la atmósfera está asociada al uso de combustibles fósiles (el metano es el principal componente del gas natural. Se emite cuando escapa de reservorios subterráneos, por ejemplo en la extracción de combustibles fósiles, o durante la combustión de los combustibles fósiles), o tener un origen biológico. Su origen biológico se encuentra en las fermentaciones anaerobias (sin oxígeno) realizadas por bacterias especializadas que se encuentran principalmente en zonas pantanosas, cultivos inundados como el arroz, acumulaciones de materia orgánica como vertederos o pilas de estiércol (principalmente si está en forma líquida, como las balsas de purines) y el tracto intestinal del ganado rumiante (rumen).

**Óxido nítrico (N<sub>2</sub>O).** GEI de origen fundamentalmente agrícola que se produce en el suelo como resultado de la transformación de compuestos nitrogenados, por los procesos de nitrificación y desnitrificación. La principal fuente en agricultura y ganadería de estos compuestos nitrogenados que dan lugar a N<sub>2</sub>O son los fertilizantes de síntesis, pero también se incluyen otras fuentes de nitrógeno como el estiércol (ya sea estiércol manejado aplicado al suelo o excreción directa del ganado en pastoreo), los residuos de cosecha (aéreos y subterráneos) y la mineralización de la materia orgánica del suelo. Otra fuente de N<sub>2</sub>O es la gestión de estiércoles. Las fuentes de N<sub>2</sub>O fuera del sector agropecuario incluyen las centrales térmicas, tubos de escape de automóviles y motores de aviones, quema de biomasa y fabricación de nailon y ácido nítrico.

**Huella de carbono:** Indicador que expresa la cantidad de GEI emitida y carbono capturado en la elaboración de un producto o servicio, en términos de CO<sub>2</sub> equivalente (CO<sub>2</sub>e) por unidad funcional.

**Humificación:** Transformación química y biológica de la materia orgánica en humus. Durante el proceso de mineralización, una parte de la materia orgánica no se mineraliza sino que se transforma en concatenaciones de polímeros orgánicos resistentes a la descomposición, y por tanto más estables. Este **humus** es una fracción de la materia orgánica del suelo de color oscuro, que carece de estructuras celulares y que influye sobre

las propiedades físico-químicas y biológicas del suelo, reduciendo su densidad aparente e incrementando su capacidad de retención de agua y nutrientes.

**Mineralización:** Descomposición en el suelo de compuestos orgánicos (como tejidos vegetales y animales, microorganismos y humus), que da lugar a la formación de  $\text{CO}_2$  (o  $\text{CH}_4$ , si es anaerobia) y sales minerales, en las que los elementos fertilizantes son asimilables para las plantas.

**Sistema agroalimentario:** Conjunto de las actividades necesarias para la producción y distribución de los productos agroalimentarios. Sus principales compartimentos serían los sistemas de cultivo y de producción animal (incluyendo la producción de insumos, incluso si son importados), las fases intermedias de la cadena agroalimentaria (incluyendo transporte, procesado, envasado y comercialización), el consumo y preparación de alimentos en los hogares, y la gestión de los residuos que se generan.

**Meta-análisis:** análisis estadístico que combina los resultados de múltiples estudios científicos. La mayor parte de meta-análisis ponderan los distintos estudios en función de su precisión o de su tamaño. La agregación de distintos estudios posibilita un mayor poder estadístico y una estimación más robusta.

**Mitigación del cambio climático:** acción encaminada a reducir la contribución antropogénica al cambio climático, mediante la reducción de las emisiones de GEI a la atmósfera y la potenciación de los sumideros de carbono (secuestro de carbono).

**Nitrificación y Denitrificación:** procesos microbiológicos de transformación de compuestos nitrogenados, que dan lugar en los suelos agrícolas a la emisión de óxido nitroso y óxido nítrico. La **nitrificación** es la oxidación biológica de amonio con oxígeno para dar nitrito, seguida por la oxidación de esos nitritos a nitratos, generando óxido nitroso como coproducto. La **denitrificación** es un proceso que usa el nitrato como aceptor terminal de electrones en condiciones anaerobias (ausencia de oxígeno) principalmente, conduciendo finalmente a nitrógeno molecular (gas,  $\text{N}_2$ ), y en la que el óxido nitroso es un compuesto intermedio que puede liberarse a la atmósfera antes de sufrir una reducción completa hasta  $\text{N}_2$ .

**Secuestro de carbono:** Almacenamiento de carbono en stocks como los árboles (biomasa viva) y el suelo (materia orgánica del suelo). Los cambios en el tamaño de estos reservorios de carbono se traducen en flujos de  $\text{CO}_2\text{e}$  que implican emisiones si están disminuyendo y secuestro si están aumentando. En términos de mitigación del cambio climático, sin embargo, es necesario un enfoque de ciclo de vida que considere todos los efectos en el sistema de las prácticas empleadas para promover el secuestro de carbono, incluyendo el efecto sobre la productividad del cultivo a corto y largo plazo. Por ejemplo, habría que considerar los cambios en las necesidades de combustible y maquinaria asociados a la implantación de cubiertas vegetales o el laboreo reducido. En el caso de las enmiendas orgánicas, habría que considerar el uso actual de los materiales, el proceso de producción y el coste de transporte.

**Tiers:** niveles de alcance metodológicos para la estimación de emisiones en los Inventarios nacionales de emisiones. Las guías del IPCC<sup>148</sup> ofrecen tres niveles (Tier 1, 2 y 3) de complejidad creciente. La elección de uno u otro nivel dependerá de la relevancia del proceso en cuestión en cada país y de la disponibilidad de datos. El nivel metodológico Tier 1 del IPCC se basa en factores de emisión por defecto y generalizables a nivel global.

**Vegetación arvense:** especie vegetal que crece de forma silvestre en una zona cultivada o controlada por el ser humano.

# REFERENCIAS

1. Batlle-Bayer, L., Bala, A., García-Herrero, I., Lemaire, E., Song, G., Aldaco, R., Fullana-i-Palmer, P., 2019. *The Spanish Dietary Guidelines: A potential tool to reduce greenhouse gas emissions of current dietary patterns*. Journal of Cleaner Production 213, 588-598. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.215>
2. Saez-Almendros, S., Obrador, B., Bach-Faig, A., Serra-Majem, L., 2013. *Environmental footprints of Mediterranean versus Western dietary patterns: beyond the health benefits of the Mediterranean diet*. Environ Health 12, 118. <http://doi.org/10.1186/1476-069x-12-118>
3. Muñoz, I., Mila i Canals, L., Fernandez-Alba, A.R., 2010. *Life cycle assessment of the average Spanish diet including human excretion*. International Journal of Life Cycle Assessment 15, 794-805. <http://doi.org/10.1007/s11367-010-0188-z>
4. Lassaletta, L., Billen, G., Romero, E., Garnier, J., Aguilera, E., 2014. *How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain*. Regional Environmental Change 14, 785-797. <http://doi.org/10.1007/s10113-013-0536-1>
5. Infante-Amate, J., Aguilera, E., Gonzalez De Molina, M., 2018. *Energy transition in Agri-food systems. Structural change, drivers and policy implications (Spain, 1960-2010)*. Energy Policy 122, 570-579. <http://doi.org/10.1016/j.enpol.2018.07.054>
6. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2019. *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*,

in: P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley (Eds.)

7. Springmann, M., Clark, M., Mason-D'Croz, D., Wiebe, K., Bodirsky, B.L., Lassaletta, L., de Vries, W., Vermeulen, S.J., Herrero, M., Carlson, K.M., Jonell, M., Troell, M., DeClerck, F., Gordon, L.J., Zurayk, R., Scarborough, P., Rayner, M., Loken, B., Fanzo, J., Godfray, H.C.J., Tilman, D., Rockström, J., Willett, W., 2018. *Options for keeping the food system within environmental limits*. Nature 562, 519-525. <http://doi.org/10.1038/s41586-018-0594-0>
8. Poore, J., Nemecek, T., 2018. *Reducing food's environmental impacts through producers and consumers*. Science 360, 987-992. <http://doi.org/10.1126/science.aag0216>
9. European Commission, 2020. *Farm to fork strategy. For a fair, healthy and environmentally-friendly food system*,
10. Long, S.P., Ainsworth, E.A., Leakey, A.D.B., Nosberger, J., Ort, D.R., 2006. *Food for thought: Lower-than-expected crop yield stimulation with rising CO<sub>2</sub> concentrations*. Science 312, 1918-1921. <http://doi.org/10.1126/science.1114722>
11. Müller, C., Elliott, J., Levermann, A., 2014. *Fertilizing hidden hunger*. Nature Climate Change 4, 540-541. <http://doi.org/10.1038/nclimate2290>
12. Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., Lange, M.A., Lionello, P., Llasat, M.C., Paz, S., Peñuelas, J., Snoussi, M., Toreti, A., Tsimplis, M.N., Xoplaki, E., 2018. *Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean*. Nature Climate Change 8, 972-980. <http://doi.org/10.1038/s41558-018-0299-2>
13. Garrote, L., Iglesias, A., Granados, A., Mediero, L., Martin-Carrasco, F., 2015. *Quantitative Assessment of Climate Change Vulnerability of Irrigation Demands in Mediterranean Europe*. Water Resources Management 29, 325-338. <http://doi.org/10.1007/s11269-014-0736-6>
14. Quiroga, S., Iglesias, A., 2009. *A comparison of the climate risks of cereal, citrus, grapevine and olive production in Spain*. Agricultural Systems 101, 91-100
15. Trnka, M., Rötter, R.P., Ruiz-Ramos, M., Kersebaum, K.C., Olesen, J.E., Žalud, Z., Semenov, M.A., 2014. *Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change*. Nature Climate Change 4, 637-643. <http://doi.org/10.1038/nclimate2242>
16. MedECC, 2019. *Risks associated to climate and environmental changes in the Mediterranean region*. [https://www.medecc.org/wp-content/uploads/2018/12/MedECC-Booklet\\_EN\\_WEB.pdf](https://www.medecc.org/wp-content/uploads/2018/12/MedECC-Booklet_EN_WEB.pdf)

17. Ruiz-Ramos, M., Ferrise, R., Rodriguez, A., Lorite, I.J., Bindi, M., Carter, T.R., Fronzek, S., Palosuo, T., Pirttioja, N., Baranowski, P., Buis, S., Cammarano, D., Chen, Y., Dumont, B., Ewert, F., Gaiser, T., Hlavinka, P., Hoffmann, H., Hoehn, J.G., Jurecka, F., Kersebaum, K.C., Krzyszczak, J., Lana, M., Mechiche-Alami, A., Minet, J., Montesino, M., Nendel, C., Porter, J.R., Ruget, F., Semenov, M.A., Steinmetz, Z., Stratonovitch, P., Supit, I., Tao, F., Trnka, M., de Wit, A., Roetter, R.P., 2018. *Adaptation response surfaces for managing wheat under perturbed climate and CO<sub>2</sub> in a Mediterranean environment*. *Agricultural Systems* 159, 260-274. <http://doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.009>
18. Garrote, L., Granados, A., Iglesias, A., 2016. *Strategies to reduce water stress in Euro-Mediterranean river basins*. *Science of the Total Environment* 543, 997-1009. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.106>
19. Iglesias, A., Garrote, L., 2015. *Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe*. *Agricultural Water Management* 155, 113-124. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.03.014>
20. Aguilera, E., Díaz-Gaona, C., García-Laureano, R., Reyes-Palomo, C., Guzmán, G.I., Ortolani, L., Sánchez-Rodríguez, M., Rodríguez-Estévez, V., 2020. *Agroecology for adaptation to climate change and resource depletion in the Mediterranean region. A review*. *Agricultural Systems* 181, 102809. <http://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102809>
21. Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., del Prado, A., Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pardo, G., Alvaro-Fuentes, J., Gilsanz, C., Báez, D., Doltra, J., González, S., Cayuela, M.L., Menendez, S., Diaz-Pines, E., Le-Noe, J., Quemada, M., Estellés, F., Calvet, S., van Grinsven, H., Yáñez, D., Westhoek, H., Sanz, M.J., Gimeno, B.S., Vallejo, A., Smith, P., 2017. *Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 238, 5-24. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>
22. Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., Fanlo, R., Iglesias, A., Alvaro-Fuentes, J., 2015. *Carbon management in dryland agricultural systems. A review*. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 1319-1334. <http://doi.org/10.1007/s13593-015-0326-x>
23. González de Molina, M., Soto Fernandez, D., Guzmán Casado, G., Infante-Amate, J., Aguilera, E., Vila Traver, J., García Ruiz, R., 2020. *The Social Metabolism of Spanish Agriculture*. Springer. <http://doi.org/10.1007/978-3-030-20900-1>
24. Guzmán, G.I., Aguilera, E., García-Ruiz, R., Torremocha, E., Soto, D., Infante-Amate, J., González de Molina, M., 2018. *The Agrarian Metabolism as a tool for assessing agrarian sustainability, and its application to Spanish Agriculture (1960-2008)*. *Ecology and Society* 23, 2. <http://doi.org/10.5751/ES-09773-230102>

25. Infante-Amate, J., Aguilera, E., Palmeri, F., Guzmán, G., Soto, D., García-Ruiz, R., de Molina, M.G., 2018. *Land embodied in Spain's biomass trade and consumption (1900–2008): Historical changes, drivers and impacts*. Land Use Policy 78, 493-502. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.019>
26. González de Molina, M., Soto, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E., Vila, J., Guzmán, G.I., 2017. *Decoupling food from land: the evolution of Spanish agriculture from 1960 to 2010*. Sustainability 9, 2348. <http://doi.org/10.3390/su9122348>
27. Soto, D., Infante-Amate, J., Guzmán, G.I., Cid, A., Aguilera, E., García, R., de Molina, M.G., 2016. *The social metabolism of biomass in Spain, 1900–2008: From food to feed-oriented changes in the agro-ecosystems*. Ecological Economics 128, 130-138. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.04.017>
28. Guzmán, G.I., González de Molina, M., Soto, D., Infante-Amate, J., Aguilera, E., 2018. *Spanish agriculture from 1900 to 2008: A long-term perspective on agroecosystem energy*. Regional Environmental Change 18, 995-1008. <http://doi.org/10.1007/s10113-017-1136-2>
29. Infante Amate, J., González de Molina, M., 2013. *'Sustainable de-growth' in agriculture and food: an agro-ecological perspective on Spain's agri-food system (year 2000)*. Journal of Cleaner Production 38, 27-35. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.03.018>
30. Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., 2020. *Energized water: Evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, 1950–2017*. Agricultural Water Management 233, 106073. <http://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106073>
31. Aguilera, E., Guzmán, G.I., Alvaro-Fuentes, J., Infante-Amate, J., García-Ruiz, R., Carranza-Gallego, G., Soto, D., González De Molina, M., 2018. *A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008)*. Science of the Total Environment 621, 634-648. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.243>
32. Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Estellés, F., Del Prado, A., Guardia, G., Abalos, D., Aguilera, E., Pardo, G., Vallejo, A., Sutton, M., Garnier, J., Billen, G., 2014. *Yield-scaled mitigation of ammonia emission from N fertilization: the Spanish case*. Environmental Research Letters 9, 125005. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/9/12/125005>
33. Rodríguez Artalejo, F., Banegas, J.R., Graciani, M., Hernández Vecino, R., Rey Calero, J.J.M.C., 1996. *El consumo de alimentos y nutrientes en España en el período 1940-1988. Análisis de su consistencia con la dieta mediterránea*. 106, 161-168.
34. González De Molina, M., Soto Fernandez, D., Aguilera, E., Infante Amate, J., 2014. *CreCIMIENTO agrario en España y cambios en la oferta alimentaria, 1900-1933*. Historia Social 80, 157-183.
35. MAPAMA (Ministerio de Agricultura Pesca Alimentación y Medio Ambiente), 2017. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Porcino blanco*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.

36. MAPAMA (Ministerio de Agricultura Pesca Alimentación y Medio Ambiente), 2017. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Aves de puesta*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
37. MAPAMA (Ministerio de Agricultura Pesca Alimentación y Medio Ambiente), 2017. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Aves de carne*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
38. MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 2019. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Ovino*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
39. MAGRAMA (Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente), 2015. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Équidos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
40. MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 2020. *Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y fósforo. Bovino*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
41. Weiss, F., Leip, A., 2012. *Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model*. Agriculture Ecosystems & Environment 149, 124-134. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.015>
42. Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., Tubiello, F., Grandgirard, D., Monni, S., Biala, K., 2010. *Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) –final report.*, in: Centre, J.R. (Ed.). European Commission.
43. Leip, A., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Reis, S., Simpson, D., Sutton, M.A., de Vries, W., Weiss, F., Westhoek, H., 2015. *Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity*. Environmental Research Letters 10. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/11/115004>
44. FAO, ITPS, 2015. *Status of the World's Soil Resources (SWSR)–Main Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils, Rome, Italy.
45. Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Borrelli, P., Lugato, E., Montanarella, L., 2020. *Soil related indicators to support agri-environmental policies, EUR 30090 EN*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
46. Aguilera, E., Vila-Traver, J., Deemer, B.R., Infante-Amate, J., Guzmán, G.I., González de Molina, M., 2019. *Methane Emissions from Artificial Waterbodies Dominate the Carbon Footprint of Irrigation: A Study of Transitions in the Food–Energy–Water–Climate Nexus (Spain, 1900–2014)*. Environmental Science & Technology 53, 5091-5101. <http://doi.org/10.1021/acs.est.9b00177>

47. MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 2019. *Anuario de Estadística Agraria 1904-2018*. MAPA, Madrid.
48. MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 2018. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivo. Informe sobre regadíos en España 2018*. MAPA.
49. MAGRAMA, 2013. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos. Informe sobre regadíos en España 2012*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
50. Soto Fernández, D., González de Molina, M., Infante Amate, J., Guzmán Casado, G., 2016. *La evolución de la ganadería española (1752-2012). Del uso múltiple al uso alimentario. Una evaluación de la fiabilidad de los censos y de las estadísticas de producción*, IV Seminario Anual de la SEHA, Madrid.
51. Kearney, J., 2010. *Food consumption trends and drivers*. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 365, 2793-2807. <http://doi.org/10.1098/rstb.2010.0149>
52. Estruch, R., Ros, E., Salas-Salvadó, J., Covas, M.-I., Corella, D., Arós, F., Gómez-Gracia, E., Ruiz-Gutiérrez, V., Fiol, M., Lapetra, J., Lamuela-Raventós, R.M., Serra-Majem, L., Pintó, X., Basora, J., Muñoz, M.A., Sorlí, J.V., Martínez, J.A., Martínez-González, M.A., 2013. *Primary Prevention of Cardiovascular Disease with a Mediterranean Diet*. New England Journal of Medicine 368, 1279-1290. <http://doi.org/10.1056/NEJMoa1200303>
53. Serra-Majem, L., Roman, B., Estruch, R., 2006. *Scientific evidence of interventions using the Mediterranean diet: A systematic review*. Nutrition Reviews 64, S27-S47. <http://doi.org/10.1301/nr.2006.feb.S27-S47>
54. Dinu, M., Pagliai, G., Casini, A., Sofi, F., 2018. *Mediterranean diet and multiple health outcomes: an umbrella review of meta-analyses of observational studies and randomised trials*. European Journal of Clinical Nutrition 72, 30-43
55. World Health Organization, 2007. *Protein and amino acid requirements in human nutrition*, World Health Organ Tech Rep Ser, 2008/03/12 ed. Joint WHO/FAO/UNU Expert Consultation, pp. 1-265, back cover.
56. FAO, 2019. *FAOSTAT—FAO database for food and agriculture*. Rome: Food and agriculture Organisation of United Nations (FAO). Available: <http://faostat3.fao.org/>
57. INE (Instituto Nacional de Estadística), 2020. *Viajes, pernoctaciones, duración media y gasto por destino principal (extranjero y comunidades autónomas)* Instituto Nacional de Estadística, <https://www.ine.es>
58. Aguilera, E., Guzmán, G.I., Infante-Amate, J., Soto, D., García-Ruiz, R., Herrera, A., Villa, I., Torremocha, E., Carranza, G., González de Molina, M., 2015. *Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective*. Sociedad Española de Historia Agraria. DT-SEHA 1507. <http://hdl.handle.net/10234/141278>

59. Pérez Neira, D., Simón Fernández, X., Copena Rodríguez, D., Soler Montiel, M., Delgado Cabeza, M., 2016. *Analysis of the transport of imported food in Spain and its contribution to global warming*. *Renewable Agriculture and Food Systems* 31, 37-48. <http://doi.org/doi:10.1017/S1742170514000428>
60. Friedlingstein, P., Jones, M.W., O'Sullivan, M., Andrew, R.M., Hauck, J., Peters, G.P., Peters, W., Pongratz, J., Sitch, S., Le Quéré, C., Bakker, D.C.E., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Anthoni, P., Barbero, L., Bastos, A., Bastrikov, V., Becker, M., Bopp, L., Buitenhuis, E., Chandra, N., Chevallier, F., Chini, L.P., Currie, K.I., Feely, R.A., Gehlen, M., Gilfillan, D., Gkritzalis, T., Goll, D.S., Gruber, N., Gutekunst, S., Harris, I., Haverd, V., Houghton, R.A., Hurtt, G., Ilyina, T., Jain, A.K., Joetzjer, E., Kaplan, J.O., Kato, E., Klein Goldewijk, K., Korsbakken, J.I., Landschützer, P., Lauvset, S.K., Lefèvre, N., Lenton, A., Lienert, S., Lombardozzi, D., Marland, G., McGuire, P.C., Melton, J.R., Metz, N., Munro, D.R., Nabel, J.E.M.S., Nakaoka, S.I., Neill, C., Omar, A.M., Ono, T., Peregón, A., Pierrot, D., Poulter, B., Rehder, G., Resplandy, L., Robertson, E., Rödenbeck, C., Séférian, R., Schwinger, J., Smith, N., Tans, P.P., Tian, H., Tilbrook, B., Tubiello, F.N., van der Werf, G.R., Wiltshire, A.J., Zaehle, S., 2019. *Global carbon budget 2019*. *Earth System Science Data* 11, 1783-1838. <http://doi.org/10.5194/essd-11-1783-2019>
61. Lassaletta, L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Pardo, G., Billen, G., Garnier, J., Grizzetti, B., 2016. *Leakage of nitrous oxide emissions within the Spanish agro-food system in 1961-2009*. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 21, 975-994. <http://doi.org/10.1007/s11027-014-9569-0>
62. Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., Gimeno, B.S., 2013. *Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems. A meta-analysis*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 168, 25-36. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003>
63. Diacono, M., Montemurro, F., 2010. *Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review*. *Agronomy for Sustainable Development* 30, 401-422.
64. Liu, D.L., Zeleke, K.T., Wang, B., Macadam, I., Scott, F., Martin, R.J., 2017. *Crop residue incorporation can mitigate negative climate change impacts on crop yield and improve water use efficiency in a semiarid environment*. *European Journal of Agronomy* 85, 51-68. <http://doi.org/10.1016/j.eja.2017.02.004>
65. Gonzalez-Sanchez, E.J., Ordonez-Fernandez, R., Carbonell-Bojollo, R., Veroz-Gonzalez, O., Gil-Ribes, J.A., 2012. *Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture*. *Soil & Tillage Research* 122, 52-60. <http://doi.org/10.1016/j.still.2012.03.001>
66. Álvaro-Fuentes, J., Plaza-Bonilla, D., Arrúe, J.L., Lampurlanés, J., Cantero-Martínez, C., 2014. *Soil organic carbon storage in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions*. *Plant and Soil* 376, 31-41. <http://doi.org/10.1007/s11104-012-1167-x>

67. Manley, J., Van Kooten, G.C., Moeltner, K., Johnson, D.W., 2005. *Creating carbon offsets in agriculture through no-till cultivation: A meta-analysis of costs and carbon benefits*. *Climatic Change* 68, 41-65
68. Angers, D.A., Eriksen-Hamel, N.S., 2008. *Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis*. *Soil Science Society of America Journal* 72, 1370-1374. <http://doi.org/10.2136/sssaj2007.0342>
69. Luo, Z., Wang, E., Sun, O.J., 2010. *Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 139, 224-231. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
70. Van Damme, M., Clarisse, L., Whitburn, S., Hadji-Lazaro, J., Hurtmans, D., Clerbaux, C., Coheur, P.-F., 2018. *Industrial and agricultural ammonia point sources exposed*. *Nature* 564, 99-103. <http://doi.org/10.1038/s41586-018-0747-1>
71. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan.
72. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2019. *2019 Refinement of the 2006 Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*, in: Calvo Buendia, E., Tanabe, K., Kranjc, A., Baasansuren, J., Fukuda, M., Ngarize, S., Osako, A., Pyrozhenko, Y., Shermanau, P., Federici, S. (Eds.). Intergovernmental Panel on Climate Change, Switzerland.
73. Thompson, R.L., Lassaletta, L., Patra, P.K., Wilson, C., Wells, K.C., Gressent, A., Koffi, E.N., Chipperfield, M.P., Winiwarter, W., Davidson, E.A., Tian, H., Canadell, J.G., 2019. *Acceleration of global N<sub>2</sub>O emissions seen from two decades of atmospheric inversion*. *Nature Climate Change* 9, 993-998. <http://doi.org/10.1038/s41558-019-0613-7>
74. MITECO (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico), 2020. *Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero: Informe Resumen Edición 2020*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid.
75. Niu, M., Kebreab, E., Hristov, A.N., Oh, J., Arndt, C., Bannink, A., Bayat, A.R., Brito, A.F., Boland, T., Casper, D., Crompton, L.A., Dijkstra, J., Eugène, M.A., Garnsworthy, P.C., Haque, M.N., Hellwing, A.L.F., Huhtanen, P., Kreuzer, M., Kuhla, B., Lund, P., Madsen, J., Martin, C., McClelland, S.C., McGee, M., Moate, P.J., Muetzel, S., Muñoz, C., O'Kiely, P., Peiren, N., Reynolds, C.K., Schwarm, A., Shingfield, K.J., Storlien, T.M., Weisbjerg, M.R., Yáñez-Ruiz, D.R., Yu, Z., 2018. *Prediction of enteric methane production, yield, and intensity in dairy cattle using an intercontinental database*. *Global Change Biology* 24, 3368-3389. <http://doi.org/10.1111/gcb.14094>
76. van Lingen, H.J., Niu, M., Kebreab, E., Valadares Filho, S.C., Rooke, J.A., Duthie, C.-A., Schwarm, A., Kreuzer, M., Hynd, P.I., Caetano, M., Eugène, M., Martin, C., McGee, M., O'Kiely, P., Hünerberg, M., McAllister, T.A., Berchielli, T.T., Messana, J.D., Peiren, N., Chaves, A.V., Charmley, E., Cole, N.A., Hales, K.E., Lee, S.-S., Berndt, A., Reynolds,

- C.K., Crompton, L.A., Bayat, A.-R., Yáñez-Ruiz, D.R., Yu, Z., Bannink, A., Dijkstra, J., Casper, D.P., Hristov, A.N., 2019. *Prediction of enteric methane production, yield and intensity of beef cattle using an intercontinental database*. Agriculture, Ecosystems & Environment 283, 106575. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106575>
- 77.** Cayuela, M.L., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., Adams, D.C., Abalos, D., Barton, L., Ryals, R., Silver, W.L., Alfaro, M.A., Pappa, V.A., Smith, P., Garnier, J., Billen, G., Bouwman, L., Bondeau, A., Lassaletta, L., 2017. *Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data*. Agriculture Ecosystems & Environment 238, 25-35. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.006>
- 78.** Francaviglia, R., Di Bene, C., Farina, R., Salvati, L., Vicente-Vicente, J.L., 2019. *Assessing "4 per 1000" soil organic carbon storage rates under Mediterranean climate: a comprehensive data analysis*. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change, 1-24. <http://doi.org/https://doi.org/10.1007/s11027-018-9832-x>
- 79.** Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L.-S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J.-F., Whitehead, D., Wollenberg, E.J.A., 2019. *The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy*. Ambio. <http://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- 80.** Minasny, B., Malone, B.P., McBratney, A.B., Angers, D.A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.S., Cheng, K., Das, B.S., Field, D.J., Gimona, A., Hedley, C.B., Hong, S.Y., Mandal, B., Marchant, B.P., Martin, M., McConkey, B.G., Mulder, V.L., O'Rourke, S., Richer-de-Forges, A.C., Odeh, I., Padarian, J., Paustian, K., Pan, G.X., Poggio, L., Savin, I., Stolbovoy, V., Stockmann, U., Sulaeman, Y., Tsui, C.C., Vagen, T.G., van Wesemael, B., Winowiecki, L., 2017. *Soil carbon 4 per mille*. Geoderma 292, 59-86. <http://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- 81.** Jian, J.S., Du, X., Reiter, M.S., Stewart, R.D., 2020. *A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping*. Soil Biology & Biochemistry 143. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107735>
- 82.** Bai, X.X., Huang, Y.W., Ren, W., Coyne, M., Jacinthe, P.A., Tao, B., Hui, D.F., Yang, J., Matocha, C., 2019. *Responses of soil carbon sequestration to climate-smart agriculture practices: A meta-analysis*. Global Change Biology 25, 2591-2606. <http://doi.org/10.1111/gcb.14658>
- 83.** De Stefano, A., Jacobson, M.G., 2018. *Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis*. Agroforestry Systems 92, 285-299. <http://doi.org/10.1007/s10457-017-0147-9>
- 84.** Vicente-Vicente, J.L., García-Ruiz, R., Francaviglia, R., Aguilera, E., Smith, P., 2016. *Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended*

*management practices: A meta-analysis*. Agriculture, Ecosystems & Environment 235, 204-214. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.024>

85. IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland
86. Santacana, M., Pon, D., Arto, I., Fontanillas, M., Pon, J., 2008. *Las emisiones de gases de efecto invernadero desde la perspectiva del consumo en una economía global. Una experiencia piloto en el Mediterráneo.*, in: PNUMA (Ed.). Centro de Actividad Regional para la Producción Limpia (CAR/PL), Barcelona.
87. Stadler, K., Wood, R., Bulavskaya, T., Södersten, C.-J., Simas, M., Schmidt, S., Usubiaga, A., Acosta-Fernández, J., Kuenen, J., Bruckner, M., Giljum, S., Lutter, S., Merciai, S., Schmidt, J.H., Theurl, M.C., Plutzar, C., Kastner, T., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., de Koning, A., Tukker, A., 2018. *EXIOBASE 3: Developing a Time Series of Detailed Environmentally Extended Multi-Regional Input-Output Tables*. Journal of Industrial Ecology 22, 502-515. <http://doi.org/10.1111/jiec.12715>
88. Kastner, T., Schaffartzik, A., Eisenmenger, N., Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., 2014. *Cropland area embodied in international trade: Contradictory results from different approaches*. Ecological Economics 104, 140-144. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.12.003>
89. Tukker, A., de Koning, A., Owen, A., Lutter, S., Bruckner, M., Giljum, S., Stadler, K., Wood, R., Hoekstra, R., 2018. *Towards Robust, Authoritative Assessments of Environmental Impacts Embodied in Trade: Current State and Recommendations*. Journal of Industrial Ecology 22, 585-598. <http://doi.org/10.1111/jiec.12716>
90. Aguilera, E., Lassaletta, L., Sanz-Cobena, A., Garnier, J., Vallejo, A., 2013. *The potential of organic fertilizers and water management to reduce N<sub>2</sub>O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review*. Agriculture Ecosystems & Environment 164, 32-52. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006>
91. Infante Amate, J., Iriarte Goñi, I., 2017. *Las bioenergías en España. Una serie de producción, consumo y stocks entre 1860 y 2010*. Sociedad Española de Historia Agraria. DT-SEHA 1702. <http://hdl.handle.net/10234/167975>
92. Ministerio de Transición Ecológica, 2019. *Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero: Informe Resumen Edición 2019*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
93. MI (Ministerio de Industria), 1960. *Estadística de la industria de energía eléctrica*, Madrid.
94. INE (Instituto Nacional de Estadística), 1991. *Tablas input-output de la energía de 1985*, Madrid.

95. IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía), 2015. *Balances del consumo de energía final: Serie histórica 1990-2013*. MINETUR (Ministerio de Energía, Industria y Turismo), Madrid. [http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos\\_Balances\\_MINETUR\\_IDAE\\_OK\\_Formato\\_5a8940a9.xlsx](http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Balances_MINETUR_IDAE_OK_Formato_5a8940a9.xlsx)
96. INE (Instituto Nacional de Estadística), 1970. *Primera encuesta nacional sobre transporte de mercancías por carretera*, Madrid.
97. MITC (Ministerio de Industria Turismo y Comercio), 2011. *La energía en España, 2010*. Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, Madrid.
98. MF (Ministerio de Fomento), 2011. *Encuesta permanente de transporte de mercancías por carretera*, Madrid.
99. INE (Instituto Nacional de Estadística), 1965. *Anuario de estadística 1965*. Fondo documental del Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
100. RENFE, 1960. *Memoria, 1960*, Madrid.
101. INE (Instituto Nacional de Estadística), 1985. *Anuario de estadística 1985*. Fondo documental del Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
102. RENFE, 1980. *Memoria, 1980*, Madrid.
103. MF (Ministerio de Fomento), 2011. *Anuario Estadístico, 2011*, Madrid.
104. RENFE, 2010. *Informe Económico y de Actividad, 2010*, Madrid.
105. AEAT (Agencia Española de Administración Tributaria), 2014. *Estadísticas del Comercio Exterior Español*. <http://datacomex.comercio.es>
106. MAPA (Ministerio de Agricultura, P.y.A., 2007. *La alimentación en España, 2006*. MAPA, Madrid.
107. Mila i Canals, L., Cowell, S.J., Sim, S., Basson, L., 2007. *Comparing domestic versus imported apples: A focus on energy use*. Environmental Science and Pollution Research 14, 338-344. <http://doi.org/10.1065/espr2007.04.412>
108. Infante-Amate, J., González de Molina, M., 2013. 'Sustainable de-growth' in agriculture and food: an agro-ecological perspective on Spain's agri-food system (year 2000). Journal of Cleaner Production 38, 27-35. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.03.018>
109. INE (Instituto Nacional de Estadística), 2013. *Encuesta Industrial de Empresas, 2010*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid. <http://www.ine.es/revistas/cifraine/0108.pdf>
110. Fernández-Navarro, J.M., 1987. *Los envases de vidrio y las tendencias innovadoras introducidas en su proceso de fabricación*, Jornadas Técnicas sobre envases para alimentos, Instituto de Agroquímica y Tecnología de los alimentos. CSIC, Valencia.
111. EUROOPEN, 2013. *Packaging and Packaging Waste Statistics. 1998-2010*. The European Organization for Packaging and the Environment, Brussels.

- 112.** EA (Environmental Agency), 2011. *Life cycle assessment of supermarket carrier bags: a review of the bags available in 2006*. Environmental Agency, UK.
- 113.** Nolan-ITU, 2002. *Plastic Shopping Bags. Analysis of levies and environmental impacts*. . Department of the Environment and Heritage, Victoria.
- 114.** SA, 2007. *Comparison of existing life cycle analysis of shopping bag alternatives. Final Report*. Sustainability Victoria, Melbourne.
- 115.** FEHR, 2005. *Diagnóstico del sector de bares, restaurantes y cafeterías*. . Federación Española de Hostelería, Madrid.
- 116.** MI (Ministerio de Industria), 1961. *La energía en España. Evolución y perspectivas 1945-1975*, Madrid.
- 117.** SSE (Servicio Sindical de Estadística), 1960. *Datos estadísticos técnicos de la industria del gas*. Servicio Sindical de Estadística, Madrid.
- 118.** MIE (Ministerio de Industria y Energía), 1985. *Estadística de la industria de energía eléctrica 1980*. Secretaría General Técnica, Madrid.
- 119.** MIE (Ministerio de Industria y Energía), 1985. *Estadística de la industria del gas*. Secretaría General Técnica, Madrid.
- 120.** IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía), 2011. *Análisis del consumo energético del sector residencial en España*. MINETUR (Ministerio de Energía, Industria y Turismo), Madrid. [http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos\\_Balances\\_MINETUR\\_IDAE\\_OK\\_Formato\\_5a8940a9.xlsx](http://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Balances_MINETUR_IDAE_OK_Formato_5a8940a9.xlsx)
- 121.** Banesto, 1965. *Anuario del mercado español, 1965*. Banesto, Madrid.
- 122.** Banesto, 1985. *Anuario del mercado español, 1985*. Banesto, Madrid.
- 123.** INE (Instituto Nacional de Estadística), 2008. *Encuesta de hogares y medio ambiente, 2008*. Instituto Nacional de Estadística, Madrid.
- 124.** Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., van Otterdijk, R., Meybeck, A., 2011. *Global Food Losses and Food Waste*, in: FAO (Ed.), Rome.
- 125.** Aguilera, E., Guzmán, G.I., González de Molina, M., Soto, D., Infante-Amate, J., 2019. *From animals to machines. The impact of mechanization on the carbon footprint of traction in Spanish agriculture: 1900–2014*. Journal of Cleaner Production 221, 295-305. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.247>
- 126.** Deemer, B.R., Harrison, J.A., Li, S., Beaulieu, J.J., DelSontro, T., Barros, N., Bezerra-Neto, J.F., Powers, S.M., dos Santos, M.A., Vonk, J.A., 2016. *Greenhouse Gas Emissions from Reservoir Water Surfaces: A New Global Synthesis*. Bioscience 66, 949-964. <http://doi.org/10.1093/biosci/biw117>

- 127.** Stanley, E.H., Casson, N.J., Christel, S.T., Crawford, J.T., Loken, L.C., Oliver, S.K., 2016. *The ecology of methane in streams and rivers: patterns, controls, and global significance*. Ecological Monographs 86, 146-171. <http://doi.org/10.1890/15-1027>
- 128.** Kirkby, C., Kirkegaard, J., Richardson, A., Wade, L., Blanchard, C., Batten, G.J.G., 2011. *Stable soil organic matter: a comparison of C: N: P: S ratios in Australian and other world soils*. Geoderma 163, 197-208.
- 129.** Guzmán, G.I., Aguilera, E., Soto Fernández, D., Cid, A., Infante-Amate, J., García-Ruiz, R., Herrera González de Molina, A., Villa Gil-Bermejo, I., González de Molina, M., 2014. *Methodology and conversion factors to estimate the net primary productivity of historical and contemporary agroecosystems*. . Sociedad Española de Historia Agraria. DT-SEHA 1407, DT-SEHA. <http://hdl.handle.net/10234/91670>
- 130.** MAPAMA (Ministerio de Agricultura, P, Alimentación y Medio Ambiente), 2018. *Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España 1990-2016*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- 131.** Leip, A., Britz, W., Weiss, F., de Vries, W., 2011. *Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI*. Environmental Pollution 159, 3243-3253. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.040>
- 132.** Krol, D.J., Carolan, R., Minet, E., McGeough, K.L., Watson, C.J., Forrester, P.J., Langan, G.J., Richards, K.G., 2016. *Improving and disaggregating N<sub>2</sub>O emission factors for ruminant excreta on temperate pasture soils*. Science of the Total Environment 568, 327-338. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.016>
- 133.** Wolf, B., Zheng, X.H., Brueggemann, N., Chen, W.W., Dannenmann, M., Han, X.G., Sutton, M.A., Wu, H.H., Yao, Z.S., Butterbach-Bahl, K., 2010. *Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe*. Nature 464, 881-884. <http://doi.org/10.1038/nature08931>
- 134.** Zhu, Y.H., Merbold, L., Leitner, S., Xia, L.L., Pelster, D.E., Diaz-Pines, E., Abwanda, S., Mutuo, P.M., Butterbach-Bahl, K., 2020. *Influence of soil properties on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from excreta deposited on tropical pastures in Kenya*. Soil Biology & Biochemistry 140. <http://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107636>
- 135.** Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., Weidema, B., 2016. *The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology*. The International Journal of Life Cycle Assessment 21, 1218-1230. <http://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>
- 136.** Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Dones, R., Heck, T., Hellweg, S., Hirschler, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., Wernet, G., 2007. *Overview and Methodology*, ecoinvent report No. 1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

- 137.** Nemecek, T., Weiler, K., Plassmann, K., Schnetzer, J., 2011. *Geographical extrapolation of environmental impact of crops by the MEXALCA method. Unilever-ART project no. CH-2009-0362 "Carbon and Water Data for Bio-based Ingredients": final report of phase 2: Application of the Method and Results.* SEAC-Unilever, Agroscope-ART
- 138.** FAO, 2020. *FAOSTAT—FAO database for food and agriculture.* Rome: Food and agriculture Organisation of United Nations (FAO). Available: <http://faostat3.fao.org/>
- 139.** Vazquez-Rowe, I., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2012. *Environmental assessment of frozen common octopus (*Octopus vulgaris*) captured by Spanish fishing vessels in the Mauritanian EEZ.* Marine Policy 36, 180-188. <http://doi.org/10.1016/j.marpol.2011.05.002>
- 140.** Vazquez-Rowe, I., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2011. *Life Cycle Assessment of fresh hake fillets captured by the Galician fleet in the Northern Stock.* Fisheries Research 110, 128-135. <http://doi.org/10.1016/j.fishres.2011.03.022>
- 141.** Vazquez-Rowe, I., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. *Life cycle assessment of horse mackerel fisheries in Galicia (NW Spain) Comparative analysis of two major fishing methods.* Fisheries Research 106, 517-527. <http://doi.org/10.1016/j.fishres.2010.09.027>
- 142.** Iribarren, D., Vazquez-Rowe, I., Hospido, A., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2011. *Updating the carbon footprint of the Galician fishing activity (NW Spain).* Science of the Total Environment 409, 1609-1611. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.007>
- 143.** Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2010. *Life Cycle Assessment of fresh and canned mussel processing and consumption in Galicia (NW Spain).* Resources Conservation and Recycling 55, 106-117. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.08.001>
- 144.** Almeida, C., Vaz, S., Cabral, H., Ziegler, F., 2014. *Environmental assessment of sardine (*Sardina pilchardus*) purse seine fishery in Portugal with LCA methodology including biological impact categories.* International Journal of Life Cycle Assessment 19, 297-306. <http://doi.org/10.1007/s11367-013-0646-5>
- 145.** Ziegler, F., Winther, U., Hognes, E.S., Emanuelsson, A., Sund, V., Ellingsen, H., 2013. *The Carbon Footprint of Norwegian Seafood Products on the Global Seafood Market.* Journal of Industrial Ecology 17, 103-116. <http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2012.00485.x>
- 146.** Ziegler, F., Emanuelsson, A., Eichelsheim, J.L., Flysjo, A., Ndiaye, V., Thrane, M., 2011. *Extended Life Cycle Assessment of Southern Pink Shrimp Products Originating in Senegalese Artisanal and Industrial Fisheries for Export to Europe.* Journal of Industrial Ecology 15, 527-538. <http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2011.00344.x>
- 147.** Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B., Silverman, H., 2009. *Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems.* Environmental Science & Technology 43, 8730-8736. <http://doi.org/10.1021/es9010114>

148. Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., 2006. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*. Institute for Global Environmental Strategies Hayama, Japan.
149. Wikipedia, 2020. *Demografía de España. Censo de Población*. [https://es.wikipedia.org/wiki/Demograf%C3%ADa\\_de\\_Espa%C3%B1a#Censo\\_de\\_poblaci%C3%B3n](https://es.wikipedia.org/wiki/Demograf%C3%ADa_de_Espa%C3%B1a#Censo_de_poblaci%C3%B3n)
150. INE (Instituto Nacional de Estadística), 2020. Número de visitantes según duración de la estancia. Instituto Nacional de Estadística, <https://www.ine.es>
151. Turespaña, 2020. *Movimientos Turísticos en Fronteras (FRONTUR)*. Ministerio de Industria, Energía y Turismo. Subdirección General de Conocimiento y Estudios Turísticos.
152. Almagro, M., Querejeta, J.I., Boix-Fayos, C., Martínez-Mena, M., 2013. *Links between vegetation patterns, soil C and N pools and respiration rate under three different land uses in a dry Mediterranean ecosystem*. *Journal of Soils and Sediments* 13, 641-653. <http://doi.org/10.1007/s11368-012-0643-5>
153. Lizaga, I., Quijano, L., Gaspar, L., Ramos, M.C., Navas, A., 2019. *Linking land use changes to variation in soil properties in a Mediterranean mountain agroecosystem*. *CATENA* 172, 516-527. <http://doi.org/10.1016/j.catena.2018.09.019>
154. Martín, J.A.R., Alvaro-Fuentes, J., Gabriel, J.L., Gutiérrez, C., Nanos, N., Escuer, M., Ramos-Miras, J.J., Gil, C., Martín-Lammerding, D., Boluda, R., 2019. *Soil organic carbon stock on the Majorca Island: Temporal change in agricultural soil over the last 10 years*. *CATENA* 181. <http://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104087>
155. Novara, A., Gristina, L., Sala, G., Galati, A., Crescimanno, M., Cerda, A., Badalamenti, E., La Mantia, T., 2017. *Agricultural land abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem services via soil carbon sequestration*. *Science of the Total Environment* 576, 420-429. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.123>
156. Pardo, G., del Prado, A., Martínez-Mena, M., Bustamante, M.A., Martín, J.A.R., Alvaro-Fuentes, J., Moral, R., 2017. *Orchard and horticulture systems in Spanish Mediterranean coastal areas: Is there a real possibility to contribute to C sequestration?* *Agriculture Ecosystems & Environment* 238, 153-167. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.034>
157. Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. *Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers*. *Biological Conservation* 232, 8-27. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
158. Shuman-Goodier, M.E., Propper, C.R., 2016. *A meta-analysis synthesizing the effects of pesticides on swim speed and activity of aquatic vertebrates*. *Science of the Total Environment* 565, 758-766. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.205>
159. Baker, N.J., Bancroft, B.A., Garcia, T.S., 2013. *A meta-analysis of the effects of pesticides and fertilizers on survival and growth of amphibians*. *Science of the Total Environment* 449, 150-156. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.056>

- 160.** MAPA (Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación), 2019. *Agricultura ecológica. Estadísticas 2018*. MAPA, Madrid.
- 161.** Clune, S., Crossin, E., Verghese, K., 2017. *Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories*. Journal of Cleaner Production 140, 766-783. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.082>
- 162.** Perez-Neira, D., Montiel, M.S., Cabeza, M.D., Reigada, A., 2018. *Energy use and carbon footprint of the tomato production in heated multi-tunnel greenhouses in Almeria within an exporting agri-food system context*. Science of the Total Environment 628-629, 1627-1636. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.127>
- 163.** Huang, J., Chen, Y., Pan, J., Liu, W., Yang, G., Xiao, X., Zheng, H., Tang, W., Tang, H., Zhou, L., 2019. *Carbon footprint of different agricultural systems in China estimated by different evaluation metrics*. Journal of Cleaner Production 225, 939-948. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.044>
- 164.** Guardia, G., Cangani, M.T., Andreu, G., Sanz-Cobena, A., García-Marco, S., Álvarez, J.M., Recio-Huetos, J., Vallejo, A., 2017. *Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize*. Field Crops Research 204, 135-145. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.009>
- 165.** Sanz-Cobena, A., Abalos, D., Meijide, A., Sanchez-Martin, L., Vallejo, A., 2016. *Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N<sub>2</sub>O emission*. Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 21, 1131-1144. <http://doi.org/10.1007/s11027-014-9548-5>
- 166.** Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Garnier, J., Smith, P., 2017. *Mitigation and quantification of greenhouse gas emissions in Mediterranean cropping systems*. Agriculture Ecosystems & Environment 238, 1-4. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.032>
- 167.** Aguilera, E., Guzmán, G.I., Alonso, A.M., 2015. *Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops*. Agronomy for Sustainable Development 35, 713-724. <http://doi.org/10.1007/s13593-014-0267-9>
- 168.** Aguilera, E., Guzman, G., Alonso, A., 2015. *Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards*. Agronomy for Sustainable Development 35, 725-737. <http://doi.org/10.1007/s13593-014-0265-y>
- 169.** Gutiérrez, E., Aguilera, E., Lozano, S., Guzmán, G.I., 2017. *A two-stage DEA approach for quantifying and analysing the inefficiency of conventional and organic rain-fed cereals in Spain*. Journal of Cleaner Production 149, 335-348.
- 170.** Rajão, R., Soares-Filho, B., Nunes, F., Börner, J., Machado, L., Assis, D., Oliveira, A., Pinto, L., Ribeiro, V., Rausch, L., Gibbs, H., Figueira, D., 2020. *The rotten apples of Brazil's agribusiness*. Science 369, 246. <http://doi.org/10.1126/science.aba6646>

- 171.** Pardo, G., Martín-García, I., Arco, A., Yanez-Ruiz, D.R., Moral, R., del Prado, A., 2016. *Greenhouse-gas mitigation potential of agro-industrial by-products in the diet of dairy goats in Spain: a life-cycle perspective*. *Animal Production Science* 56, 646-654. <http://doi.org/10.1071/an15620>
- 172.** zu Ermgassen, E.K.H.J., Phalan, B., Green, R.E., Balmford, A., 2016. *Reducing the land use of EU pork production: where there's swill, there's a way*. *Food Policy* 58, 35-48. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2015.11.001>
- 173.** Mueller, N.D., Lassaletta, L., 2020. *Nitrogen challenges in global livestock systems*. *Nature Food* 1, 400-401. <http://doi.org/10.1038/s43016-020-0117-7>
- 174.** Billen, G., Lassaletta, L., Garnier, J., Le Noé, J., Aguilera, E., Sanz-Cobena, A., 2019. *Opening to distant markets or local reconnection of agro-food systems? Environmental consequences at regional and global scales*, in: Lemaire, G., de Faccio Carvalho, P.C., Kronberg, S., Recous, S. (Eds.), *Agroecosystem Diversity. Reconciling Contemporary Agriculture and Environmental Quality*. Elsevier, pp. 391-413.
- 175.** Hristov, A.N., Oh, J., Lee, C., Meinen, R., Montes, F., Ott, T., Firkins, J., Rotz, C.A., Dell, C., Adesogan, A., Yang, W., Tricarico, J., Kebreab, E., Waghorn, G., Dijkstra, J., Oosting, S., 2013. *Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production-a review of technical options for non-CO<sub>2</sub> emissions*. FAO, Rome, Italy.
- 176.** Grainger, C., Beauchemin, K.A., 2011. *Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production?* *Animal Feed Science and Technology* 166-67, 308-320. <http://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.021>
- 177.** Holtshausen, L., Chung, Y.H., Gerardo-Cuervo, H., Oba, M., Beauchemin, K.A., 2011. *Improved milk production efficiency in early lactation dairy cattle with dietary addition of a developmental fibrolytic enzyme additive*. *Journal of Dairy Science* 94, 899-907. <http://doi.org/https://doi.org/10.3168/jds.2010-3573>
- 178.** Knight, T., Ronimus, R.S., Dey, D., Tootill, C., Naylor, G., Evans, P., Molano, G., Smith, A., Tavendale, M., Pinares-Patiño, C.S., Clark, H., 2011. *Chloroform decreases rumen methanogenesis and methanogen populations without altering rumen function in cattle*. *Animal Feed Science and Technology* 166-167, 101-112. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2011.04.059>
- 179.** Duin, E.C., Wagner, T., Shima, S., Prakash, D., Cronin, B., Yáñez-Ruiz, D.R., Duval, S., Rumbeli, R., Stemmler, R.T., Thauer, R.K., Kindermann, M., 2016. *Mode of action uncovered for the specific reduction of methane emissions from ruminants by the small molecule 3-nitrooxypropanol*. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113, 6172. <http://doi.org/10.1073/pnas.1600298113>
- 180.** Beauchemin, K.A., Kreuzer, M., O'Mara, F., McAllister, T.A., 2008. *Nutritional management for enteric methane abatement: a review*. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 48, 21-27. <http://doi.org/10.1071/ea07199>

- 181.** Martin, C., Morgavi, D.P., Doreau, M., 2010. *Methane mitigation in ruminants: from microbe to the farm scale*. *Animal* 4, 351-365.
- 182.** Buddle, B.M., Denis, M., Attwood, G.T., Altermann, E., Janssen, P.H., Ronimus, R.S., Pinares-Patiño, C.S., Muetzel, S., Neil Wedlock, D., 2011. *Strategies to reduce methane emissions from farmed ruminants grazing on pasture*. *Vet J* 188, 11-17. <http://doi.org/10.1016/j.tvjl.2010.02.019>
- 183.** Dennehy, C., Lawlor, P.G., Jiang, Y., Gardiner, G.E., Xie, S.H., Nghiem, L.D., Zhan, X.M., 2017. *Greenhouse gas emissions from different pig manure management techniques: a critical analysis*. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 11. <http://doi.org/10.1007/s11783-017-0942-6>
- 184.** Clark, O.G., Moehn, S., Edeogu, I., Price, J., Leonard, J., 2005. *Manipulation of dietary protein and nonstarch polysaccharide to control swine manure emissions*. *J Environ Qual* 34, 1461-1466. <http://doi.org/10.2134/jeq2004.0434>
- 185.** Lassaletta, L., Estellés, F., Beusen, A.H.W., Bouwman, L., Calvet, S., van Grinsven, H.J.M., Doelman, J.C., Stehfest, E., Uwizeye, A., Westhoek, H., 2019. *Future global pig production systems according to the Shared Socioeconomic Pathways*. *Science of the Total Environment* 665, 739-751. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.079>
- 186.** Sanchez-Martín, L., Beccaccia, A., De Blas, C., Sanz-Cobena, A., García-Rebollar, P., Estellés, F., Marsden, K.A., Chadwick, D.R., Vallejo, A., 2017. *Diet management to effectively abate N<sub>2</sub>O emissions from surface applied pig slurry*. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 239, 1-11. <http://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.007>
- 187.** Pérez-Neira, D., Grollmus-Venegas, A., 2018. *Life-cycle energy assessment and carbon footprint of peri-urban horticulture. A comparative case study of local food systems in Spain*. *Landscape and Urban Planning* 172, 60-68. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.01.001>
- 188.** Muncke, J., 2009. *Exposure to endocrine disrupting compounds via the food chain: Is packaging a relevant source?* *Science of the Total Environment* 407, 4549-4559. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.006>
- 189.** Pardo, G., Moral, R., Aguilera, E., Del Prado, A., 2015. *Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review*. *Global Change Biology* 21, 1313-1327. <http://doi.org/10.1111/gcb.12806>
- 190.** Montemurro, F., Charfeddine, M., Maiorana, M., Convertini, G., 2010. *Compost Use in Agriculture: The Fate of Heavy Metals in Soil and Fodder Crop Plants*. *Compost Science & Utilization* 18, 47-54. <http://doi.org/10.1080/1065657X.2010.10736933>
- 191.** Lakhdar, A., ben Achiba, W., Montemurro, F., Jedidi, N., Abdelly, C., 2009. *Effect of Municipal Solid Waste Compost and Farmyard Manure Application on Heavy-Metal Uptake in Wheat*. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 40, 3524-3538. <http://doi.org/10.1080/00103620903326040>

- 192.** Montemurro, F., Maiorana, M., Convertini, G., Fornaro, F., 2005. *Improvement of soil properties and nitrogen utilisation of sunflower by amending municipal solid waste compost*. *Agronomy for Sustainable Development* 25, 369-375. <http://doi.org/10.1051/agro:2005038>
- 193.** Montemurro, F., Convertini, G., Ferri, D., Maiorana, M., 2005. *MSW compost application on tomato crops in Mediterranean conditions: Effects on agronomic performance and nitrogen utilization*. *Compost Science & Utilization* 13, 234-242. <http://doi.org/10.1080/1065657X.2005.10702247>
- 194.** Jewitt, S., 2011. *Poo gurus? Researching the threats and opportunities presented by human waste*. *Applied Geography* 31, 761-769. <http://doi.org/10.1016/j.ap-geog.2010.08.003>
- 195.** Kawa, N.C., Ding, Y., Kingsbury, J., Goldberg, K., Lipschitz, F., Scherer, M., Bonkiye, F., 2019. *Night Soil: Origins, Discontinuities, and Opportunities for Bridging the Metabolic Rift*. *Ethnobiology Letters* 10, 40-49. <http://doi.org/10.14237/ebl.10.1.2019.1351>
- 196.** Willett, W., Rockstrom, J., Loken, B., Springmann, M., Lang, T., Vermeulen, S., Garnett, T., Tilman, D., DeClerck, F., Wood, A., Jonell, M., Clark, M., Gordon, L.J., Fanzo, J., Hawkes, C., Zurayk, R., Rivera, J.A., De Vries, W., Sibanda, L.M., Afshin, A., Chaudhary, A., Herrero, M., Agustina, R., Branca, F., Lartey, A., Fan, S.G., Crona, B., Fox, E., Bignet, V., Troell, M., Lindahl, T., Singh, S., Cornell, S.E., Reddy, K.S., Narain, S., Nishtar, S., Murray, C.J.L., 2019. *Food in the Anthropocene: the EAT-Lancet Commission on healthy diets from sustainable food systems*. *Lancet* 393, 447-492. [http://doi.org/10.1016/s0140-6736\(18\)31788-4](http://doi.org/10.1016/s0140-6736(18)31788-4)
- 197.** Tilman, D., Clark, M., 2014. *Global diets link environmental sustainability and human health*. *Nature* 515, 518-522. <http://doi.org/10.1038/nature13959>
- 198.** Scarborough, P., Appleby, P.N., Mizdrak, A., Briggs, A.D.M., Travis, R.C., Bradbury, K.E., Key, T.J., 2014. *Dietary greenhouse gas emissions of meat-eaters, fish-eaters, vegetarians and vegans in the UK*. *Climatic Change* 125, 179-192. <http://doi.org/10.1007/s10584-014-1169-1>
- 199.** Aleksandrowicz, L., Green, R., Joy, E.J., Smith, P., Haines, A.J.P.o., 2016. *The impacts of dietary change on greenhouse gas emissions, land use, water use, and health: a systematic review*. *Plos One* 11, e0165797. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0165797>
- 200.** Lacour, C., Seconda, L., Allès, B., Hercberg, S., Langevin, B., Pointereau, P., Lairon, D., Baudry, J., Kesse-Guyot, E., 2018. *Environmental Impacts of Plant-Based Diets: How Does Organic Food Consumption Contribute to Environmental Sustainability?* *Frontiers in Nutrition* 5. <http://doi.org/10.3389/fnut.2018.00008>
- 201.** Hallström, E., Gee, Q., Scarborough, P., Cleveland, D.A.J.C.C., 2017. *A healthier US diet could reduce greenhouse gas emissions from both the food and health care systems*. 142, 199-212. <http://doi.org/10.1007/s10584-017-1912-5>

- 202.** IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- 203.** IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- 204.** World Bank, 2020. *World Bank Open Data. CO<sub>2</sub> emissions statistics*. <https://data.worldbank.org/indicator/EN.ATM.CO2E.PC>
- 205.** Verma, M.v.d.B., de Vreede, L., Achterbosch, T., Rutten, M.M., 2020. *Consumers discard a lot more food than widely believed: Estimates of global food waste using an energy gap approach and affluence elasticity of food waste*. Plos One 15, e0228369. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0228369>
- 206.** Gerten, D., Heck, V., Jägermeyr, J., Bodirsky, B.L., Fetzer, I., Jalava, M., Kummu, M., Lucht, W., Rockström, J., Schaphoff, S., Schellnhuber, H.J., 2020. *Feeding ten billion people is possible within four terrestrial planetary boundaries*. Nature Sustainability. <http://doi.org/10.1038/s41893-019-0465-1>
- 207.** Bravo, F., Segur Pelayo, M., Celia, H., Ordóñez Alonso, C., Gomez, C., Menéndez-Miguélez, M., Gómez, A., 2007. *Cuantificación de la fijación de CO<sub>2</sub> en la biomasa arbórea de los sistemas forestales españoles*, pp. 143-196.
- 208.** Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M., 2005. *Producción de Biomasa y Fijación de CO<sub>2</sub> Por Los Bosques Españoles*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, Ministerio de Educación y Ciencia, Madrid.
- 209.** Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J., Gracia, M., Retana, J., 2012. *Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests*. Global Change Biology 18, 1028-1041. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02606.x>
- 210.** Gingrich, S., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pichler, M., Schaffartzik, A., Schmid, M., Magerl, A., Le Noë, J., Bhan, M., Erb, K., 2019. *Hidden emissions of forest transitions: a socio-ecological reading of forest change*. Current Opinion in Environmental Sustainability 38, 14-21. <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.04.005>
- 211.** Oliveira, T.M., Guiomar, N., Baptista, F.O., Pereira, J.M.C., Claro, J., 2017. *Is Portugal's forest transition going up in smoke?* Land Use Policy 66, 214-226. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.046>

- 212.** Garnier, J., Anglade, J., Benoit, M., Billen, G., Puech, T., Ramarson, A., Passy, P., Silvestre, M., Lassaletta, L., Trommenschlager, J.-M., Schott, C., Tallec, G., 2016. *Reconnecting crop and cattle farming to reduce nitrogen losses to river water of an intensive agricultural catchment (Seine basin, France): past, present and future*. Environmental Science & Policy 63, 76-90. <http://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.019>
- 213.** Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N., 2003. *LCA Food Database*. [www.lcafood.dk](http://www.lcafood.dk). Accessed 10 December 2013. [www.lcafood.dk](http://www.lcafood.dk)
- 214.** Muñoz, I., Milà i Canals, L., Clift, R., 2008. *Consider a Spherical Man*. Journal of Industrial Ecology 12, 521-538. <http://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00060.x>
- 215.** Usubiaga-Liaño, A., Behrens, P., Daioglou, V., 2020. *Energy use in the global food system*. Journal of Industrial Ecology n/a. <http://doi.org/10.1111/jiec.12982>
- 216.** Ward, H., Wenz, L., Steckel, J.C., Minx, J.C., 2018. *Truncation Error Estimates in Process Life Cycle Assessment Using Input-Output Analysis*. Journal of Industrial Ecology 22, 1080-1091. <http://doi.org/10.1111/jiec.12655>
- 217.** Font Vivanco, D., 2020. *The role of services and capital in footprint modelling*. The International Journal of Life Cycle Assessment 25, 280-293. <http://doi.org/10.1007/s11367-019-01687-7>
- 218.** European Commission, 2010. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook-Specific Guide for Life Cycle Inventory Data Sets*. Publications Office of the European Union. <http://doi.org/10.2788/39726>
- 219.** Majeau-Bettez, G., Dandres, T., Pauliuk, S., Wood, R., Hertwich, E., Samson, R., Strømman, A.H., 2018. *Choice of Allocations and Constructs for Attributional or Consequential Life Cycle Assessment and Input-Output Analysis*. Journal of Industrial Ecology 22, 656-670. <http://doi.org/10.1111/jiec.12604>
- 220.** Majeau-Bettez, G., Strømman, A.H., Hertwich, E.G., 2011. *Evaluation of process- and input-output-based life cycle inventory data with regard to truncation and aggregation issues*. Environ Sci Technol 45, 10170-10177. <http://doi.org/10.1021/es201308x>
- 221.** Su, B., Huang, H.C., Ang, B.W., Zhou, P., 2010. *Input-output analysis of CO2 emissions embodied in trade: The effects of sector aggregation*. Energy Economics 32, 166-175. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.eneco.2009.07.010>
- 222.** de Koning, A., Bruckner, M., Lutter, S., Wood, R., Stadler, K., Tukker, A., 2015. *Effect of aggregation and disaggregation on embodied material use of products in input-output analysis*. Ecological Economics 116, 289-299. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.05.008>
- 223.** Su, B., Ang, B.W., 2010. *Input-output analysis of CO2 emissions embodied in trade: The effects of spatial aggregation*. Ecological Economics 70, 10-18. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.08.016>

- 224.** Crawford, R.H., Bontinck, P.-A., Stephan, A., Wiedmann, T., Yu, M., 2018. *Hybrid life cycle inventory methods—A review*. Journal of Cleaner Production 172, 1273-1288. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.176>
- 225.** Pairotti, M.B., Cerutti, A.K., Martini, F., Vesce, E., Padovan, D., Beltramo, R., 2015. *Energy consumption and GHG emission of the Mediterranean diet: a systemic assessment using a hybrid LCA-IO method*. Journal of Cleaner Production 103, 507-516. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.082>
- 226.** Virtanen, Y., Kurppa, S., Saarinen, M., Katajajuuri, J.-M., Usva, K., Mäenpää, I., Mäkelä, J., Grönroos, J., Nissinen, A., 2011. *Carbon footprint of food – approaches from national input–output statistics and a LCA of a food portion*. Journal of Cleaner Production 19, 1849-1856. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.001>
- 227.** Morant, D., Picazo, A., Rochera, C., Santamans, A.C., Miralles-Lorenzo, J., Camacho-Santamans, A., Ibañez, C., Martínez-Eixarch, M., Camacho, A., 2020. *Carbon metabolic rates and GHG emissions in different wetland types of the Ebro Delta*. Plos One 15, e0231713. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0231713>
- 228.** Tóth, G., Jones, A., Montanarella, L., 2013. *The LUCAS topsoil database and derived information on the regional variability of cropland topsoil properties in the European Union*. Environmental Monitoring and Assessment 185, 7409-7425. <http://doi.org/10.1007/s10661-013-3109-3>
- 229.** Manzano, P., White, S.R., 2019. *Intensifying pastoralism may not reduce greenhouse gas emissions: wildlife-dominated landscape scenarios as a baseline in life-cycle analysis*. Climate Research 77, 91-97.
- 230.** Herrera, P.M., Alibés, J., García, J., Llorente, M., Majadas, J., Manzano, P., Moreno, G., Navarro, A., Orodea, M., Oteros, E., Ottolini, I., Rivera, M., Rodríguez-Estévez, V., Roig, S., Salguero, C., Sánchez, P., Sanz, S., Turiño, M., 2020. *Ganadería extensiva y cambio climático. Un acercamiento en profundidad*. Fundación Entretantos. Plataforma por la ganadería extensiva y el pastoreo.



REAL ACADEMIA DE INGENIERÍA

CON EL PATROCINIO DE



CON LA COLABORACIÓN DE

