

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: *Estado del conocimiento*



Autores*: Eduardo Aguilera Fernández, Cipriano Díaz Gaona, Carolina Reyes Palomo, Raquel García Laureano, Manuel Sánchez Rodríguez y Vicente Rodríguez Estévez

Fotografía: Eduardo Aguilera Fernández

Editado: Ecovalia (Asociación Valor Ecológico CAAE)

Depósito Legal: SE 1337-2018

ISBN: 978-84-09-03742-1



**Cátedra de Ganadería Ecológica Ecovalia-Clemente Mata.
Departamento de Producción Animal. Universidad de
Córdoba. España.*

ÍNDICE

Introducción, objetivos y metodología.....PÁG 7

1. Introducción general.....	Pág 7
1.1. Agricultura y cambio global.....	Pág 8
1.2. El cambio climático y las emisiones de gases efecto invernadero.....	Pág 11
1.3. La agricultura como fuente o sumidero de GEI.....	Pág 13
1.4. El contexto mediterráneo.....	Pág 18
1.5. Emisiones de GEI en la producción ecológica.....	Pág 21
2. Objetivos y metodología.....	Pág 23
2.1. Objetivos.....	Pág 24
2.1.1. Objetivo general.....	Pág 24
2.1.2. Objetivos específicos.....	Pág 24
2.2. Metodología.....	Pág 25
2.2.1. Marco teórico-metodológico.....	Pág 25
2.2.2. La metodología del IPCC para los inventarios Nacionales de emisiones.....	Pág 25
2.2.3. Búsqueda bibliográfica.....	Pág 26
2.2.4. Categorización y tratamiento de datos.....	Pág 27
2.2.5. Estimación emisiones de GEI en la producción agropecuaria española.....	Pág 31
2.2.6. Información adicional recopilada.....	Pág 32

Resultados generales y por tipo de emisiónPÁG 33

3. Resultados generales.....	Pág 33
3.1. Análisis bibliométrico general.....	Pág 34
3.2. Análisis por tipo de cultivo.....	Pág 38
3.3. Comparativa con las emisiones de GEI en España.....	Pág 40
3.4. Prácticas de mitigación.....	Pág 43
3.5. Síntesis y conclusiones.....	Pág 47
4. Emisiones de N₂O del suelo.....	Pág 48
4.1. Introducción.....	Pág 49
4.2. Análisis bibliométrico de estudios bajo clima mediterráneo.....	Pág 52
4.3. Emisiones de N ₂ O en suelos agrícolas mediterráneos.....	Pág 56
4.4. Carencias en la información sobre emisiones de N ₂ O.....	Pág 58
4.5. Síntesis y conclusiones.....	Pág 59
5. Secuestro de carbono en el suelo.....	Pág 61
5.1. Introducción.....	Pág 62
5.2. Análisis bibliométrico de estudios bajo clima mediterráneo.....	Pág 67
5.3. Secuestro de C en suelos agrícolas mediterráneos.....	Pág 71
5.4. Carencias en la información sobre secuestro de C.....	Pág 75
5.5. Síntesis y conclusiones.....	Pág 77

6. CH4 de fermentación entérica.....	Pág 78
6.1. Introducción.....	Pág 79
6.2. Análisis bibliométrico de estudios bajo clima mediterráneo.....	Pág 81
6.3. Emisiones de CH ₄ entérico bajo clima mediterráneo.....	Pág 85
6.4. Estrategias de mitigación de CH ₄ de fermentación entérica	Pág 86
6.5. Síntesis y conclusiones.....	Pág 88
7. Emisiones del manejo del estiércol.....	Pág 89
7.1. Introducción.....	Pág 90
7.2. Análisis bibliométrico general de los estudios bajo clima mediterráneo.....	Pág 92
7.3. Emisiones del manejo del estiércol bajo clima mediterráneo.....	Pág 97
7.4. Estrategias de mitigación de emisiones del manejo del estiércol.....	Pág 98
7.5. Síntesis y conclusiones.....	Pág 100
8. Producción de insumos y huella total de carbono (Análisis de Ciclo de Vida, ACV)..	Pág 101
8.1. Introducción.....	Pág 102
8.2. Análisis bibliométrico general de los estudios bajo clima mediterráneo.....	Pág 109
8.3. Carencias en la información sobre huella total de C estimada mediante ACV.....	Pág 114
8.4. Síntesis y conclusiones.....	Pág 117

Cultivos herbáceos.....PÁG 118

9. Cereales de invierno.....	Pág 118
9.1. Introducción.....	Pág 119
9.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cereales de invierno.....	Pág 121
9.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 125
9.4. Secuestro de C del suelo.....	Pág 127
9.5. Huella total de C (ACV)	Pág 129
9.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 135
10. Cereales de verano.....	Pág 137
10.1. Introducción.....	Pág 138
10.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cereales de verano.....	Pág 140
10.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 144
10.4. Secuestro de C del suelo.....	Pág 146
10.5. Huella total de C (ACV)	Pág 148
10.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 150
11. Arroz.....	Pág 151
11.1. Introducción.....	Pág 152
11.2. Estudios sobre emisiones de GEI en arroz.....	Pág 154
11.3. Emisiones de CH ₄ del suelo.....	Pág 157
11.4. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 160
11.5. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 162
11.6. Huella total de C (ACV)	Pág 164
11.7. Síntesis y conclusiones.....	Pág 168
12. Leguminosas grano.....	Pág 170
12.1. Introducción.....	Pág 171
12.2. Estudios sobre emisiones de GEI en leguminosas grano.....	Pág 174

12.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 177
12.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 179
12.5. Huella total de C (ACV)	Pág 181
12.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 185
13. Hortícolas.....	Pág 187
13.1. Introducción.....	Pág 188
13.2. Estudios sobre emisiones de GEI en hortícolas.....	Pág 191
13.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 195
13.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 197
13.5. Huella total de C (ACV)	Pág 199
13.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 205
14. Cultivos industriales.....	Pág 207
14.1. Introducción.....	Pág 208
14.2. Estudios sobre emisiones de GEI en hortícolas.....	Pág 212
14.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 216
14.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 218
14.5. Huella total de C (ACV)	Pág 220
14.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 222
15. Cultivos forrajeros.....	Pág 223
15.1. Introducción.....	Pág 224
15.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros.....	Pág 226
15.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 230
15.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 232
15.5. Huella total de C (ACV)	Pág 234
15.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 236

Cultivos leñosos.....PÁG 237

16. Olivar.....	Pág 237
16.1. Introducción.....	Pág 238
16.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cultivos leñosos.....	Pág 240
16.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 244
16.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 246
16.5. Huella total de C (ACV)	Pág 249
16.6. Conclusiones.....	Pág 253
17. Viñedo.....	Pág 254
17.1. Introducción.....	Pág 255
17.2. Estudios sobre emisiones de GEI en viñedo.....	Pág 257
17.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 261
17.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 263
17.5. Huella total de C (ACV)	Pág 266
17.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 270
18. Frutales de fruto seco.....	Pág 271
18.1. Introducción.....	Pág 272
18.2. Estudios sobre emisiones de frutales de fruto seco.....	Pág 274

18.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 278
18.4. Secuestro de C en el suelo.....	Pág 280
18.5. Huella total de C (ACV)	Pág 283
18.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 287
19. Frutales no cítricos.....	Pág 288
19.1. El cultivo de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo.....	Pág 289
19.2. Estudios sobre emisiones de GEI en frutales no cítricos.....	Pág 291
19.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 295
19.4. Secuestro de C del suelo.....	Pág 296
19.5. Huella total de C (ACV)	Pág 299
19.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 304
20. Cítricos.....	Pág 305
20.1. Introducción.....	Pág 306
20.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cítricos.....	Pág 308
20.3. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 311
20.4. Secuestro de C del suelo.....	Pág 312
20.5. Huella total de C (ACV)	Pág 315
20.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 319

Ganadería.....PÁG 320

21. Pastos permanentes.....	Pág 320
21.1. Introducción.....	Pág 321
21.2. Estudios sobre emisiones de GEI en pastos permanentes.....	Pág 323
21.3. Emisiones de CH ⁴ del suelo.....	Pág 327
21.4. Emisiones de N ₂ O del suelo.....	Pág 329
21.5. Secuestro de C del suelo.....	Pág 331
21.6. Conclusiones.....	Pág 335
22. Monogástricos.....	Pág 336
22.1. Introducción.....	Pág 337
22.2. Estudios sobre emisiones de GEI en monogástricos.....	Pág 343
22.3. Estudios del manejo del estiércol.....	Pág 347
22.4. Emisiones de CH ₄ del suelo.....	Pág 349
22.5. Huella total de C (ACV)	Pág 350
22.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 353
23. Rumiantes.....	Pág 354
23.1. Introducción.....	Pág 355
23.2. Estudios sobre emisiones de GEI en rumiantes.....	Pág 361
23.3. Estudios del manejo del estiércol.....	Pág 366
23.4. Emisiones de CH ₄ del suelo.....	Pág 368
23.5. Huella total de C (ACV)	Pág 370
23.6. Síntesis y conclusiones.....	Pág 374

Adaptación.....	PÁG 376
-----------------	---------

24. Adaptación al cambio climático en la agricultura mediterránea.....	Pág 376
24.1. Impactos del cambio climático sobre la agricultura.....	Pág 377
24.2. Impactos del cambio climático en la cuenca mediterránea.....	Pág 380
24.3. Impactos del cambio climático sobre los cultivos mediterráneos.....	Pág 385
24.4. Prácticas de manejo como mecanismos de adaptación.....	Pág 390
24.5. Estrategias agroecológicas de adaptación en la agricultura.....	Pág 391
24.6. Estrategias agroecológicas de adaptación en la ganadería.....	Pág 399
25.7. Síntesis y conclusiones.....	Pág 402

Conclusiones generales.....	PÁG 403
-----------------------------	---------

25. Síntesis y conclusiones generales.....	Pág 403
25.1. Análisis bibliométrico: Carencias en la información.....	Pág 404
25.2. Problemas metodológicos.....	Pág 409
25.3. Emisiones de GEI en la agricultura mediterránea y tendencias bajo manejo ecológico.....	Pág 411
25.4. Recomendaciones para la mitigación de GEI bajo manejo ecológico.....	Pág 418

Glosario.....	PÁG 419
---------------	---------

Bibliografía.....	PÁG 423
-------------------	---------

Apéndice I. Bibliografía de la base de datos.....	PÁG 468
---	---------

Apéndice II. Índice de figuras y tablas.....	PÁG 546
--	---------

1. INTRODUCCIÓN GENERAL



1.1 Agricultura y cambio global

La agricultura comenzó hace unos 10.000 años en varias regiones del planeta (Barker, 2006), incrementando la energía que el ser humano extraía de los ecosistemas e intensificando las interacciones con el medio ambiente (Smil, 2013). Pero fue a lo largo del siglo XX cuando se produjo una drástica transición desde sistemas tradicionales “orgánicos” basados en la energía solar y en recursos locales, a sistemas más intensivos con insumos externos y un alto empleo de energías fósiles. El enorme aumento de la producción agrícola estuvo acompañado de un crecimiento dramático en los impactos ambientales que, a su vez, se añadieron a otros impactos asociados a la industrialización y al crecimiento poblacional, sobrepasando la capacidad de carga del planeta en más de un 20% (Meadows et al., 2004). La magnitud de esos cambios debidos a la acción humana sobre los distintos ecosistemas y sobre el equilibrio de la Tierra es tan grande que ha dado lugar a lo que se ha propuesto como una nueva era geológica, el “Antropoceno” (Steffen et al., 2011). Por primera vez en la historia, el ser humano está haciendo peligrar los mecanismos ecológicos que mantienen la homeostasis en el planeta, como el clima, la diversidad genética o los ciclos de nutrientes (Röckstrom et al., 2009, Steffen et al., 2015).

La diferencia con otros momentos históricos es en parte una cuestión de escala. Las tasas de crecimiento son impresionantes: mientras que la población mundial apenas alcanzaba 1.000 millones de personas en torno a 1800 (UN, 1999), en 2011 sobrepasó los 7.000 millones (UN, 2015), y las proyecciones indican que llegará a 10.000-12.000 millones en 2100 (Gerland et al., 2014). Por otro lado, los niveles per cápita de consumo de energía y combustible en las sociedades agrarias eran 3-5 veces menores que los actuales en las sociedades industriales (Fischer-Kowalski and Haberl, 1997, Krausmann et al., 2008). En términos de demanda de productos agrícolas, dos tendencias preocupantes son el contenido creciente de productos de origen animal en la dieta (Kastner et al., 2012, Billen et al., 2014, 2015, Tilman and Clark, 2014) y la producción de agrocombustibles (Lotze-Campen et al 2010). Además, los sistemas agroalimentarios modernos se caracterizan por altas tasas de desperdicio, particularmente a nivel de consumo (Gustavsson et al., 2011), lo que se asocia a problemas ambientales como la contaminación por nitrógeno (Grizzetti et al., 2013).



Imagen 1. Extracción de petróleo en Canadá

El **agotamiento de los combustibles fósiles** hace peligrar el suministro de insumos fundamentales de la agricultura industrial, como los fertilizantes nitrogenados, dependientes del gas natural, o el combustible de la maquinaria y el regadío, basado en el petróleo. Pero, además, los picos de extracción de muchos minerales metálicos y no metálicos, como hierro, aluminio, cobre, fósforo, etc. han sido estimados para antes de finales del siglo XXI (Valero and Valero, 2010). Algunos de estos recursos son insumos agrícolas; por ejemplo, el fósforo (P) para la fertilización de los cultivos, cuyas estimaciones de pico de extracción varían entre 2030 (Cordell, 2009) y 2100 (Van Vuuren et al., 2010). Se espera que la futura escasez de fósforo incremente la vulnerabilidad de los sistemas agroalimentarios (Cordell and Neset, 2014, Obersteiner et al., 2013).

Por otra parte, el agotamiento de recursos alcanza también a muchos **recursos renovables**, que están alcanzando picos de extracción, o los han pasado ya o han colapsado, debido a tasas de extracción mayores que las de reposición natural (esto es, los recursos renovables se están explotando a tasas no renovables). Estos recursos incluyen, entre otros, el agua (Gleick and Palaniappan, 2010) y la madera (Shearman et al., 2012). La disminución de los recursos hídricos es también un grave problema para la seguridad alimentaria, teniendo en cuenta que el riego es responsable de más de un 10% de la Producción Primaria Neta (PPN) de la agricultura mundial (Ozdogan, 2011). A nivel global, la huella del consumo de agua subterránea es 3,5 veces la superficie real de los acuíferos, lo que indica un alto nivel de sobreexplotación y una seria amenaza para los ecosistemas y poblaciones que dependen de ellos (Gleeson et al., 2012). La continua explotación de estos acuíferos lleva a descensos en los niveles de agua, aumentando los requerimientos energéticos del agua extraída (Li et al., 2013, Karimi et al., 2012).



Imagen 2. Presa Hoover, Río Colorado, EEUU

El mencionado **cambio global** se caracteriza por la alteración simultánea de varios componentes relevantes del sistema planetario (Vitousek, 1994), de manera que se pone en riesgo la homeostasis del planeta, que proporciona las condiciones ambientales en las que la humanidad

ha vivido durante toda su historia. En el contexto del cambio global, el cambio climático es solo uno de los muchos sistemas planetarios afectados por la actividad humana. Según Rockström et al. (2009), la pérdida de biodiversidad y la alteración del ciclo del nitrógeno ya habrían traspasado esas fronteras, mientras que otros sistemas homeostáticos importantes, como el ciclo del fósforo, el uso del agua, el uso de la tierra, y la acidificación de los océanos, están cercanos a los límites de seguridad. Steffen et al. (2015) también incluyen la alteración del ciclo del fósforo entre los que han traspasado estas fronteras, mientras que el cambio climático y el cambio de uso del suelo estarían ya en la zona de incertidumbre.

De este modo, la agricultura global, como la principal fuente de alimento de la humanidad, ha llegado a una encrucijada en el siglo XXI, un *trilema* que se puede definir como tres grandes retos: producción, adaptación y mitigación.

- i) Producir suficiente alimento de calidad para una población creciente.
- ii) Adaptarse al cambio global, esto es, a una menor disponibilidad de recursos y a sistemas planetarios alterados, en particular el cambio climático.
- iii) Reducir los impactos socio-ambientales, incluyendo la reducción de gases de efecto invernadero (GEI) y otros contaminantes.

El agotamiento de recursos tendrá un severo impacto sobre la economía, conduciendo potencialmente a tasas de crecimiento nulas o negativas (Murphy and Hall, 2011, Capellán-Pérez et al., 2014). La agricultura actual, dependiente de la energía fósil (Woods et al., 2010) tendría que adaptarse no solo a un medio ambiente cambiante y a la escasez de insumos agrícolas debidos al agotamiento de recursos, sino también a los profundos impactos que este agotamiento y que el propio cambio global tendrán sobre la economía. En este sentido, los impactos socio-económicos del agotamiento de los recursos y el cambio global pueden tener múltiples consecuencias, reforzando o mitigando las tendencias globales. Por ejemplo, se puede dar menor prioridad a políticas medioambientales en este contexto (Czucz et al., 2010) y los conflictos harían a las sociedades más vulnerables a la variabilidad climática (Brooks et al., 2005). En esta línea, la desigualdad y los impactos ambientales están estrechamente relacionados. Así, por ejemplo, Lassaletta et al. (2016) han mostrado recientemente cómo una composición desigual de la dieta en el mundo genera una distribución injusta de las consecuencias ambientales de la producción agrícola. El pienso para animales producido para la exportación a países ricos amenaza el acceso de la gente pobre a una dieta justa, y genera impactos ambientales en los países de origen (Oita et al. 2016). De manera análoga, los agrocombustibles o biocombustibles, cuya demanda se incrementa por el encarecimiento de la producción de combustibles fósiles, suponen una presión añadida para los agroecosistemas, cuyo último fin es casi siempre satisfacer las necesidades de consumo superfluo de los ricos.

En suma, el agotamiento de recursos y el cambio global pueden afectar de manera muy negativa a la agricultura moderna, que es altamente dependiente de insumos intensivos en materiales y energía. Los esfuerzos de mitigación del cambio climático y reducción del impacto ambiental de la agricultura, por tanto, deben ir acompañados por reducciones en la dependencia de la energía fósil.

1.2. El cambio climático y las emisiones de gases de efecto invernadero

De acuerdo al último informe del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático, IPCC (IPCC, 2013), que sintetiza la evidencia científica más reciente sobre el clima, el cambio climático es un proceso incuestionable, como demuestra el aumento de temperatura en el agua y el aire, la retirada de la cubierta de nieve y hielo, y el aumento del nivel del mar. Los cambios están afectando a muchos ecosistemas naturales.

La temperatura promedio global no se incrementó significativamente en el período 2000-2013, pero las pausas y periodos de enfriamiento son habituales en el proceso de calentamiento, y hay evidencias de que éstos son seguidos por fuertes calentamientos cuando el calor es liberado a la atmósfera desde los océanos (Roberts et al., 2015). Esta hipótesis estaría en línea con los récords de temperatura global registrados en 2014, 2015 y 2017 (NASA, 2018, Figura 1). Diecisiete de los 18 años con mayor temperatura en los 138 años de registro han tenido lugar desde el año 2000, y los 3 años con mayores temperaturas fueron 2015, 2016 y 2017 (NASA, 2018). En el año 2016 se alcanzó la línea simbólica de 1°C por encima de los niveles preindustriales.

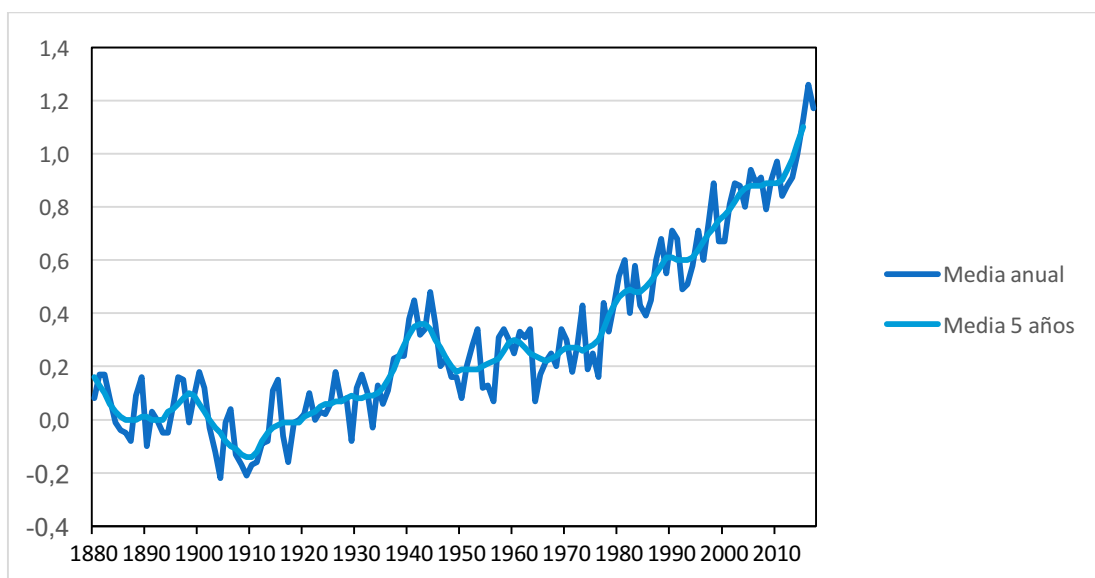


Figura 1. Evolución de las anomalías de temperatura en la superficie terrestre y de los océanos en el período 1880-2017, con 1880-1920 como período base. Fuente: NASA (2018)

De acuerdo con el informe del IPCC (2013) la influencia humana en el sistema climático es clara, y la principal causa son las emisiones antropogénicas de GEI, que son ahora las más altas de la historia. Estas emisiones son principalmente CO₂ procedente de combustibles fósiles, pero también CO₂ biogénico (de deforestación y suelos), metano (CH₄), óxido nitroso (N₂O) y halocarbonos. Otros agentes de forzamiento radiativo antropogénico son el ozono troposférico, el ozono estratosférico, el albedo superficial, el vapor de agua estratosférico de las estelas de condensación de los aviones (*contrails*), o la radicación de aerosoles-nubes.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

La Figura 2A muestra las tendencias desde 1970 a 2010 en el potencial de calentamiento global (PCG) de las principales emisiones antropogénicas de GEI, y la Figura 2B, la contribución de las distintas actividades al calentamiento. Esta gráfica muestra un papel relativamente menor de la agricultura en las emisiones totales. Sin embargo, como ya se ha indicado, las prácticas agrícolas también implican la emisión en otras actividades, particularmente la deforestación y quema de biomasa y la actividad en los sectores económicos implicados en la producción de los insumos agrícolas.

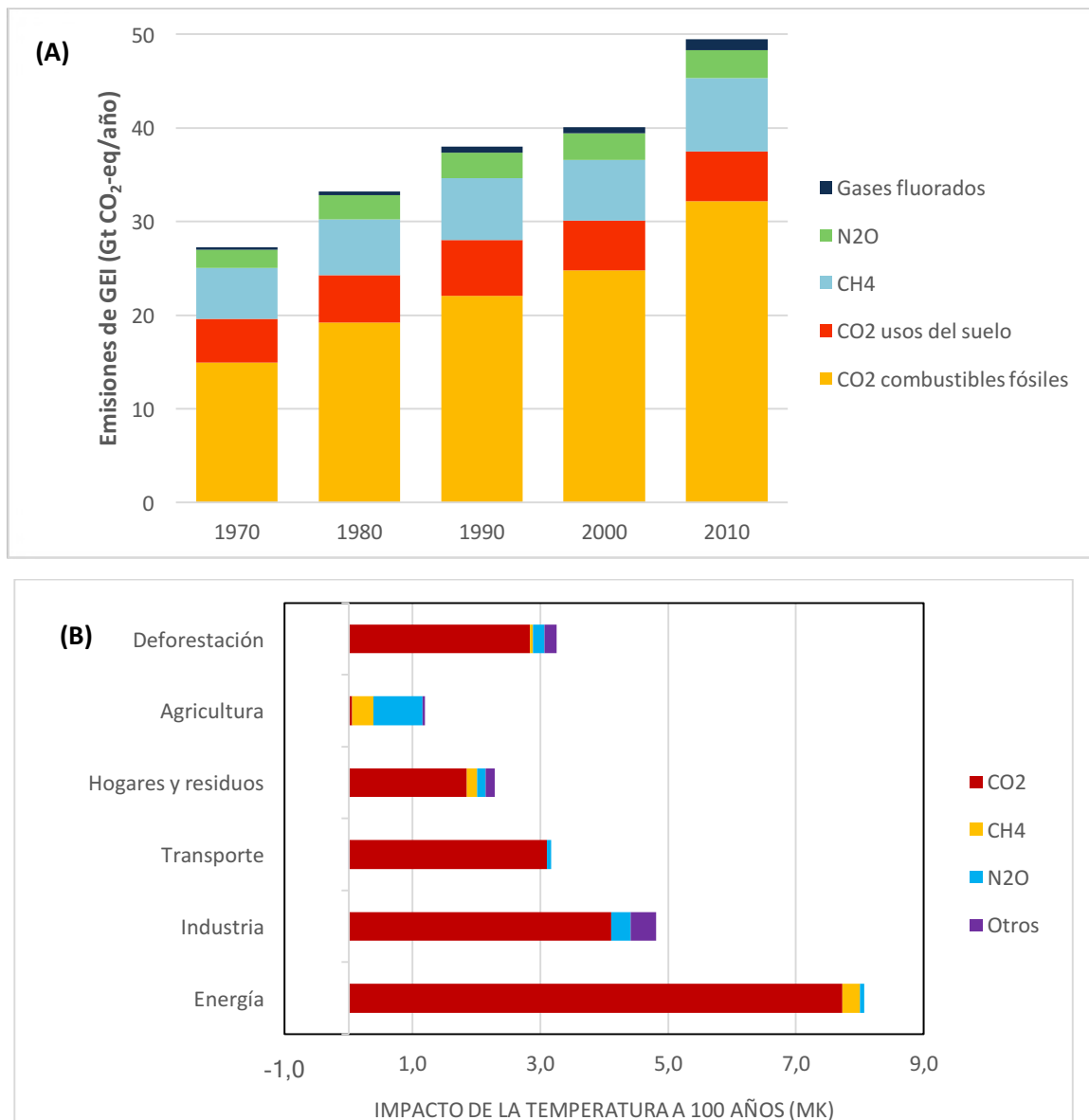


Figura 2. Evolución de las emisiones de GEI antropogénicas de 1970 a 2010 (A) y contribución relativa de las distintas actividades humanas al forzamiento radiativo a un horizonte de 100 años. Fuente: IPCC (2013)

1.3. La agricultura como fuente o sumidero de GEI

Los gases de efecto invernadero (GEI) son componentes gaseosos de la atmósfera, que pueden tener un origen natural o artificial. Son capaces de absorber y emitir radiación. Esta propiedad es la que genera el efecto invernadero. La capacidad de calentamiento de estos gases, o potencial de calentamiento mundial, se mide en equivalentes de CO₂. Las emisiones que pueden atribuirse a la actividad agraria incluyen (Figura 3):

- Emisiones directas de **óxido nitroso (N₂O) del suelo** (ver Capítulo 4).
- Emisiones directas de **metano (CH₄) de suelos inundados** (ver más abajo en este Apartado).
- Emisiones por **quema de residuos de cosecha (N₂O y CH₄)**. El CO₂ liberado en la quema de residuos de cosecha no se considera, porque ha sido fijado previamente por los cultivos.
- **Emisión o secuestro de carbono** resultante del balance de Carbono Orgánico del Suelo (COS) (ver Capítulo 5).
- CO₂ (principalmente) del uso de **combustibles fósiles** en la maquinaria y calefacción.
- Las emisiones de **metano (CH₄) de la fermentación entérica** de los animales (ver Capítulo 6).
- El metano y el óxido nitroso provenientes del **manejo de las excretas de los animales** (ver Capítulo 7).
- Las emisiones agrícolas indirectas, que tienen lugar fuera de la finca. Estas incluyen:
 - o las emisiones “aguas arriba”, referidas a la **producción de los insumos** (combustibles, electricidad, fertilizantes, plaguicidas, maquinaria, edificios, etc.) (ver Capítulo 8),
 - o las emisiones “aguas abajo”, que incluyen **emisiones indirectas de N₂O** (principalmente a partir de transformaciones fuera de finca del NH₃ volatilizado y el NO₃⁻ lixiviado) (ver Capítulo 4),
 - o las emisiones por **deforestación**.

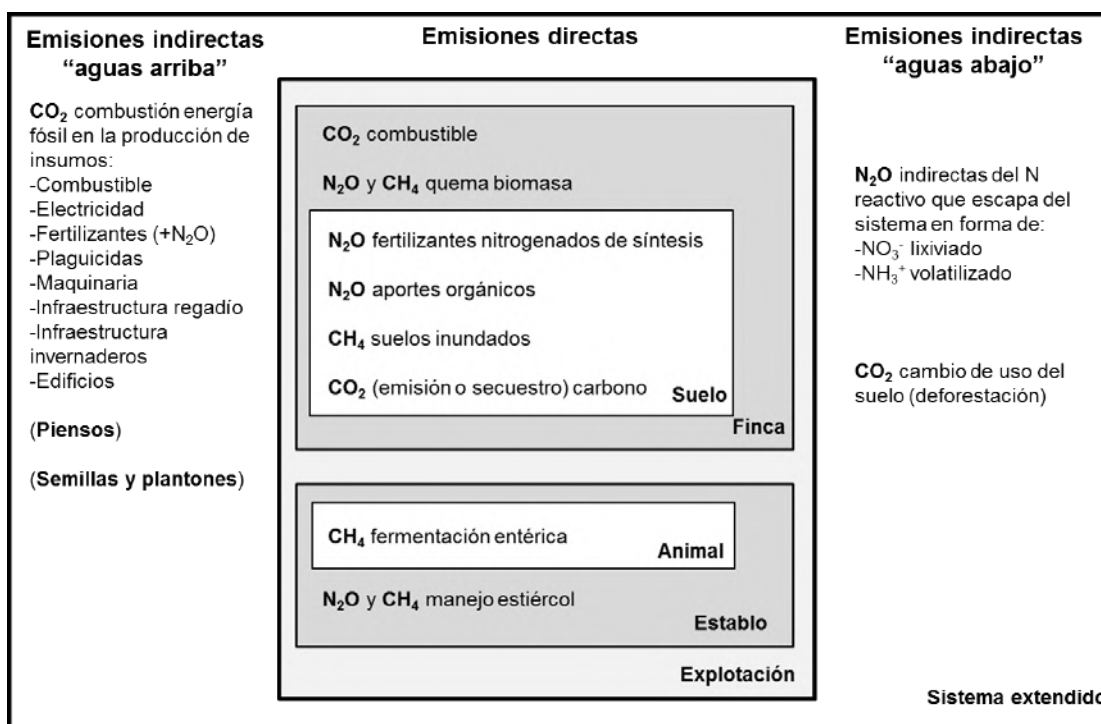


Figura 3. Representación esquemática de las emisiones agrícolas de GEI

Las estimaciones oficiales muestran un papel relativamente menor de la agricultura y ganadería en las emisiones globales de GEI (ej. Figura 2), en particular en países industrializados (ej. España, MAGRAMA, 2013). A pesar de ello, es preocupante que las emisiones agrícolas globales crecieran un 1% anual entre 2000 y 2010 (Tubiello et al., 2013, 2015), representando el 11% de las emisiones antropogénicas de GEI en 2010 (Tubiello et al., 2015). Por otro lado, gran parte de las emisiones por **deforestación** se deben a la expansión agrícola, así como las emisiones asociadas a la producción y uso de insumos, que no se incluyen en la categoría "Agricultura" (véase más abajo en este Apartado).

Por tanto, existe la necesidad de evaluaciones más integradas de las emisiones agrícolas de GEI. Para ello el análisis de ciclo de vida (ACV) ofrece un buen marco metodológico para esta tarea. Desde esta perspectiva, las emisiones agrícolas representarían el 25% de las emisiones globales en 2010 (Bennetzen et al., 2016, Figura 4).

Las emisiones agrícolas pueden ser estudiadas como parte de las emisiones del sistema agroalimentario. Así, Sanfilippo et al. (2012) hallaron que, en un día típico de trabajo en Europa, la huella de C del almuerzo es, a menudo, mayor que la del transporte al puesto de trabajo, en función de la composición del almuerzo y las distancias recorridas. A su vez, Grunberg et al. (2010) estimaron que la huella de C de la producción de alimentos en Alemania representaba entre el 16 y el 22% de las emisiones totales del país.

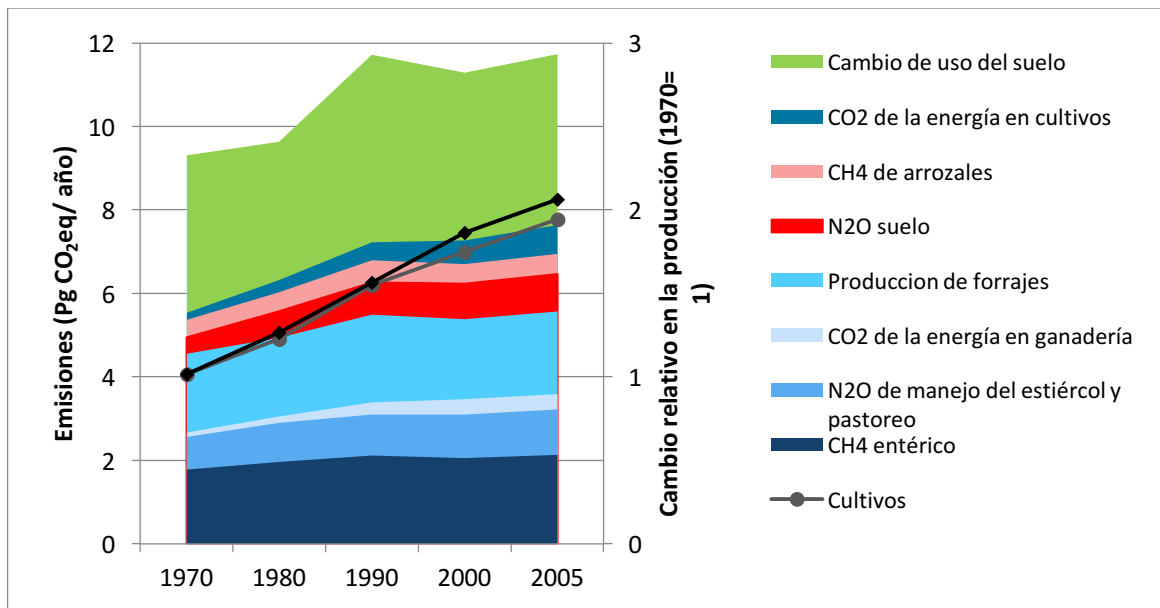


Figura 4. Emisiones agrícolas de GEI desde un enfoque ACV. Fuente: Bennetzen et al., 2016.

El metano (CH_4) es un potente gas de efecto invernadero, con un potencial de calentamiento mundial (PCM) de 25 kg $\text{CO}_2\text{eq}/\text{kg CH}_4$ (IPCC, 2007), que supone el 16% del forzamiento radiativo antropogénico (Serrano-Silva et al., 2014). A nivel global, las emisiones antropogénicas de CH_4 proceden en un 21% de la gestión de residuos (principalmente de vertederos), un 29% de la energía (por la quema de combustibles fósiles), y un 51% de la agricultura y ganadería (Serrano-Silva et al., 2014, Figura 5). La producción de CH_4 en suelos de cultivos representa un 5-19% de las emisiones globales de CH_4 (IPCC, 2007), y tiene una tendencia creciente por la expansión del cultivo de arroz. Se estima que la emisión de CH_4 de los arrozales inundados es significativa a nivel global desde la expansión de este cultivo en Asia hace 4000 años (Fuller et al., 2011).

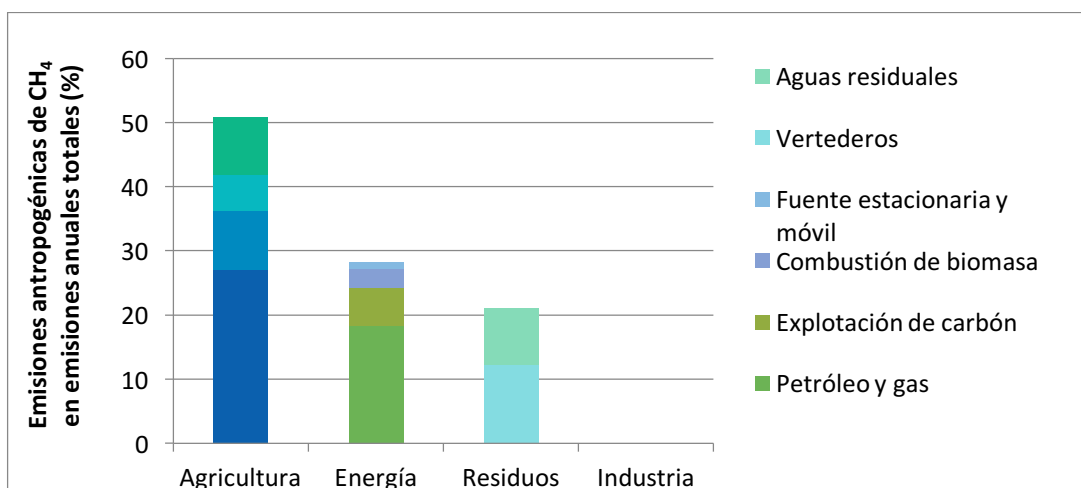


Figura 5. Emisiones antropogénicas globales de CH_4 en 2010 (Fuente: Serrano-Silva et al., 2014).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Las emisiones de CH₄ del suelo son resultado de los procesos contrapuestos metanotróficos (que oxidan metano) y metanogénicos (que producen metano) (Serrano-Silva et al., 2014). La mayor parte del CH₄ generado por los suelos agrícolas tiene lugar en **arrozales**, que son cultivos típicamente inundados en los que se dan condiciones de anaerobiosis (ausencia de oxígeno) que son las que promueven la metanogénesis. En suelos no inundados, como los de la mayoría de los cultivos, los flujos de metano suelen ser pequeños, y a menudo negativos.

Los factores que influyen sobre la producción de CH₄ en el suelo son múltiples, e incluyen tanto factores edafoclimáticos como de manejo. El factor más importante, como se ha comentado, son las condiciones anaerobias, pero también son relevantes la disponibilidad de sustrato (es decir, de materia orgánica para descomponer), temperatura, difusión, nivel del agua, pH y salinidad del suelo, aportes de fertilizantes orgánicos e inorgánicos, metales traza, vegetación, especies y variedades de cultivo, o concentración atmosférica de CO₂.



Imagen 3. Arrozal en Valencia

Las emisiones indirectas por **deforestación** debido a la expansión agrícola representaron un 35% de las emisiones agrícolas de GEI en 2007 (Bennetzen et al., 2016). La mayor parte de esta deforestación asociada a la actividad agraria tiene lugar en áreas tropicales a causa de la expansión de pastos y cultivos “commodities” para exportación, como soja, maíz y palma aceitera. Casi la mitad de la deforestación tropical en el periodo 2000-2013 tuvo lugar en Brasil. Se ha estimado que aproximadamente la mitad de la deforestación ocurrida en Brasil desde 1990 a 2006 se debió a la exportación de soja y ternera al resto del mundo, con una elevada participación de Europa.

La relevancia del comercio internacional de productos agrícolas (sobre todo para alimentación animal) y ganaderos en la deforestación en países tropicales pone de manifiesto la responsabilidad

de los países importadores en esas emisiones. Por ejemplo, en España la producción ganadera está ampliamente dissociada de su territorio (Soto et al., 2016), con una fuerte dependencia de las importaciones. En términos de nitrógeno, las importaciones para alimentación animal equivalen a toda la producción agraria local. Es decir, que se importa tanta proteína para piensos como toda la proteína producida en el país (Lassaletta et al. 2014b). La mayor parte de esta proteína es soja procedente de Brasil y Argentina. Como resultado, **una gran parte de las emisiones de la ganadería española, y europea en general, se deben a la deforestación causada por la producción de piensos importados** (Leip et al., 2015). Estos datos muestran que gran parte del impacto de la ganadería no tienen lugar en el propio territorio sino en países lejanos y a menudo no firmantes del protocolo de Kyoto, lo que puede contribuir a la “fuga de emisiones” (**leakage**), reduciendo la efectividad de los acuerdos internacionales. Por otro lado, estas importaciones no solo suponen emisiones asociadas a la deforestación, sino también de otras emisiones del cultivo de estos productos, como el N₂O, que también se añaden al riesgo de leakage (Lassaletta et al., 2014c).

La reducción de las emisiones asociadas a la deforestación causada por la expansión agrícola se suele afrontar desde dos perspectivas: una técnica, basada en el incremento de la productividad (rendimientos por unidad de superficie, eficiencia de la producción animal) (ej. Phalan et al., 2016), **y otra estructural, basada en los cambios en el consumo**, orientados a reducir la demanda de productos que necesitan mucho territorio, como suelen ser los de origen animal (ej. Tilman et al., 2014). Este último enfoque, además, tendría beneficios sobre la salud (Tilman et al., 2014), a la vez que contribuiría a un reparto más justo de los impactos ambientales (Billen et al., 2015). La expansión de estrategias de mitigación a nivel productivo que puedan asociarse a pérdidas de productividad, como la agricultura ecológica, requiere de su combinación con estrategias basadas en cambios en el consumo, que permitan que esa menor productividad no se traduzca en mayores requerimientos de tierras, y por tanto mayor deforestación. En esta línea, varios estudios recientes indican que **la agricultura ecológica puede alimentar a la humanidad sin expandir la superficie cultivada si se reduce el componente animal en la dieta humana y el desperdicio de alimento** (Erb et al., 2016, Muller et al., 2017).

1.4. El contexto mediterráneo

El clima mediterráneo se caracteriza por veranos secos y calurosos e inviernos húmedos y suaves. Por tanto, una característica importante de este clima es la sequía estacional, y muchos de sus subtipos se clasifican como semiáridos. Una definición aceptada establece que al menos el 65% de las precipitaciones anuales ocurren en la mitad del año más fría y la precipitación anual oscila entre 275 y 900 mm, con una temperatura media de invierno por debajo de 15°C, pero el número de horas por año con temperaturas inferiores a 0°C no excede del 3 % del total (Aschmann, 1973).

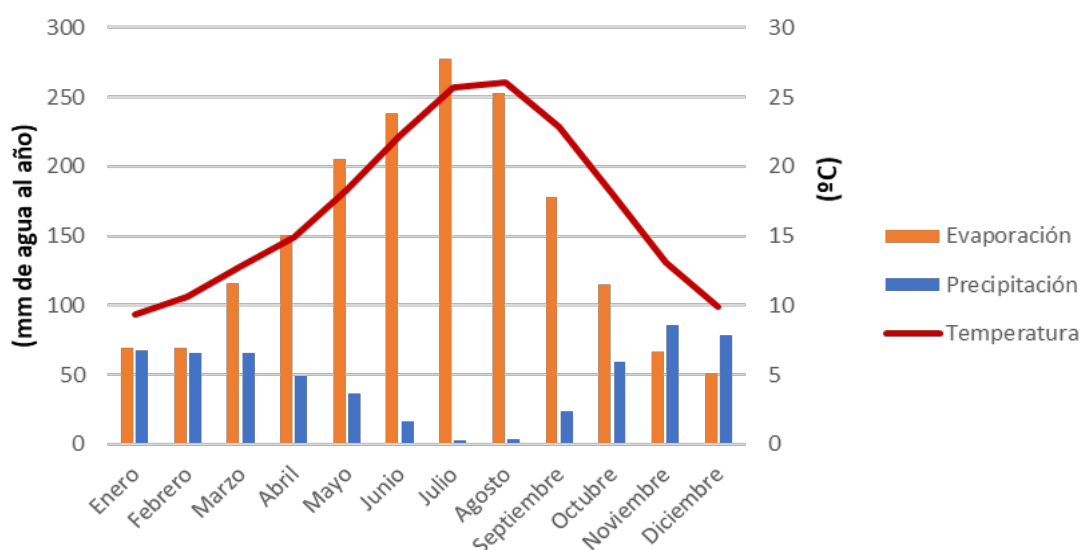


Figura 6. Datos climáticos mensuales en la provincia de Sevilla. Se observa el acusado déficit hídrico en los meses más cálidos, característico del clima mediterráneo. Promedio 1900-2000, con datos de Goerlich-Gisbert (2012).

Los territorios con clima mediterráneo se localizan generalmente en las costas occidentales de los continentes y entre las latitudes 30º y 45º norte y sur del ecuador, con más de la mitad de su área en la Cuenca del Mar Mediterráneo y el resto distribuido en otras cuatro regiones del mundo, incluyendo California (EE.UU.), Chile Central, la región del Cabo de Sudáfrica y el Sudoeste de Australia (Aschmann, 1973). La superficie del clima mediterráneo siguiendo estrictamente la definición de Aschmann (1973) se ha estimado en 1,5 millones de km² (Klausmeyer y Shaw, 2009), pero un mapa más aceptado del bioma mediterráneo cubre 3,2 millones de km² (Olson y Dinerstein, 2002; Klausmeyer y Shaw, 2009) (Figura 7).

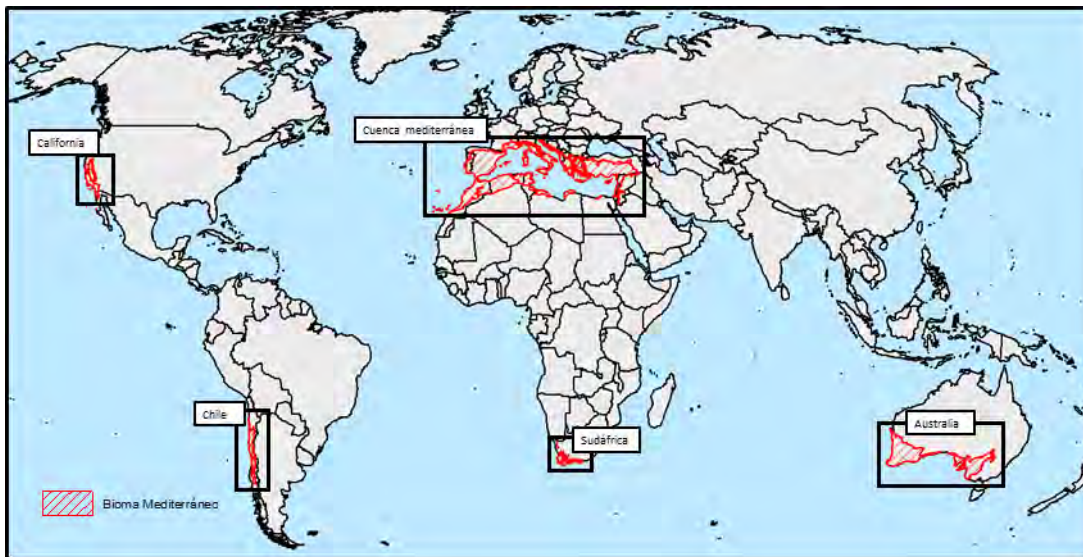


Figura 7. Distribución del clima mediterráneo en el mundo, indicando las cinco regiones globales. Fuente: base de datos Global 200 (Olson y Dinerstein, 2002).

Los suelos en las zonas climáticas mediterráneas tienen un bajo contenido en materia orgánica debido principalmente, por un lado, a la escasez de precipitaciones, que reducen la producción vegetal y, por tanto, los aportes orgánicos al suelo, y por otro, por las temperaturas relativamente elevadas, que favorecen la actividad microbiana. En un análisis del contenido de **carbono orgánico del suelo (COS)** de las ecorregiones globales, Stockmann et al. (2015) encontraron que los bosques mediterráneos y los matorrales eran el bioma con el segundo contenido medio más bajo de COS en la capa superficial (0-10 cm), solo después de los desiertos. El contenido de COS en el suelo fue de aproximadamente el 2% en el bioma mediterráneo, mientras que el promedio mundial fue de aproximadamente 3,8%.

La brecha temporal entre la máxima irradiación y temperatura (comienzo del verano) y la máxima disponibilidad de agua (invierno) es responsable de la productividad típicamente baja de los ecosistemas naturales y de los cultivos de secano mediterráneos. A pesar de esta baja productividad, sin embargo, **el bioma mediterráneo es de los más biodiversos del planeta**, con alrededor del 20% de las plantas vasculares del planeta en el 5% de la superficie terrestre (Underwood et al., 2009).

La **diversidad de los agroecosistemas** también suele ser muy alta, e incluye muchos cultivos que son casi exclusivos de este bioma, como olivos, higueras y almendros. Por ejemplo, las aceitunas se han utilizado como indicadores del clima mediterráneo en estudios paleoclimáticos (Moriondo et al., 2008). También existen cultivares endémicos con características adaptativas como la resistencia a la sequía (Galmes et al., 2011). Eichhorn et al. (2006) estudiaron los sistemas agroforestales de Europa, encontrando una mayor diversidad cultivada en las áreas mediterráneas que en las templadas. También encontraron que los sistemas del norte de Europa estaban principalmente limitados por la luz, mientras que los mediterráneos estaban limitados por el agua.

A pesar de su alta biodiversidad, **el bioma mediterráneo está gravemente amenazado por los impactos humanos**, incluyendo el aumento de la población, de las zonas urbanas y de la agricultura (Underwood et al., 2009), además del cambio climático (ver Capítulo 24). En la región mediterránea,

la huella ecológica per cápita de la población (3,1 ha) es superior a la media mundial, mientras que la biocapacidad es inferior (1,3 ha). Esto implica que el déficit ecológico es mucho más severo que el promedio mundial, con un promedio de 1,8 ha cap⁻¹ en la región mediterránea y 0,9 ha cap⁻¹ en el mundo (Galli et al., 2012). Esto también se manifiesta en las elevadas importaciones de productos para alimentación animal en países como España (Lassaletta et al., 2014).

La **intensificación de la agricultura en las zonas mediterráneas está asociada a graves impactos ambientales** como la erosión (Guerra y Pinto-Correia, 2016), la reducción de la calidad del agua (Zalidis et al., 2002), la deposición de N (Ochoa-Hueso et al., 2011) o la pérdida de biodiversidad (Cruz et al., 2015; Goncalvez et al., 2012). A pesar de ello, los altos niveles de biodiversidad de los ecosistemas mediterráneos se mantienen a menudo gracias al manejo humano del agroecosistema. La intensificación de algunas áreas va en paralelo al abandono de los agroecosistemas manejados tradicionalmente en otras áreas, y la consiguiente expansión forestal se ha asociado con la disminución de la biodiversidad (Bugalho et al., 2011; Marull et al., 2014; Otero et al., 2015), lo que desafía las ideas sobre el papel en la restauración ecológica de la transición forestal. Los mosaicos campesinos de usos de la tierra y dehesas generalmente muestran mayores niveles de biodiversidad, y a menudo también de carbono en suelo, que los bosques cerrados (Verdu et al., 2000; Pinho et al., 2012; Goncalves et al., 2012) o que los prados abiertos (Rossetti et al., 2015).

Por otro lado, la alta radiación solar y los largos periodos cálidos facilitan que en **regadío** se logren altos rendimientos y se pueda cultivar una amplia gama de cultivos. Por esta razón, el riego es una práctica de manejo muy importante en las áreas mediterráneas, a pesar de los limitados recursos hídricos y mayores requerimientos de agua que en las áreas templadas (Wriedt et al., 2009), y se prevé que crecerá aún más en el futuro (Neumann et al., 2011). Algunos de los impactos del riego son un alto consumo energético y sus emisiones asociadas (Daccache et al., 2014), un mayor riesgo de degradación del suelo a través de la salinización (Acosta et al., 2011) y cambios en la estacionalidad (Lorenzo Lacruz et al., 2012) y los niveles de N (Lassaletta et al., 2012) de los ríos debido a la regulación de las presas.

1.5 Emisiones de GEI en la producción ecológica

La Federación Internacional de Movimientos de Agricultura Ecológica (IFOAM) definió la agricultura orgánica o ecológica como "un sistema de producción que sostiene la salud de los suelos, los ecosistemas y las personas. Se basa en procesos ecológicos, en la biodiversidad y en ciclos adaptados a las condiciones locales, en lugar de en insumos con efectos adversos. La agricultura ecológica combina la tradición, la innovación y la ciencia para beneficiar al medio ambiente compartido y promover relaciones justas y una buena calidad de vida para todos los involucrados" (IFOAM, 2008). El uso de productos químicos sintéticos como fertilizantes y pesticidas está específicamente excluido de los sistemas de agricultura ecológica, que dependen de la fijación simbiótica y el manejo de la materia orgánica como fuentes de fertilidad.

Aunque la variabilidad es alta y algunos aspectos son controvertidos entre la comunidad científica, la agricultura ecológica se ha relacionado con niveles de biodiversidad generalmente más altos (Birkhofer et al., 2008, Tuck et al., 2014), reducciones en las tasas de erosión (Reganold et al., 1987), una mayor eficiencia energética (Gomiero et al., 2008, Smith et al., 2015), una mayor calidad del suelo (Gomiero et al., 2011), una mayor calidad de los alimentos producidos (Zalecka et al. 2014) y un mejor desempeño económico (Crowder et al., 2015) frente a la agricultura convencional, siendo su principal inconveniente un rendimiento generalmente menor (Seufert et al., 2012, Ponisio et al., 2014). Otros meta-estudios indican que **la agricultura ecológica contribuye a incrementar el COS (Gattinger et al., 2012) y aporta beneficios medioambientales a pesar de estos rendimientos más bajos** (Reganold y Watcher, 2016). Las prácticas de agricultura ecológica pueden considerarse medidas "preventivas", en contraposición a medidas "curativas" que abordan las consecuencias de los impactos ambientales (Garnier et al., 2014).



Imagen 4. Las cubiertas vegetales y la aplicación al suelo de restos de poda son prácticas con alto potencial de mitigación de GEI en agricultura ecológica. Viñedo en la Comunidad de Madrid.

Scialabba y Muller-Lindenlauf (2010) identificaron 3 vías principales por las que los sistemas de cultivo ecológico pueden contribuir a la mitigación del cambio climático: reducción de las emisiones de N_2O mediante una cuidadosa administración de los nutrientes, el no uso de fertilizantes minerales, evitando las emisiones asociadas a su producción, y el fomento del secuestro de carbono. En un metaanálisis global, Skinner et al. (2014) hallaron que la agricultura ecológica llevó a reducciones significativas en emisiones de N_2O por hectárea. Sin embargo, debido a los rendimientos más bajos, aumentaron las emisiones de N_2O por unidad de cosecha. Se requirió una reducción del rendimiento inferior al 17% para igualar a las emisiones en convencional. Esto demuestra que **las reducciones de rendimiento podrían comprometer los beneficios ambientales de los cambios en el manejo, como los aplicados con la agricultura ecológica**. Por otro lado, los sistemas de cultivo ecológico también estaban relacionados con una mayor captación de CH_4 en el suelo que los sistemas convencionales (Skinner et al., 2014). En cuanto al secuestro de C, en otro metaanálisis global, Gattinger et al. (2012) encontraron mayores niveles de COS bajo la agricultura ecológica, con una tasa de secuestro de COS de 0,45 Mg C /ha año mayor bajo manejo ecológico. Los autores observaron **efectos positivos de las prácticas de la agricultura ecológica en el COS incluso limitando el análisis a sistemas sin aportes orgánicos externos**, lo que contradice la idea de que los beneficios de la agricultura ecológica sobre el COS se deban a un uso desproporcionado de aportes externos (Leifeld y Fuhrer, 2010, Leifeld et al., 2013). Otro metaanálisis reciente (García-Palacios et al., 2018) sugiere que estas diferencias en el secuestro de C entre el manejo ecológico y el convencional, no causadas por unos mayores aportes externos en ecológico, podrían deberse a la menor acumulación de N en los tejidos de las plantas cultivadas bajo manejo ecológico.

Los fertilizantes sintéticos y pesticidas requieren mucha energía para sus procesos de producción, haciéndolos también **muy intensivos en emisiones carbono** (ver Capítulo 8). Estas emisiones son evitadas en los sistemas de agricultura ecológica, lo que puede conducir a la mitigación de GEI, aunque los efectos de los cambios en el uso de otros insumos (como maquinaria y combustible) y en los rendimientos también tienen que ser considerados para determinar su potencial de mitigación. Los estudios meta-analíticos muestran que, a pesar de que existen también algunas excepciones, la eficiencia energética se incrementa consistentemente en sistemas ecológicos (Gomiero et al., 2011, Lynch et al., 2011, Smith et al., 2015) y el uso de fuentes de energía renovables es también mayor en los sistemas de agricultura ecológica (Smith et al., 2015).

Por lo tanto, **el efecto global de las prácticas de agricultura ecológica en el PCM de los sistemas de cultivo se define típicamente por una menor intensidad de emisión por unidad de área, debido a la ausencia de insumos químicos y a menores aportes de N, pero su desempeño por unidad de producto es más variable**, en parte porque los rendimientos más bajos pueden compensar las reducciones por superficie (Lynch et al., 2011, Gierón et al., 2011, Meier et al. 2015). Esta variabilidad muestra la **necesidad de analizar la contribución al cambio climático de la agricultura ecológica en cada situación agro-climática específica**, de modo que puedan identificarse las prácticas más efectivas para desarrollar su potencial de mitigación, teniendo en cuenta además sus impactos sobre la capacidad de adaptación, la productividad y el resto de impactos socioambientales. En este contexto, una revisión sobre la emisión de GEI en la agricultura ecológica mediterránea es fundamental para sentar las bases para una mitigación efectiva de GEI en estos sistemas.

2. OBJETIVOS Y METODOLOGÍA



2.1 Objetivos

2.1.1 Objetivo general

Revisión de la literatura científica sobre producción agraria y cambio climático (adaptación y mitigación de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI)) en el ámbito mediterráneo, con énfasis en la agricultura y ganadería ecológicas.

2.1.2. Objetivos específicos

- Cuantificar las publicaciones científicas sobre emisiones de GEI en agricultura mediterránea, clasificándolas en función del área geográfica, el tipo de producción, el tipo de emisión y el tipo de manejo
- Conocer las cifras de emisiones GEI en los principales sistemas agrarios mediterráneos
- Determinar la influencia del manejo ecológico en el balance de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) por unidad de superficie y de producto, y su comparación con el manejo convencional.
- Identificar el potencial de mitigación de GEI de las opciones más relevantes como prácticas de manejo alternativas, haciendo hincapié en las asociadas a la agricultura ecológica, con el fin de identificar aquellas que se deberían apoyar o fomentar.
- Comparar las emisiones de GEI de distintos sistemas y tipos de emisión con el número de publicaciones científicas, con el fin de identificar necesidades de investigación.
- Detectar las principales fuentes de incertidumbre y lagunas en la información actualmente disponible.
- Revisar el estado del conocimiento sobre adaptación agrícola al cambio climático bajo clima mediterráneo.

2.2. Metodología

2.2.1. Marco teórico-metodológico

Las revisiones tienen como objetivo resumir los últimos hallazgos y señalar las necesidades de investigación dentro de un área de conocimiento. Las revisiones pueden ser descriptivas (cualitativas) o sistemáticas (cuantitativas).

Hay que tener en cuenta que la existencia de resultados significativos en un universo, población o muestra restringida no implica la prevalencia general de ese efecto o resultado. Por lo tanto, obtener resultados verdaderos y generalizables sólo sería posible con estudios muy grandes que abarcaran un universo o población suficientemente representativo (Ioannidis, 2005; Moonesinghe et al., 2007). Esta es una imposibilidad en la mayoría de las situaciones complejas del mundo real, pero es posible acercarse a ella a través del metaanálisis, que integra los resultados de múltiples estudios individuales con el fin de observar las tendencias generales.

Los métodos meta-analíticos se centran en el cálculo de un efecto general basado en la combinación de los efectos de los estudios individuales. El concepto central es el tamaño del efecto, que se refiere a la magnitud del impacto de una variable sobre otra (Cohen, 1969). A diferencia de los métodos estadísticos convencionales, los metaanálisis realizan una ponderación de los estudios individuales, generalmente basada en su varianza. Otros métodos alternativos para combinar los tamaños del efecto se basan en métodos bayesianos.

Teniendo en cuenta las ventajas de la información proporcionada por los metaanálisis como revisiones bibliográficas, se ha hecho el mayor uso posible de los publicados.

2.2.2 La metodología del IPCC para los Inventarios Nacionales de emisiones

Las emisiones agrícolas de cada país son cuantificadas por los Inventarios Nacionales de Emisiones, que tienen que ser elaborados por los países firmantes del Anexo B del Protocolo de Kyoto, y entregados a las Naciones Unidas. Estos inventarios suelen representar la caracterización más exhaustiva de las emisiones de GEI de cada país, y son empleados para identificar “puntos calientes” y diseñar políticas de mitigación. El IPCC propone 3 niveles jerárquicos para la estimación de las emisiones de GEI.

-El **Nivel 1 (Tier 1)** es el más sencillo, se aplica cuando no existe información más detallada disponible. Se basa en la aplicación de “factores de emisión” a “variables de actividad”. Por ejemplo, el N aplicado en la agricultura de un país sería una “variable de actividad”, que se multiplicaría por el factor de emisión de N₂O para estimar las emisiones directas de N₂O de los suelos agrícolas. En el ámbito de la agricultura, el enfoque Nivel 1 es el más habitual, pero está asociado a una gran incertidumbre.

-El **Nivel 2 (Tier 2)** representa una aproximación más compleja y precisa, basada en el uso de factores de emisión específicos para cada situación agroclimática, o el uso de modelos para predecir las emisiones. Requiere una caracterización muy detallada de los agroecosistemas para poder ser aplicado, lo que resulta difícil a escala nacional, por lo que pocos países lo aplican aún para la estimación de las emisiones agrícolas.

-El **Nivel 3 (Tier 3)** se basa en mediciones directas de GEI, un enfoque aún más preciso pero que requiere una gran infraestructura para el monitoreo continuo de las emisiones.

Las estimaciones oficiales siguiendo los manuales del IPCC para la elaboración de inventarios (IPCC, 1996a, 2006) muestran un papel relativamente menor de la agricultura y ganadería en las emisiones globales de GEI (ver Apartado 1.3). La categorización del IPCC, sin embargo, solo incluye en "Agricultura" los procesos específicamente agrícolas, pero no los procesos requeridos de forma indirecta para la actividad agrícola, que se asignan a otros sectores económicos. Quedarían excluidas, por ejemplo, las emisiones del combustible usado por la maquinaria agrícola, la producción de insumos químicos y electricidad, o el transporte de piensos hasta la finca. Por otro lado, las emisiones por deforestación, debida principalmente a la expansión agrícola, se incluyen dentro de la categoría "Uso del suelo, Cambios de uso del suelo y Silvicultura" (**LULUCF**) (ver Apartado 1.3). Por último, el secuestro de carbono en el suelo (Capítulo 5), que tiene un alto potencial de mitigación del cambio climático, no se contabiliza en los inventarios de emisiones de GEI. Todos estos procesos pueden integrarse en un mismo análisis para cuantificar la huella total de carbono de la producción agraria. El análisis de ciclo de vida (ACV) (Capítulo 8) es el marco metodológico más habitual para la cuantificación de la huella de carbono.

2.2.3 Búsqueda bibliográfica

La metodología seguida en la realización de este informe se ha basado en la creación de una base de datos sobre emisiones agrícolas de GEI en áreas con clima mediterráneo (definidas según el mapa de la Figura 7 del Capítulo 1), a partir de la cual se ha extraído información estadística. La creación de la base de datos se basó en un primer paso en la búsqueda bibliográfica a través de la base de datos Web of Science (WOS), utilizando palabras clave relacionadas con el tema y sin limitar el año en el que los trabajos fueron publicados. En todo este proceso de selección se admitieron los artículos relativos a cultivos herbáceos, leñosos, pastos y ganadería. Los artículos relativos a aprovechamientos forestales o zonas naturales también fueron incluidos, si bien en este ámbito no se realizó una revisión exhaustiva.

En el caso de la producción vegetal, los términos introducidos en el buscador para esta revisión sistemática de las emisiones de GEI en cultivos fueron: "crop" o "agricultura" en combinación con "Mediterranean", y con "organic", "conventional", y con uno de los términos: "GHG emission", "life cycle assessment", "LCA", "carbon footprint "CO₂", "CH₄", "N₂O", "soil organic carbon". Además, se realizaron búsquedas específicas para cada país, sustituyendo el término "Mediterranean" por el de países con clima mediterráneo. Esto permitió identificar muchos más

artículos. En el caso concreto de la ganadería y los pastos se sustituyó "crop" por "livestock", y además, se introdujeron en el buscador las palabras clave "pasture", "grassland" y "dehesa", considerando también varias combinaciones con los términos "manure management" y "enteric fermentation".

A su vez, en todos los trabajos seleccionados, se revisaron todas las referencias y artículos que se citaban en los mismos, para así considerar más estudios científicos que pudieran referirse al tema del presente informe, pero que no hubieran sido identificados en la búsqueda por palabras clave en WOS.

Además, en la base de datos se han incluido artículos que abordan las emisiones de GEI en zonas limítrofes con el clima mediterráneo, y artículos que no estudian emisiones de GEI, pero sí procesos relacionados que pueden arrojar luz para el desarrollo de prácticas de mitigación.

2.2.4. Categorización y tratamiento de datos

Los estudios revisados se han sistematizado mediante su categorización jerarquizada en función de varios criterios. La combinación posterior de estos grupos de categorías ha permitido la identificación de las principales lagunas en la información y de los artículos más relevantes para la mitigación de emisiones mediante prácticas agroecológicas. Las categorías establecidas han sido las siguientes:

- **Por tipo de clima**
 - **Mediterráneo:** se han considerado como áreas con clima mediterráneo todas aquellas localizadas dentro de la superficie del "Bioma Mediterráneo" definida en el informe "Global 200" de ecorregiones globales o biorregiones identificadas como prioritarias en la conservación por el World Wildlife Fund (WWF) (Olson y Dinerstein, 2002), según se muestra en la Figura 7 del Capítulo 1 de este informe.
 - **Límite:** Se han considerado áreas no situadas bajo clima mediterráneo, pero sí a menos de 100 km del área de distribución de este bioma. En este caso, la búsqueda no ha sido exhaustiva. La mayoría de los estudios clasificados en esta categoría se sitúan en el norte de España (Cordillera Cantábrica y Galicia) y el norte de Italia (valle del Po).
 - **No mediterráneo:** Se incluyen en esta categoría los estudios no realizados en clima mediterráneo ni en zonas limítrofes. La búsqueda en este caso tampoco ha sido exhaustiva.
- **Por tipo de manejo**
 - **Convencional (CON):** se incluyen en esta categoría todos los tratamientos que no cumplen con la normativa de agricultura ecológica (relativa al uso de insumos químicos, bienestar animal, etc.), aunque incluyan prácticas que puedan aplicarse en agricultura ecológica.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

- **Ecológico (ECO):** tratamientos que cumplen con la normativa de agricultura ecológica (relativa al uso de insumos químicos, bienestar animal, etc.), o que son calificados como tales por los autores, a menos que haya datos que indiquen lo contrario.
- **Ecológico/Convencional (E/C):** estudios que incluyen tratamientos con manejo ecológico y convencional.
- **Por el tipo de emisiones estudiadas**
 - **N₂O del suelo:** Estudian las emisiones de N₂O del suelo, ya sea mediante mediciones directas, modelización, aplicación del factor del IPCC, o revisiones (Capítulo 4).
 - **CH₄ del suelo:** Estudian las emisiones de CH₄ del suelo (Apartado 1.2, y Capítulo 11), ya sea mediante mediciones directas, modelización, aplicación del factor del IPCC, o revisiones.
 - **Secuestro de Carbono:** Estudian la dinámica del COS, ya sea mediante mediciones del COS, mediciones de flujos de CO₂, modelizaciones o revisiones (Capítulo 5).
 - **CH₄ entérico:** Estudian las emisiones de CH₄ entérico de los animales, ya sea mediante mediciones directas, modelización, aplicación del factor del IPCC, o revisiones (Capítulo 6).
 - **Manejo del estiércol:** Estudian las emisiones de CH₄ y/o N₂O asociadas al manejo del estiércol, ya sea mediante mediciones directas, modelización, aplicación del factor del IPCC, o revisiones (Capítulo 7).
 - **Análisis de ciclo de vida (ACV):** Estudian la huella total de carbono, por hectárea o kg de producto, mediante ACV o revisiones de estudios ACV (Capítulo 8).
- **Por tipo general de producción**
 - **Cultivos herbáceos:** cultivos herbáceos anuales o perennes (ver categorías específicas). Se incluyen tanto estudios sobre cultivos específicos como estudios de rotaciones o usos del suelo. También se incluyen estudios sobre barbechos.
 - **Cultivos leñosos:** cultivos perennes con biomasa leñosa (ver categorías específicas). Se incluye el plátano, un cultivo herbáceo que por sus características se analiza dentro de la categoría de Frutales.
 - **Pastos y superficie forestal:** pastizales y praderas para aprovechamiento a diente del ganado, tanto permanentes como temporales. Se incluyen estudios sobre matorral, áreas abandonadas y forestal, aunque en estas últimas categorías la búsqueda no ha sido exhaustiva.
 - **Ganadería:** sistemas ganaderos o subsistemas de éstos, incluyendo rumiantes, monogástricos y otros animales. En el grupo de “otros animales” se incluirían especies como los caracoles, abejas o piscicultura de agua dulce.
- **Por tipo específico de producción**

Los estudios que incluían más de un tipo distinto de producto se incluyeron en todas las categorías correspondientes. Asimismo, existen algunos estudios en los que se incluyen varios cultivos de una misma rotación, pero no se ofrecen datos separados de cada uno. Es el caso de la mayoría de estudios sobre secuestro de carbono en cultivos herbáceos, pero también de algunos estudios sobre N₂O y ACV. Para el secuestro de carbono los estudios se clasificaron en

todas las categorías correspondientes, porque se entiende que no es posible realizar estudios específicos de cada cultivo en experimentos de larga duración en los que la unidad de análisis es la rotación en su conjunto, no el tipo de cultivo. Sin embargo, los estudios sobre N₂O y ACV solo se clasificaron en las categorías de las que ofreciesen datos específicos.

Cultivos herbáceos

- **Cereales de invierno:** cereales de invierno para la producción de grano, generalmente cultivados en secano. Incluyen trigo, cebada, avena, centeno y otros cereales menores. No se incluyen cereales cultivados para cosecha en verde o aprovechamiento a diente (Capítulo 9).
- **Cereales de verano:** cereales de verano para la producción de grano, generalmente cultivados en regadío. Incluyen maíz, sorgo, mijo y otros cereales menores. No se incluyen cereales cultivados como cubiertas vegetales o para cosecha en verde o aprovechamiento a diente (Capítulo 10).
- **Arroz:** el arroz se considera de forma independiente por su particular patrón de emisiones (Capítulo 11).
- **Leguminosas grano:** leguminosas para la producción de grano, generalmente cultivadas en invierno en secano, excepto la judía, que se cultiva en verano en regadío. Incluyen guisantes, habas, judías, garbanzos, lentejas, y otras leguminosas menores. No se incluyen leguminosas cultivadas como cubiertas vegetales o para cosecha en verde o aprovechamiento a diente, que se incluyen en Forrajes/biomasa. Tampoco aquellas cultivadas para cosechar su fruto en verde (habas, guisantes, judías), que se incluyen dentro de las hortícolas. También se excluye la soja, que se incluye en las industriales (Capítulo 12).
- **Hortícolas:** cultivos hortícolas de invierno o verano, generalmente cultivados en regadío, pero también en secano. Incluyen una amplia variedad de cultivos, como tomate, cebolla, lechuga, col, coliflor, pimiento, calabacín, pepino, melón, calabaza, sandía, ajo, puerro o fresa. Incluyen las raíces y tubérculos como patatas, boniatos, etc. También incluyen leguminosas para cosecha de su fruto en verde como habas, guisantes o judías (Capítulo 13).
- **Industriales:** cultivos que son sometidos a procesamiento previo a su uso final. Incluyen oleaginosas, de las que se obtiene aceite y torta de semillas, como girasol, colza, soja o cártamo; azucareras como la remolacha y la caña de azúcar; y fibras como el lino o el algodón (que también producen semillas oleaginosas) (Capítulo 14).
- **Forrajeras y biomasa:** incluyen cultivos herbáceos para la cosecha de su biomasa completa, generalmente en verde, con un uso forrajero o energético. También se incluyen cubiertas vegetales estudiadas de forma específica. Incluyen especies leguminosas perennes como la alfalfa o anuales como el trébol o la veza, cereales como el maíz, la cebada o la avena, y otras plantas herbáceas como la festuca, el miscanthus, el cardo o la caña (Capítulo 15).

Cultivos leñosos

- **Olivar:** Por la importancia del olivar en la agricultura mediterránea, se considera en una categoría aparte (Capítulo 16).
- **Viñedo:** Por la importancia del olivar en la agricultura mediterránea, se considera en una categoría aparte (Capítulo 17).
- **Frutos secos:** El cultivo principal es el almendro, y también se incluyen otros como nogal, avellano, castaño o algarrobo (Capítulo 18).
- **Frutales no cítricos:** Incluye una amplia variedad de frutales de pepita, hueso y subtropicales. Algunas de las especies más relevantes incluidas son melocotonero, manzano, ciruelo, peral, albaricoquero, cerezo, aguacatero, mango, platanera, kiwi o higuera (Capítulo 19).
- **Cítricos:** El cultivo principal es el naranjo, y también incluye mandarino, limonero, pomelo y otros cítricos menores (Capítulo 20).

Pasto y forestal

- **Pastos:** Incluye pastizales y praderas, con un estrato herbáceo y aprovechamiento ganadero. Incluye los pastos arbolados como la dehesa, pero excluye matorral, que puede tener aprovechamiento ganadero (Capítulo 21).
- **Biomasa leñosa:** Plantaciones de cultivos leñosos con alta densidad y turnos de corta reducido para la cosecha de la biomasa leñosa.
- **Abandonado:** Cultivos o pastos abandonados, cuya vegetación es variable en función de la situación concreta, desde vegetación herbácea a árboles formados, aunque suele estar dominada por matorral.
- **Forestal:** Superficie con elevada presencia de vegetación leñosa, incluyendo desde matorral a plantaciones forestales o bosques naturales, así como la dehesa.
- **Dehesa:** Sistema con estrato de pasto herbáceo y otro leñoso con árboles dispersos, con un aprovechamiento principalmente ganadero, pero también forestal y a veces agrícola.

Ganadería

- **Monogástricos:** porcino, avícola y cunícola. Incluye producción de carne y huevos (Capítulo 22).
- **Rumiantes:** bovino, ovino y caprino. Incluye producción de carne, leche y lana (Capítulo 23).
- **Otros animales:** caracoles, abejas, piscicultura de agua dulce.

- **Por la metodología seguida para estudiar las emisiones**

El método de estimación de las emisiones se ha clasificado de forma jerárquica. Es importante señalar que los estudios en los que se realizaban estimaciones con más de un método se han clasificado dentro del método más preciso. Por ejemplo, un estudio en el que se aplique un modelo, pero en el que también se realicen mediciones, sería clasificado como “Medido”.

- **Factor IPCC:** Las aproximaciones más groseras estarían basadas en la aplicación de un factor general global, conocido como Nivel 1 (Tier 1) del IPCC.
- **Modelizado:** Estos estudios aplican modelos más o menos complejos para la estimación de las emisiones de GEI. Corresponderían al Nivel 2 del IPCC.
- **Medido:** estudios en los que se realizan mediciones de GEI en campo o en condiciones equiparables a las del campo (por ejemplo, en estudios de mesoescala con condiciones controladas que simulen el clima mediterráneo). En el caso de las mediciones en campo de carbono, estas se han clasificado en:
 - **Medido<3 años:** estudios en los que se mide C orgánico del suelo en tratamientos diferenciados durante experimentos de menos de 3 años de duración. También se incluyen estudios en los que se miden flujos de CO₂ del suelo (respiración del suelo) o del agroecosistema.
 - **Medido>3 años:** estudios en los que se mide C orgánico del suelo en tratamientos diferenciados durante experimentos de más de 3 años de duración. Son los estudios más relevantes desde el punto de vista del secuestro de carbono, ya que permiten estimar tasas anuales de secuestro de carbono.
 - **Revisión:** revisiones bibliográficas, incluyendo los metaanálisis.
- **Por la localización geográfica de la investigación**
 - Por **región global:** Cuenca mediterránea, California, Chile, Sudáfrica, Australia.
 - Por **país:** Todos los países con clima mediterráneo dentro de su territorio.
 - Por **comunidad autónoma:** dentro de los realizados en España.

2.2.5 Estimación de las emisiones de GEI de la producción agropecuaria española

Los datos bibliométricos se han comparado con los niveles de emisión estimados para un país mayoritariamente mediterráneo, España. Para realizar esta comparación, se ha construido un indicador, el **número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido**. Este indicador puede aplicarse a nivel de tipos de producción o de cultivo, y también de tipos de emisión, para lo que se han seguido las categorías de tipos de cultivo o animal y tipos de emisión descritas en el Apartado 2.2.4. En el caso del secuestro de carbono, solo se han incluido los artículos con comparaciones de más de 3 años de duración (ver definiciones en Apartado 2.2.4). En el caso de los ACV, el número de estudios ACV se ha comparado con las emisiones asociadas a los insumos, es decir, descontando de la huella total de C las emisiones biogénicas, que ya se estudian en sus indicadores correspondientes.

Las emisiones de GEI en la producción agropecuaria española se han reconstruido a partir de varias fuentes. Las emisiones de la ganadería se han tomado de Leip et al. (2010), que realizaron un ACV de la ganadería europea presentando datos detallados de las emisiones por países, tipo de especie animal y tipo de producción. Para reconstruir las emisiones de la producción vegetal, se ha partido de los datos del Inventario Nacional de Emisiones, que se han complementado aplicando factores de emisión de N₂O específicos del clima mediterráneo, incluyendo el secuestro de carbono, e incluyendo las emisiones asociadas a la producción de insumos agrícolas. Los factores de emisión de N₂O se han tomado de Cayuela et al. (2017), y se ha distinguido secano, riego por surcos, riego por aspersión y riego por goteo. Para la estimación del secuestro de carbono se ha partido del secuestro potencial que podría realizarse, en lugar del balance neto en la actualidad, que es cercano a cero (Aguilera et al., 2018). Para estimar el secuestro potencial se ha tomado el objetivo de la estrategia 4 por 1000 (<https://www.4p1000.org/>), de incrementar el COS en un 4 por mil anual. Para ello, se ha tomado como referencia el stock de carbono en los suelos de cultivos, pastos y bosques en España estimados a partir de un gran número de mediciones en campo por Rodríguez-Martín et al., (2016). Por último, para estimar las emisiones asociadas a la producción y uso de insumos, se han tomado datos de uso de insumos del Anuario de Estadística Agraria (MAPAMA, 2018), a los que se han aplicado factores de emisión derivados de los coeficientes de energía de Aguilera et al. (2015) y de intensidad de emisiones de cada tipo de energía de IEA (2015).

2.2.6 Información adicional recopilada

Los datos estadísticos del análisis bibliométrico se han complementado con un análisis cualitativo de los resultados presentados en los artículos revisados, particularmente aquellos que incluían el manejo ecológico o analizaban prácticas relevantes para la agricultura ecológica. También se han elaborado figuras con datos de algunos estudios revisados a modo de ejemplo de los balances de emisiones de cada tipo de cultivo o animal. Con el fin de mostrar datos obtenidos con metodologías consistentes, los ejemplos se basan principalmente en dos estudios, uno sobre cultivos y otro sobre ganadería. Los ejemplos sobre cultivos se basan en un ACV de múltiples cultivos realizado en España (Aguilera et al., 2015a, 2015b, Aguilera, 2016), en el que se ofrece información desagregada sobre cada tipo de emisión, se integra el secuestro de C en el suelo y se emplean factores de emisión de N₂O específicos del clima mediterráneo, dos cuestiones metodológicas muy relevantes en el balance de emisiones, y que a menudo no son consideradas en los ACV (ver Capítulo 8). En cuanto al balance de GEI de los sistemas ganaderos, se han empleado los datos del informe de Leip et al. (2010) como ejemplo, ya que es el único estudio que estima mediante ACV la huella de C de la ganadería europea ofreciendo datos detallados por país, tipo de producción y tipo de emisión.

La información presentada en figuras ha sido extraída mediante el programa GetData, mientras que la elaboración de las figuras de los metaanálisis ha sido realizada con el macro para Microsoft Excel desarrollado por Neyeloff et al. (2012).

3. RESULTADOS GENERALES



3.1 Análisis bibliométrico general

Se han revisado 1023 trabajos científicos relevantes, de los cuales 779 estudian emisiones de gases de efecto invernadero bajo condiciones de clima mediterráneo (Tabla 1).

Tabla 1. Número de artículos revisados, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	88	4	92
Mediterráneo	779	84	863
No Mediterráneo	62	6	68
Total	929	94	1023

A su vez, en la Tabla 2 se muestra la distribución de los artículos revisados en función de que los sistemas que estudien sean ecológicos o convencionales. La mayoría de los estudios, el 84% de los que estudian GEI, corresponden a estudios sobre producción agraria convencional, un 2% analizan sólo la producción ecológica; mientras que un 14% comparan la producción ecológica con la convencional. Por tanto, hay una desproporción entre los estudios correspondientes a ambos tipos de manejo.

Tabla 2. Número de artículos revisados bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	654	51	705
Eco/Con	107	24	131
Ecológico	18	9	27
Total	779	84	863

El primero de los artículos revisados sobre emisiones de GEI en la producción agraria se publicó en 1986. La desproporción indicada entre los tipos de manejo que abordan los artículos se debe al creciente aumento de los estudios en la producción agraria convencional que se viene publicando desde el comienzo del siglo XXI (Figura 1), aumentando aún más desde el comienzo de su segunda década. Así, en 2017 se han llegado a superar los 80 artículos publicados en un año; sin embargo, los estudios sobre producción ecológica no han llegado a despuntar y su número se encuentra estancado desde 2006 en unos 10 artículos publicados anualmente.

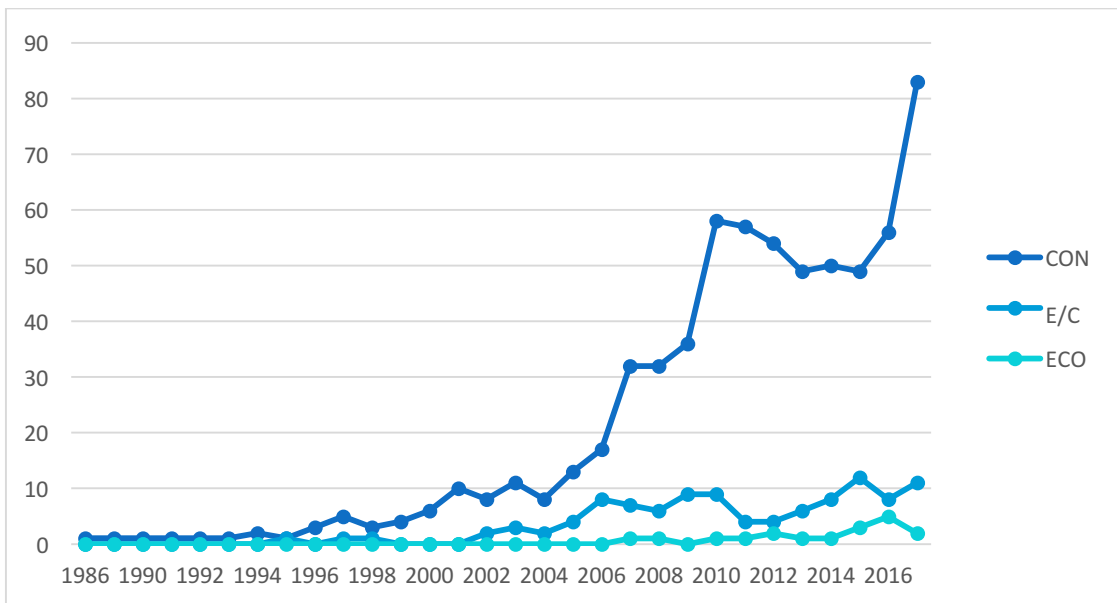


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)

España, con 329 artículos (42%), es el país en el que se han publicado más artículos sobre emisiones agrarias de GEI en áreas de clima mediterráneo en el mundo (Figura 2). El segundo país es Italia (21%) y el tercero EEUU (11%). Aunque con menor diferencia respecto al resto, España vuelve a ser el primer país en número de estudios sobre manejo ecológico (34%), seguido de Italia (22%), EEUU (19%) y Grecia (13%) (Figura 2).

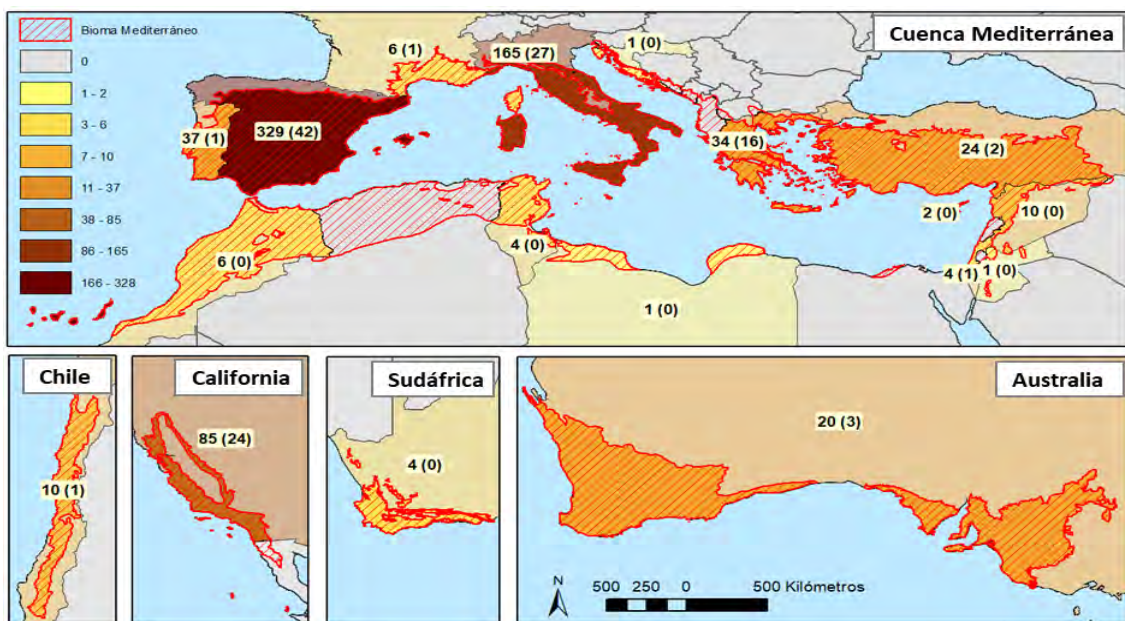


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Con respecto a España, destaca Andalucía, con 138 estudios (un 42%), seguida de Cataluña (13%) y la Comunidad de Madrid (12%) (Figura 3). También en Andalucía se ha publicado la mayor parte de los artículos sobre manejo ecológico, en este caso más de la mitad (55%). Además de Andalucía, solamente en la Región de Murcia se supera el 10% de artículos publicados sobre manejo ecológico (14%) (Figura 3).

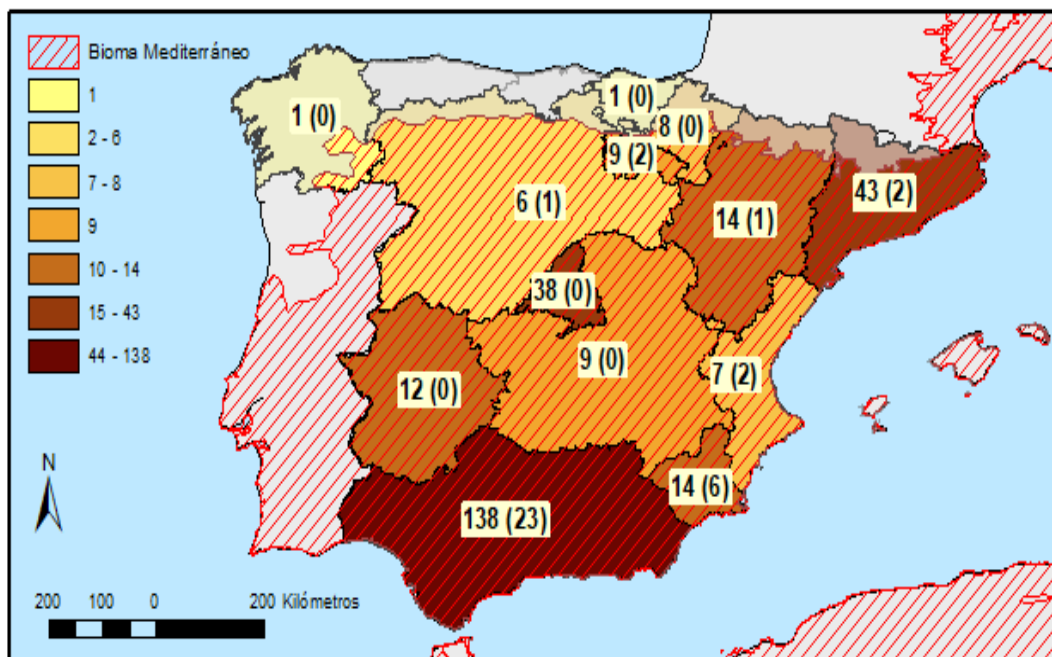


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

Entre todos los estudios de emisiones o secuestro por parte de la producción agraria del área mediterránea destacan por su número los dedicados al secuestro de C, con 566 artículos, seguidos de los de emisiones de N₂O del suelo, con 257 artículos (Tabla3). En cuanto a la distribución de los sistemas analizados, ecológico o convencional, no hay diferencias entre emisiones. La práctica totalidad de los trabajos que han realizado medidas de campo se refieren al secuestro de C (Tabla 3). Destaca el reducido número de trabajos que realizan mediciones relativas al manejo del estiércol y al CH₄ entérico, con sólo 15 y 8 estudios respectivamente, y la ausencia de los relacionados con el manejo ecológico.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y manejo. El número de artículos que incluyen mediciones se indica entre paréntesis.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Totales				
ACV	2	32	103	137
Secuestro C	15	85	466	566
N ₂ O suelo	7	39	211	257
CH ₄ suelo	0	5	67	72
Manejo estiércol	1	2	44	47
CH ₄ entérico	0	2	32	34
Total	25	165	923	1113
Mediciones				
Secuestro C	14	72	413	499
N ₂ O suelo	6	5	101	112
CH ₄ suelo	0	2	49	51
Manejo estiércol	1	0	14	15
CH ₄ entérico	0	0	8	8
Total	21	79	585	685

3.2 Análisis por tipo de cultivo

El mayor número de estudios de toda el área mediterránea corresponde a los cultivos herbáceos, con 422 artículos publicados sobre emisiones de GEI (54% de los estudios), seguidos de los cultivos leñosos (31%); los pastizales y zonas forestales (19%) mientras que los que consideran la ganadería solo son 51 (7%) (Figura 4). De todos estos estudios, sólo hay uno específico de la ganadería ecológica y otros 3 que comparan ganadería ecológica y convencional, de modo que **la ganadería ecológica solo suma el 7% del total de estudios sobre ganadería**. Por tanto, destaca el reducido número de estudios específicos sobre las emisiones de la agricultura ecológica mediterránea y, en especial, la casi inexistencia de estudios sobre la ganadería; a pesar de que la mayor contribución de la superficie certificada como ecológica corresponde a tierras aprovechadas con el ganado.

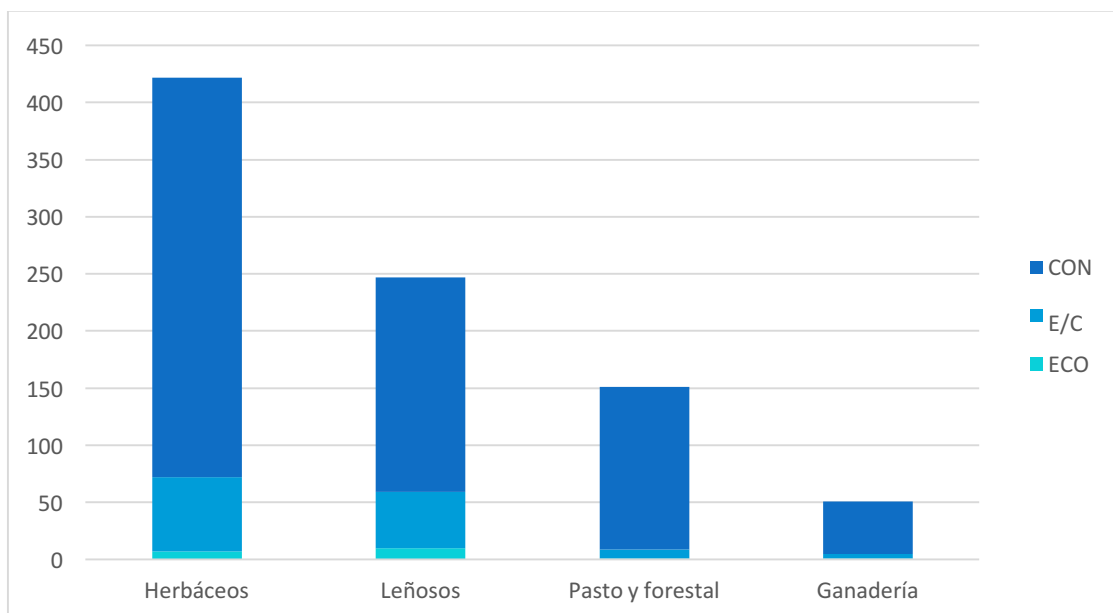


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

El análisis por tipo de cultivo (Figura 5) muestra grandes diferencias en el número total de estudios dedicados a cada tipo de cultivo o producción animal, así como en el porcentaje de éstos que incluyen manejo ecológico. Mientras que existen más de 200 estudios sobre cereales de invierno, o más de 100 de hortícolas y de olivar, apenas se llega a 20 estudios en las categorías de arroz, cítricos y monogástricos. **El manejo ecológico se ha estudiado en más de un tercio de los estudios sobre leguminosas grano, hortícolas y cítricos, pero en menos del 10% de los estudios sobre cereales de invierno, arroz, forrajes y pastizales, y en ningún estudio sobre monogástricos.**

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

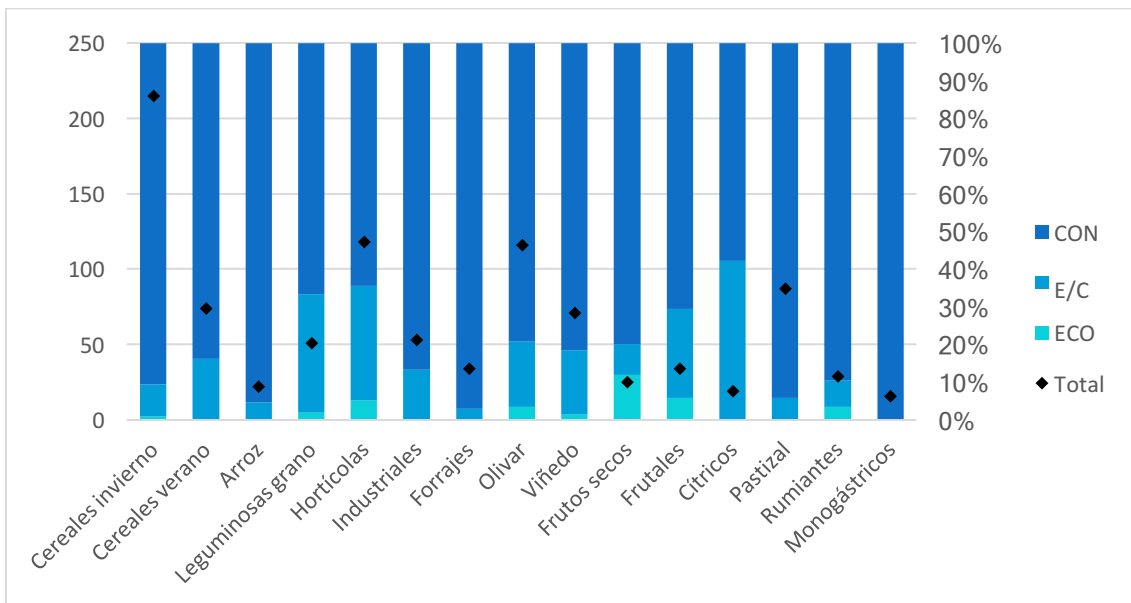


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos, pastizales y sistemas ganaderos, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

3.3 Comparativa con las emisiones de GEI en España

Según nuestra estimación, las emisiones de GEI de la producción agropecuaria en España representan aproximadamente 75 millones de toneladas de CO₂eq, sin incluir el secuestro de carbono, cuyo potencial de mitigación aproximado, según la estrategia 4 por 1000, sería de unos 24 millones de toneladas de CO₂eq. De este modo, según se muestra en la Figura 7, **las emisiones totales están dominadas por la ganadería, donde destacan los piensos importados**, seguidos del metano entérico y el manejo de estiércol. Además, una parte de la producción vegetal y sus emisiones asociadas está destinada a la producción local de piensos. Por otro lado, la magnitud total de las emisiones asociadas a la producción vegetal y a los pastizales (insumos, N₂O y CH₄ del suelo) es similar al potencial de mitigación del secuestro de carbono. **El N₂O juega un papel relativamente menor en las emisiones de la producción vegetal, siendo mayores las emisiones debidas a la producción de insumos** (Figura 6).

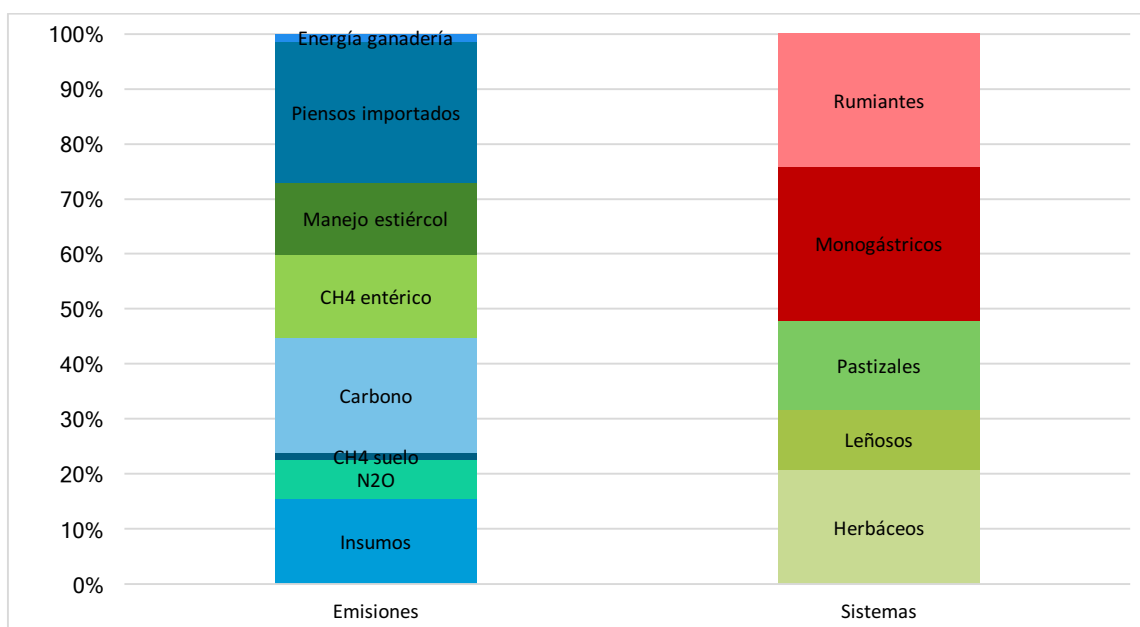


Figura 6. Distribución de las emisiones de GEI en España, en función del tipo de emisión y del tipo de sistema productivo.

Cuando se comparan los niveles de emisión de los distintos tipos de emisiones con el número de artículos dedicados a cada uno de ellos (Figura 7A), se puede apreciar la disparidad existente, principalmente entre **las categorías relacionadas con la producción animal** (insumos ganaderos, CH₄ entérico y manejo del estiércol), que **representan la mayor parte de las emisiones, pero una fracción muy pequeña de los artículos publicados**, y las relacionadas con la producción vegetal, donde se da la situación inversa. Este desequilibrio se ve reflejado en el número de artículos publicados por millón de toneladas emitida (Figura 7B).

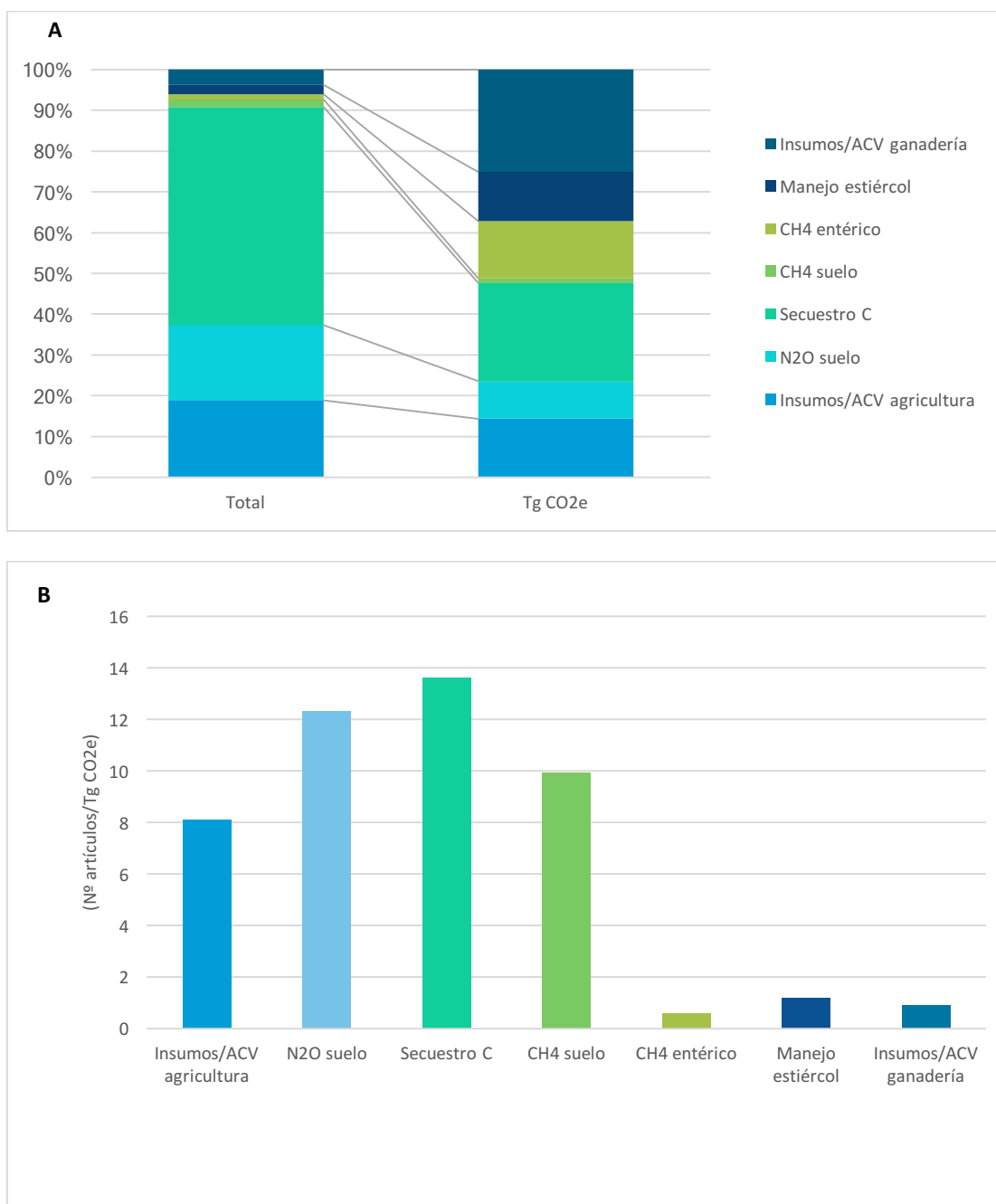


Figura 7. Comparación de las emisiones de GEI en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de emisión.

El análisis por tipo de producción (Figura 8) confirma lo mostrado en la Figura 8: la dominancia de la producción vegetal en el número de publicaciones, a pesar de que representa una parte relativamente pequeña de las emisiones (Figura 8A). De este modo, **apenas se ha publicado un artículo sobre rumiantes o sobre monogástricos por millón de toneladas de CO₂eq emitida en estos sistemas, frente a 5 en pastizales (que también están por debajo de la media), 18 en herbáceos y 27 en leñosos (Figura 8B).**

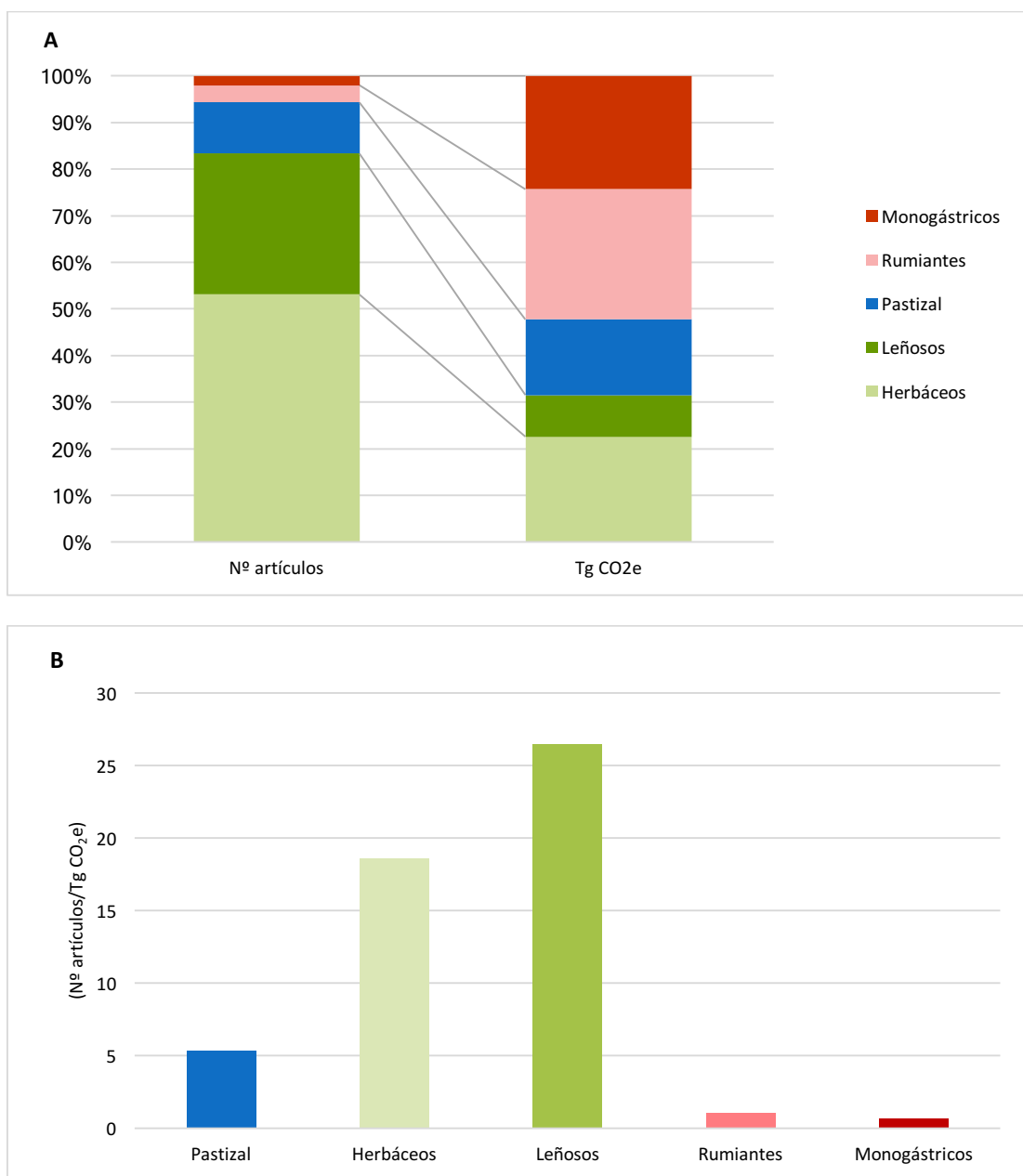


Figura 8. Comparación de las emisiones de GEI en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de producción

3.4 Prácticas de mitigación

Tabla 4. Eficacia de la mitigación de GEI, costes y beneficios, y efectos colaterales de las prácticas agronómicas en los sistemas de cultivo mediterráneos. Fuente: Sanz-Cobeña et al. (2017).

Grupos de medidas	Medida de mitigación	GEI mitigados	% de mitigación	Coste potencial (2)	Beneficio potencial (2)	Posibles efectos secundarios positivos y negativos					Compatibilidad con manejo ecológico
						Mitigación de GEI fuera de la finca	Aumento de GEI fuera de la finca	Otros contaminantes en la finca		Cambio en el rendimiento	
Contaminantes reducidos	Contaminantes incrementados										
Medidas agronómicas (1)											
Fertilización óptima	Ajustar la fertilización con N a las necesidades del cultivo	N ₂ O	30-50	**	*****	N ₂ O indirecto		NO ₃ ⁻ , NH ₃		Sin efecto	Sí, con limitaciones
	Fertirrigación	N ₂ O	30-50	***	****	N ₂ O indirecto		NO ₃ ⁻		Incremento	Sí, con limitaciones
	Sustituir los fertilizantes sintéticos por estiércol	N ₂ O	20-50	**	****	N ₂ O indirecto, CO ₂	CH ₄	P, NO _x , secuestro de C	NH ₃ , metales pesados	Sin efecto	Sí
Estiércoles sólidos y líquidos	Inyección de estiércol	Secuestro de C	0-10	****	**	N ₂ O indirecto		NH ₃	NO ₃ ⁻ , CH ₄	Disminución	Sí
	Incorporación inmediata de estiércol tras la aplicación	Secuestro de C/ N ₂ O	0-10	**	**	N ₂ O indirecto		NH ₃	NO ₃ ⁻ , CH ₄	Incremento	Sí
Inhibidores	Uso de inhibidores de la nitrificación y la ureasa	N ₂ O	30-50	****	***	N ₂ O indirecto	CO ₂ ^C	NO, NO ₃ ⁻ , NH ₃	NH ₃	Incremento ^a	No
Rotaciones de cultivos y cultivos de cobertura	Cultivos de cobertura	Secuestro de C	0-10	**	***	CO ₂ ^C / N ₂ O indirecto		NH ₃ , NO ₃ ⁻ , P		Variable	Sí
	Rotaciones de cultivos	Secuestro de C	-	*	***	CO ₂ ^C		-	-	Incremento	Sí
Irrigación	Tecnología de riego mejorada	N ₂ O/ CH ₄	50-70	**	***	N ₂ O indirecto		NO ₃ ⁻	NO, CH ₄ ^b	Incremento	Sí
Laboreo del suelo	Bajo/ No laboreo	Secuestro de C	-	**	***	CO ₂ ^C		NO ₃ ⁻ , NH ₃	N ₂ O	Incremento	Sí, con limitaciones

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Residuos de cultivos y subproductos de la agroindustria	Residuo de cosecha como acolchado	Secuestro de C	50-70	*	**	CO ₂ ^c		NH ₃		Incremento a largo plazo	Sí
	Incorporación del residuo de cosecha	Secuestro de C	50-70	*	*	CO ₂ ^c		NH ₃	CH ₄ ^d	Incremento a largo plazo	Sí
	Uso de subproductos	Secuestro de C	50-70	*	**	CO ₂ ^c		NH ₃		Incremento a largo plazo	Sí, con limitaciones
Lodos compostados	Aplicación de lodos compostados	Secuestro de C	-	***	***	CO ₂ ^c		Metales pesados	CO ₂ , NO		No (pero potencialmente posible)
Biocarbón	Uso de bicarbón	Secuestro de C/ N ₂ O	0-50	***	***	N ₂ O indirecto/ CO ₂	CO ₂ ^c	NO ₃ ⁻ , metales pesados		Variable	Sí i
Medidas estructurales (1)											
	Reducción del desperdicio alimentario	Secuestro de C/ N ₂ O	-		***	GEI indirectos		NO ₃ ⁻ , NH ₃ , NO _x		No aplicable	Sí
	Reducción del consumo de proteína animal	Secuestro de C/ N ₂ O	20-30		***	GEI indirectos		NO ₃ ⁻ , NH ₃ , NO _x		No aplicable	Sí
	Volver a vincular las áreas de cultivo y ganadería	Secuestro de C/ N ₂ O	Variable			GEI indirectos		NO ₃ ⁻ , NH ₃		Variable	Sí

(1) Agronómico (implementación técnica existente o nueva) o estructural (cambio en el comportamiento social o en la organización agronómica)

(2) Costes y beneficios: de 1 (muy bajo) a 5 (muy alto), según el juicio de experto y la literatura existente

a 3, 4-dimetil pirazol fosfato (DMPP) parece no afectar el rendimiento, pero la dicianidamida (DCD) puede proporcionar un ligero aumento de rendimiento (5-10%).

b Se favorece la oxidación de CH₄

c CO₂ debido al consumo / transporte de energía.

d Emisiones en suelos de arrozales debido a la adición de paja

Tabla 5. Limitaciones al cambio de práctica de manejo. Fuente: Modificado a partir de Sanz-Cobeña et al., 2017.

Medidas agronómicas	En general	Limitaciones			
		Técnicas	Económicas	Sociales	Medioambientales
Ajustar la fertilización con N a las necesidades del cultivo	Bajo	Necesidad de un análisis de suelo para ajuste de dosis. Necesidad de conocer los requisitos del cultivo ajustados. Necesidad de conocer la composición de los fertilizantes orgánicos y su dinámica en el suelo.	Aumento potencial del costo de mano de obra y análisis del suelo.	Percepción de disminución de la productividad	
Sustituir los fertilizantes sintéticos por estiércol	Medio	Necesidad de conocer los requisitos del cultivo ajustados. Necesidad del equipo adecuado para la incorporación de estiércoles.	Costes de transporte y aplicación. Nuevo equipamiento.	Restricciones legales (Directiva de Nitratos UE 91/676/EEC). Malos olores Solo aplicable a áreas con sistemas agrícolas mixtos. Percepción de disminución de la productividad	Contaminación potencial y problemas de salud.
Fertirrigación y tecnología de riego mejorada	Alto	Nuevas infraestructuras asociadas a la conversión. Dificultades en el mantenimiento (fertirrigación). Limitada disponibilidad de fertilizantes orgánicos adecuados	Coste de la inversión inicial alto.	No para todos los cultivos	Acumulación potencial de los metales pesados en cultivos.
Inhibidores de la nitrificación y la ureasa	Alto		Aumento del coste de fertilización.	No muy extendido entre los agricultores vecinos	
Biocarbón	Bajo	Falta de experimentos en condiciones locales	Producto caro (2\$ por kilo)	Falta de conocimiento sobre cómo producirlo en el sitio. Falta de regulaciones	

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Lodos compostados	Alto	Acceso/ disponibilidad a/ de los materiales	Transporte y gestión	Conocimiento específico requerido para ajustar las tasas a los requisitos de cultivo y los objetivos de contaminación Restricciones legales (Directiva 86/278/EEC, Directiva de vertederos 99/31/EC) Malos olores e imagen negativa en algunas áreas	Problemas de contaminación, problemas sanitarios (antibióticos) y aumenta la salinidad del suelo.
Residuos de la cosecha y subproductos de la agroindustria	Medio	Acceso/ disponibilidad a/ de los materiales	Coste de la inversión inicial (maquinaria). Pérdida de ingresos por venta de paja.	Requerimiento de conocimiento específico (compost) Regulación de tarifas Tradiciones fuertes que evitan el uso de subproductos (otros usos)	Riesgo de incendio (de los residuos) Problemas sanitarios (Subproductos)
Bajo/ No laboreo	Bajo	Posibilidad de malezas y problemas de compactación. Limitaciones en ecológico porque no se usan herbicidas.	Inversión inicial, pérdida de ingresos a corto plazo, coste de la maquinaria. Necesidad de herbicida.	Entrenamiento y asesoría. Fuertes tradiciones de los agricultores convencionales. Reticencia de los técnicos de ventas	Contaminación potencial (herbicidas)
Cultivos de cobertura	Bajo	Altos requisitos de planificación. Limitaciones con escasez de agua (competencia de agua o nutrientes)	Coste adicional de siembra y sacrificio asociado con el cultivo de cobertura	Falta de capacitación. Fuertes tradiciones de los agricultores convencionales.	
Rotaciones de cultivos	Bajo	Altos requisitos de planificación y asesoramiento.	Pérdida de oportunidades de mercado.	Falta de pruebas en la selección de especies de cultivos y secuencias o control de malezas	

3.5 Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

La revisión realizada muestra que se ha publicado una gran cantidad de artículos sobre emisiones de GEI en producciones agropecuarias mediterráneas, con casi 800 estudios. Sin embargo, el **análisis bibliométrico permite constatar importantes lagunas en la información en determinados tipos de emisión, de manejo y de sistema productivo.**

El 16% de los estudios revisados aborda el manejo ecológico, y solo el 2% lo estudia de manera exclusiva. La proporción de estudios que incluye manejo ecológico ha disminuido en los últimos años.

Existe una **fuerte concentración geográfica de los estudios publicados, con un 42% de ellos realizado en España** y tres cuartas partes entre España, Italia y EEUU. A su vez, el 42% de los estudios en España está realizado en Andalucía, que cuenta además con el 55% de los estudios españoles con manejo ecológico.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado del balance de GEI, seguido del N₂O del suelo y la huella total de carbono. **Las emisiones de la ganadería han sido estudiadas en un número mucho menor de artículos que las de los cultivos.**

El manejo ecológico se ha estudiado de manera desigual en los distintos cultivos y especies animales. Destaca la relativa **escasez de estudios con manejo ecológico sobre cereales de invierno, arroz, forrajes y pastizales, y la ausencia de estudios en monogástricos.**

La comparación del número de artículos con la cantidad de emisiones de cada categoría productiva y tipo de emisión revela desequilibrios muy fuertes entre la atención científica recibida y el volumen que representan las emisiones. En particular, **el número de artículos por teragramo de CO₂eq en la producción vegetal es diez veces mayor que en la producción animal.**

Principales resultados

Las emisiones totales asociadas a la producción agropecuaria en España están dominadas por la ganadería, donde destacan los piensos importados. El N₂O juega un papel relativamente menor en las emisiones de la producción vegetal, siendo mayores las emisiones debidas a la **producción de insumos.** El secuestro de carbono puede compensar gran parte de las emisiones de la agricultura.

Existe un **amplio rango de prácticas de mitigación** de GEI disponibles en la agricultura mediterránea, aunque su aplicación siempre conlleva **efectos secundarios**, tanto positivos como negativos, que tienen que tenerse en cuenta en cada situación específica. La mayoría de prácticas de mitigación disponibles son **aplicables en agricultura ecológica.**

4. EMISIONES DE N₂O DEL SUELO



4.1 Introducción

Las emisiones antropogénicas de N_2O representan aproximadamente el 6% del forzamiento radiativo antropogénico (Kroeze et al., 1999) y el 44% de las emisiones totales de N_2O (Barton and Atwater, 2002). Las emisiones agrícolas de N_2O son un coproducto no deseado de las transformaciones que sufre el nitrógeno reactivo (N_r) a lo largo de la “cascada del nitrógeno” (Galloway et al., 1998, 2003), que representa los impactos del N_r antropogénico sobre el ciclo del N, a medida que el átomo de N_r se mueve entre los distintos compartimentos del sistema Tierra (atmósfera, hidrosfera y biosfera). Un solo átomo de N_r puede experimentar múltiples transformaciones, en una secuencia que amplifica las consecuencias ambientales de la fijación antropogénica de N (Erisman et al., 2013), hasta que acaba volviendo a su forma atmosférica no reactiva, el N_2 (Figura 1).

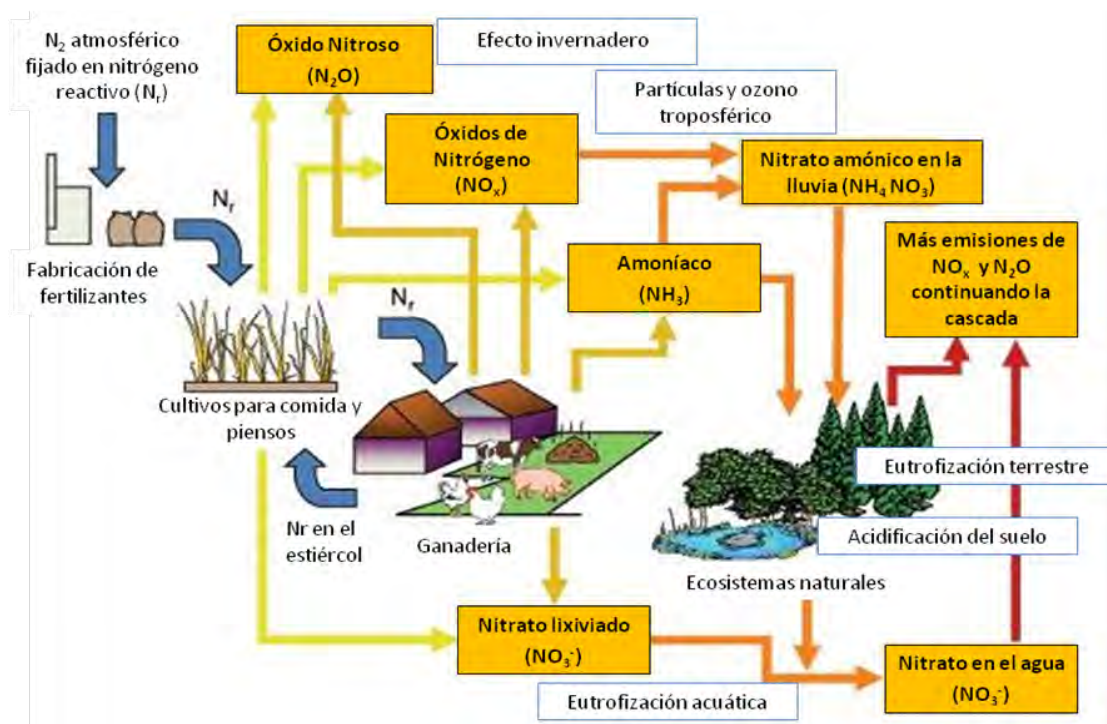


Figura 1. Representación simplificada de la cascada del nitrógeno. Fuente: EEA, 2012

La mayoría del N_r antropogénico inicia la cascada con la síntesis de amoníaco en la producción de fertilizantes. Parte de este N es absorbido por las plantas, pero otra escapa del sistema como emisiones directas de N_2O y óxidos de N (NO , NO_2), como amoníaco volatilizado (NH_3), o nitrato lixiviado (NO_3^-). Estos compuestos son transportados por el aire y agua y finalmente transformados, generando más emisiones. Al mismo tiempo, el N de la proteína vegetal es consumido por el ganado, cuya excreción y posterior aplicación del estiércol libera más N_r al medio, incluyendo emisiones directas e indirectas de N_2O (Sutton et al., 2013). Un importante factor en la cascada global del N es el comercio de alimentos y piensos por el mundo, que da lugar a grandes desequilibrios en la distribución global del N_r y sus efectos (Billen et al., 2013; 2015, Lassaletta et al., 2014a, 2014b, 2016, Oita et al., 2016).

En la década de 1920, Fritz Haberl y Carl Bosch desarrollaron un método relativamente eficiente de fijación de N_2 atmosférico, el **proceso Haberl-Bosch**, iniciando un crecimiento exponencial de la fijación antropogénica de N, desde 15 Tg N por año que fijaban los cultivos de leguminosas en 1860 (Galloway et al., 2008) hasta 210 Tg N fijados en 2010 (Fowler et al., 2013); 120 Tg N por año, se crean por el proceso Haberl-Bosch, mientras que el resto, por los cultivos de leguminosas y los pastizales (Herridge et al., 2008).

Cuantificación de emisiones de N_2O en la agricultura

El N_2O suele ser el componente dominante en los balances de emisiones de GEI en sistemas de cultivo, representando cerca de la mitad del PCM (Snyder et al., 2009, Robertson et al., 2000). Gran parte de la incertidumbre en la cuantificación de la huella de C de la producción agraria se debe a la variabilidad en las emisiones de N_2O (Del Grosso et al., 2014). **La mayor parte de las emisiones de N_2O son resultado de las transformaciones de los fertilizantes nitrogenados aplicados al suelo (sintéticos y orgánicos)**. Se ha estimado que aproximadamente el 2% del N del estiércol y el 2.5% del N sintético se ha emitido como N_2O desde 1860 (Davidson, 2009). Una fracción de estas emisiones (en torno al 1% del N aplicado en promedio) se debe a la transformación directa de este N en el suelo, y se denomina “**emisiones directas**”, mientras que el resto son emisiones indirectas a partir de otros compuestos nitrogenados y de las transformaciones posteriores de la biomasa producida. El N_2O también se genera a partir de la mineralización de la propia materia orgánica del suelo.

Las emisiones de N_2O de los suelos agrícolas son principalmente resultado de los procesos de nitrificación y desnitrificación llevados a cabo por los microorganismos del suelo (Firestone et al., 1980, Firestone and Davidson, 1989). La nitrificación ocurre en condiciones aerobias (con oxígeno), mientras que la desnitrificación requiere condiciones anaerobias (en ausencia de oxígeno) totales o parciales, algo que ocurre cuando el suelo está muy húmedo o encharcado. Parte del N_2O generado en el suelo puede ser consumido por los microorganismos, y de hecho el suelo puede llegar a ser un sumidero de N_2O , cuando el consumo es mayor que la producción (Chapuis-Lardy et al., 2007).

Factores que intervienen en la emisión de N_2O

La **temperatura** condiciona de manera directa la actividad microbiana, y consecuentemente también las emisiones de N_2O . Habitualmente el factor de emisión de N_2O se incrementa con la temperatura, interactuando con la humedad del suelo (Flechard et al., 2007).

La **humedad del suelo** (medida como el porcentaje de poros rellenos de agua, WFPS, por sus siglas en inglés) determina la aireación del suelo, y por lo tanto su potencial redox, y al mismo tiempo limita la actividad y supervivencia microbianas. La nitrificación domina en el rango 20%-60% WFPS, y la desnitrificación en el 50%-100%, volviéndose más eficiente a partir del 70% (Vilain et al., 2010), Esta mayor eficiencia en suelos muy saturados de agua significa que el NO_3^- se reduce completamente hasta N_2 , y por tanto se reducen emisiones de N_2O . Los **ciclos de mojado-secado** promueven fuertes picos de N_2O cuando el suelo seco se moja por la lluvia o el riego (Dick et al., 2001). La compactación del suelo puede multiplicar las emisiones de N_2O por 20 en una situación de mojado después de un periodo seco (Beare et al., 2009).

Las emisiones de N_2O responden de manera no lineal a la **tasa de N aplicado**, de manera que el factor de emisión se suele incrementar con la dosis de N, al contrario del valor fijo que asumen metodologías como la del IPCC (Hoben et al., 2011, Shcherbak et al., 2014, Philibert et al., 2012a, Gerber et al., 2016). Además, muchos autores reivindican la **expresión de las emisiones de N_2O con relación al producto cosechado**, en lugar del N aplicado (e.g. Van-Groenigen et al., 2010, Sanz-Cobena et al., 2012, Skinner et al., 2014, Plaza-Bonilla et al., 2014).

El **tipo de fertilizante** también influye sobre las emisiones de N_2O , a pesar de que el IPCC (2006) no hace distinción. Las diferencias, sin embargo, podrían darse incluso entre tipos de fertilizante sintético (Gagnon et al., 2011) o de residuo de cosecha (Novoa and Tejeda, 2006). Además, aditivos como los inhibidores de la nitrificación o de la ureasa pueden afectar también a las emisiones de N_2O .

Otros factores que afectan a las emisiones de N_2O del suelo son el pH, textura, salinidad y la limitación de nutrientes distintos al N. El **pH** afecta a la nitrificación y a la ratio N_2O/N_2 . La **textura** afecta a la retención de agua y a la aireación, con texturas más finas promoviendo las emisiones de N_2O (Del Grosso et al., 2006), aunque hay resultados contradictorios (Stehfest and Bouwman, 2006, Novoa and Tejeda, 2006). La **salinidad** inhibe la nitrificación y la desnitrificación e incrementa el ratio N_2O/N_2 . La **limitación de nutrientes distintos al N** limita la absorción de N por las plantas, y por tanto aumenta la concentración de N en el suelo y las emisiones de N_2O (Dalal et al., 2003).

Ejemplos de **prácticas de manejo** que pueden afectar a la emisión de N_2O son los plaguicidas, el laboreo, el riego y los acolchados. Los **pesticidas** pueden afectar al metabolismo microbiano, con efectos muy variables sobre las emisiones de N_2O en función de las condiciones edafoclimáticas (Tenuta et al., 1996, Kinney, 2005, Spokas et al., 2006). El efecto del **laboreo** también podría variar ampliamente en función de las condiciones, pudiendo incrementar o reducir las emisiones de N_2O (Antle and Ogle, 2012). El **riego** tiene un efecto muy claro por su influencia en la humedad del suelo. Generalmente promueve las emisiones, aunque de forma variable en función de la tecnología de riego usada (Kennedy et al., 2013). Los sistemas de riego de bajo uso de agua podrían estar asociados a menores emisiones (Liu et al., 2011), por ejemplo, al comparar goteo con surcos (Wang et al., 2016, Zhang et al., 2016).

Se considera que las **excretas de los animales en pastoreo** están asociadas a un mayor factor de emisión (2%) que los fertilizantes nitrogenados sintéticos o estiércoles aplicados a los cultivos (1%) (IPCC, 2006), pero algunos estudios indican que su efecto sobre las emisiones de N_2O a escala de agroecosistema podría ser muy bajo en ciertas condiciones, como las estepas frías semi-áridas (Wolf et al., 2010).

Las **emisiones indirectas de N_2O** se producen fuera de finca a partir de los compuestos de N que salen de ella por volatilización o lixiviación. Tienen lugar en cuerpos de agua y suelos de ecosistemas naturales y manejados (Garnier et al., 2009, Vilain et al., 2012). En los agroecosistemas son parte de las “emisiones de fondo” de N_2O .

4.2 Análisis bibliométrico de los estudios bajo clima mediterráneo

Un 43% de las 257 publicaciones sobre las emisiones de óxido nitroso (N₂O) por parte de la producción agraria del área mediterránea corresponden a estudios que realizan mediciones en campo, mientras que otro 43% realiza estimaciones empleando el factor Tier 1 del IPCC, y un 9% son estudios en los que se estiman las emisiones con enfoque Tier 2, es decir, aplicando modelos o factores de emisión específicos (categoría “Modelizado”, Figura 1). **Un 18% del total de estudios con estimaciones de N₂O incluyen algún tratamiento con manejo ecológico. Sin embargo, este porcentaje baja al 10% de los estudios con mediciones en campo**, que son los que aportan información que permita identificar el efecto que produce el manejo ecológico sobre las emisiones de N₂O en estas condiciones. Por tanto, existe una **importante carencia de conocimiento respecto a la emisión de N₂O en la agricultura ecológica mediterránea**.

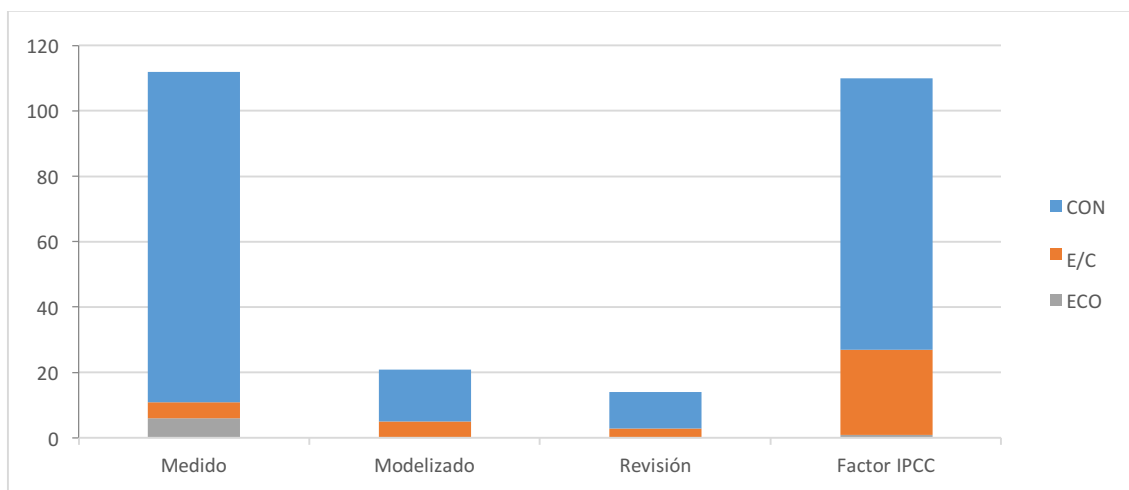


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

Cuando sólo se consideran los trabajos que incluyen mediciones de N₂O, España se sitúa en primer lugar, con 41 trabajos, seguido de Estados Unidos con 37 trabajos (Figura 2). Sin embargo, como ya se vio, el número de trabajos que abordan mediciones de N₂O de las producciones ecológicas es muy reducido (Figura 3), con solo uno en España, y la gran mayoría situados en EEUU.

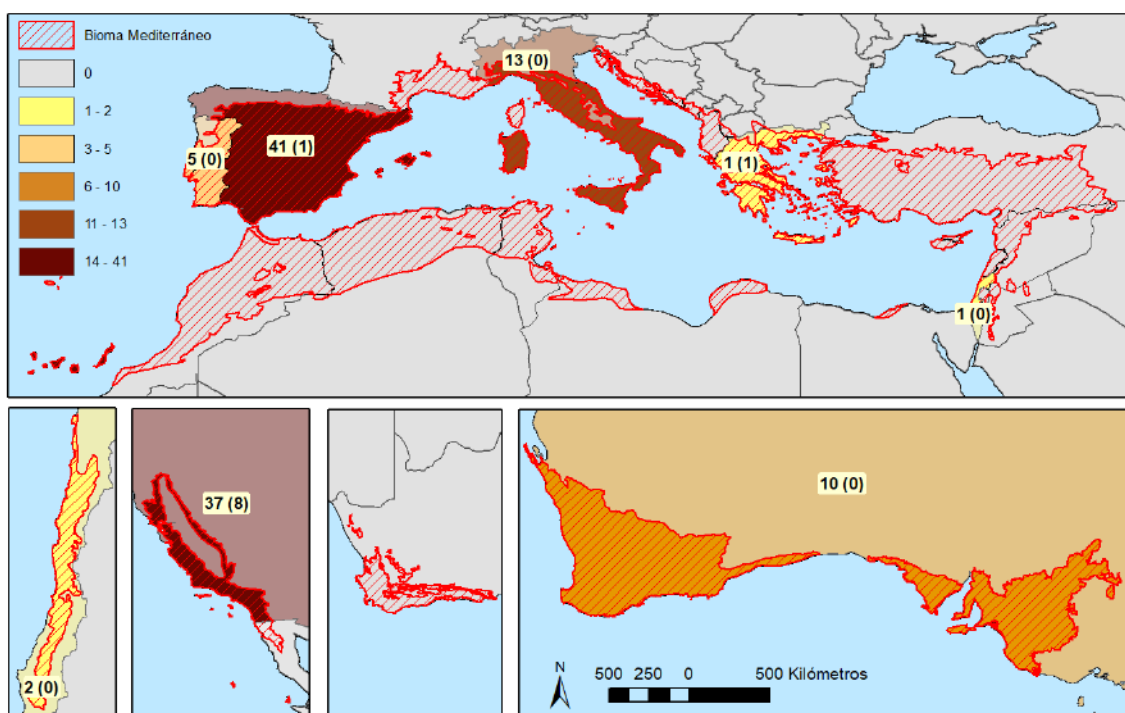


Figura 3. Número de artículos que miden emisiones de N_2O del suelo bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En España la mayor concentración de artículos se encuentra en la comunidad de Madrid (Figura 4), y la comunidad en la que se ha realizado el único estudio con mediciones en ecológico ha sido Murcia.

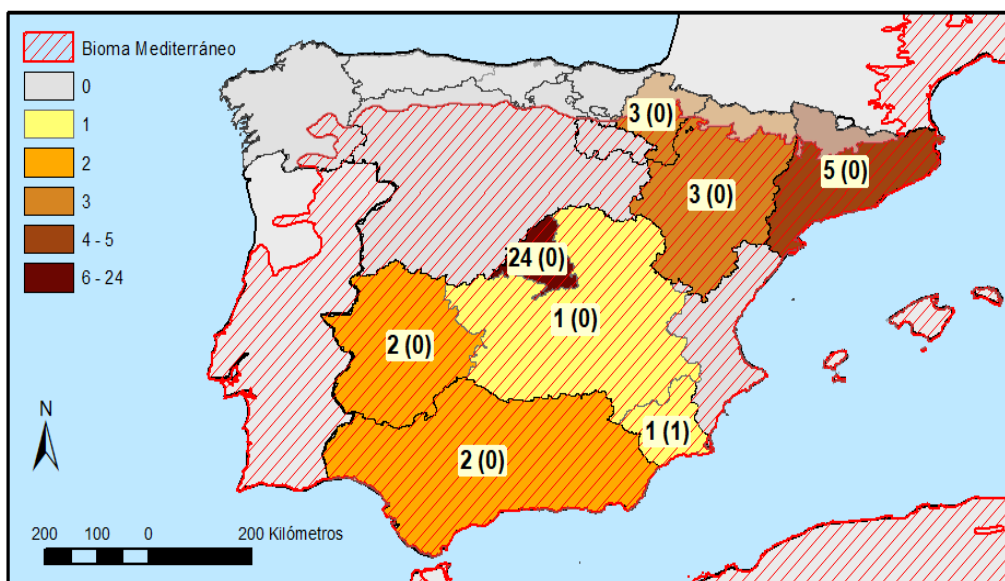


Figura 4. Número de artículos que miden emisiones de N_2O del suelo bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La mayoría de los trabajos que abordan mediciones de N₂O de las producciones agrarias se refiere a cultivos herbáceos, que suponen el 68% (Figura 5). **Los cultivos leñosos sólo suponen un 13% de los estudios, y sólo uno de éstos analiza un cultivo ecológico.** Los pastos y superficie forestal se estudian en el 17% de los trabajos.

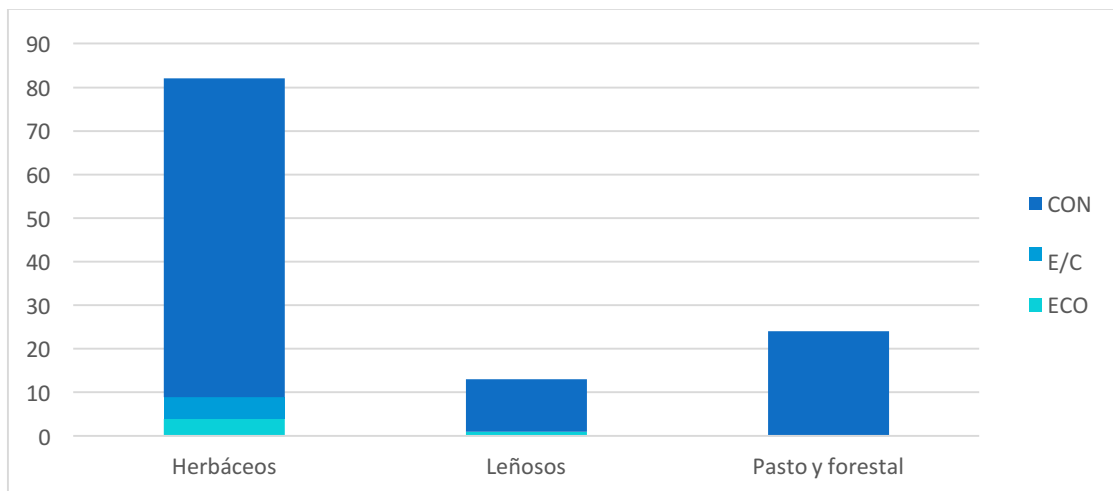


Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones en campo sobre emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El análisis por tipo de cultivo de los estudios de campo (Figura 6) muestra grandes diferencias en el número de estudios, así como en el porcentaje de éstos que incluyen manejo ecológico. Mientras que existen más de 30 estudios de campo de cereales, **no hay ningún estudio en las categorías de frutales y cítricos.** El manejo ecológico solo se ha estudiado en cereales, hortícolas y olivar, no existiendo ningún estudio en el resto de categorías estudiadas.

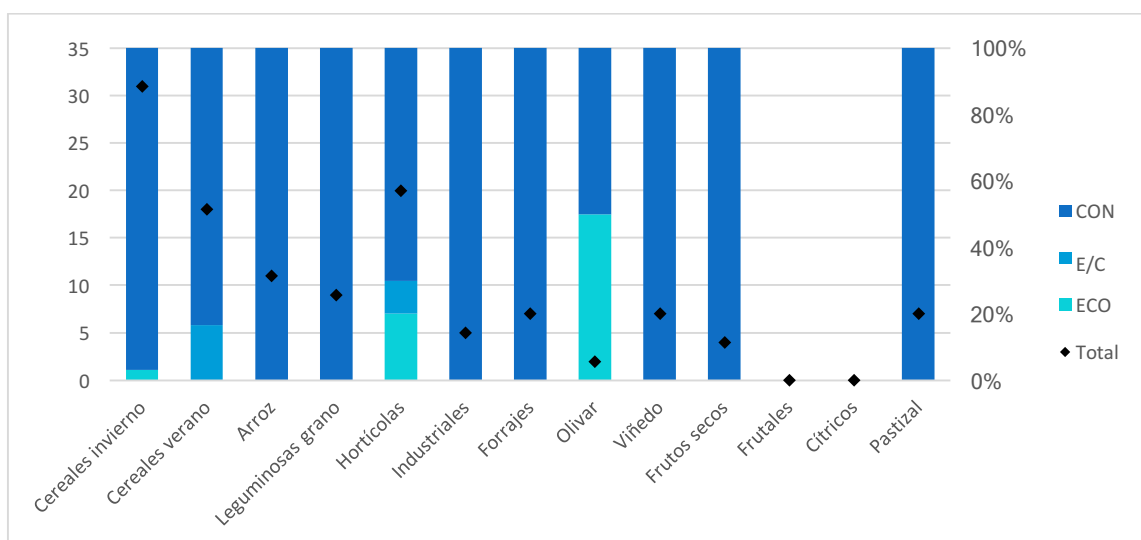


Figura 6. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de N₂O del suelo de cultivos y pastizales, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Cuando se compara el número de artículos publicados con las emisiones estimadas de N₂O en España (Figura 7) se observan **importantes desequilibrios entre algunos tipos de cultivo que han sido muy estudiados**, pero representan una parte muy pequeña de las emisiones, como los hortícolas, las leguminosas grano o el arroz, **y otros que han sido muy poco estudiados a pesar de representar una gran parte de las emisiones estimadas**, entre los que destacan los pastizales, el olivar y los cultivos forrajeros (Figura 7A). Estos desequilibrios hacen que el número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido vaya desde 0 artículos en el caso de frutales y cítricos, hasta 3 artículos en olivar y pastizales, 10 en el conjunto de cultivos leñosos, 21 en el conjunto de herbáceos, o más de 50 en hortícolas, leguminosas grano o arroz. Estos resultados muestran claramente la necesidad de reforzar la investigación sobre emisiones de N₂O en cultivos leñosos y en pastizales.

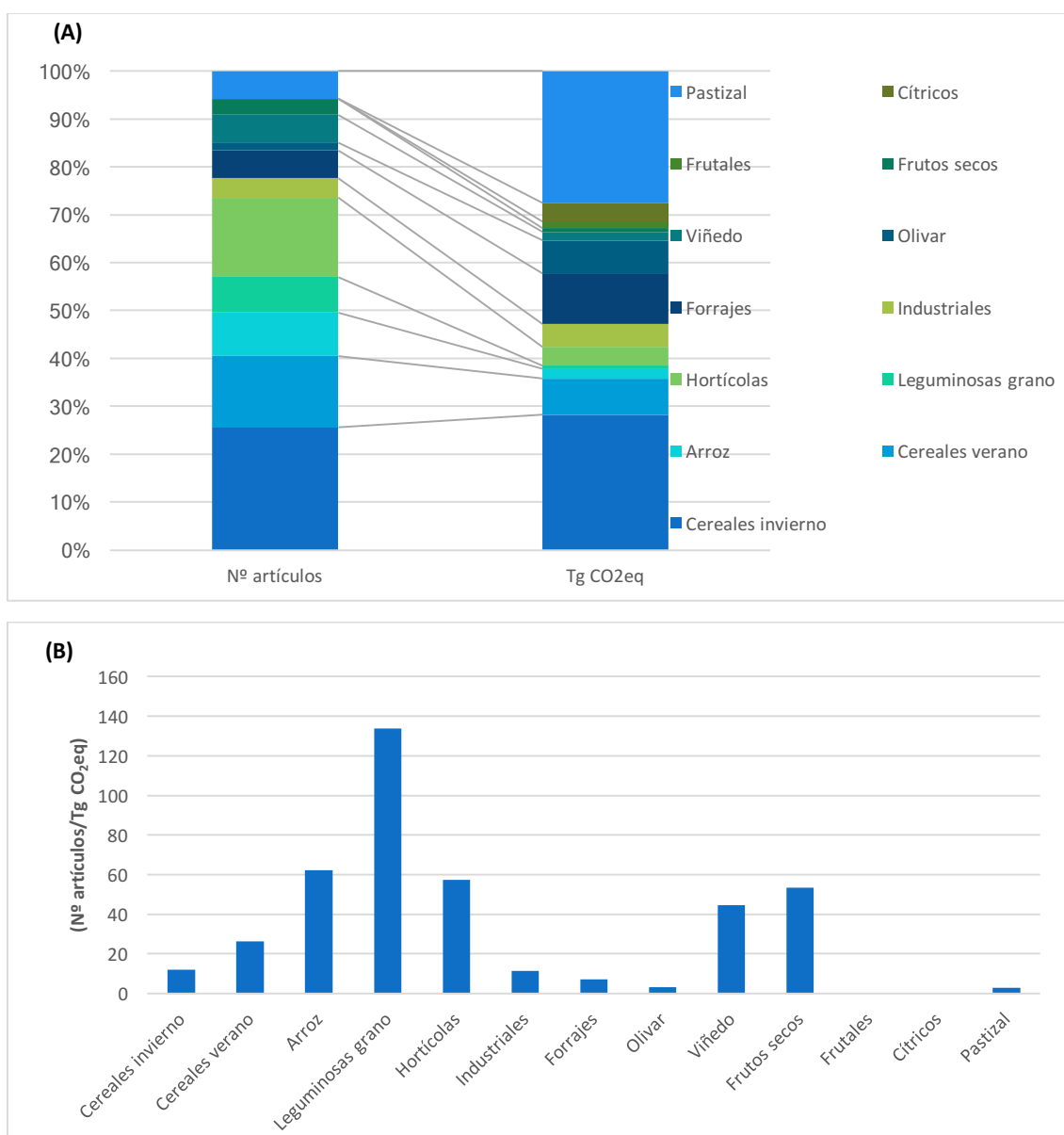


Figura 7. Comparación de las emisiones de N₂O en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de sistema.

4.3 Emisiones de N₂O en suelos agrícolas mediterráneos

Hasta la fecha se han publicado dos revisiones centradas en la emisión de N₂O en la agricultura mediterránea. El trabajo de Aguilera et al. (2013a) fue el primero en analizar de manera sistemática estas emisiones, concluyendo que las condiciones agroclimáticas mediterráneas condicionan en gran medida los procesos responsables de estas emisiones, dando lugar a patrones de emisión marcadamente distintos a los observados en regiones templadas, donde se han realizado la mayor parte de los estudios. En particular, bajo condiciones de secano y de riego por goteo se observaron niveles de emisión significativamente más bajos que el factor de emisión por defecto del 1% del IPCC (2006).

En 2017 se publicó una nueva revisión cuantitativa (Cayuela et al., 2017), centrada en los factores de emisión de N₂O bajo clima mediterráneo. En este metanálisis se incluyeron los trabajos ya analizados en Aguilera et al. (2013), que se complementó con la gran cantidad de nuevos trabajos publicados desde 2013, además de datos no publicados, gracias a la participación de investigadores/as de casi todos los grupos de investigación mundiales sobre emisiones de N₂O en agricultura mediterránea. Este metaanálisis permitió distinguir tanto el efecto del tipo de riego, como del tipo de fertilizante o la influencia del régimen de precipitaciones y otros factores agroclimáticos.

En la Figura 8 se muestra el efecto del régimen hídrico sobre las emisiones de N₂O en ambientes mediterráneos, incluyendo dos situaciones en secano, con mayor o menor pluviometría, y distintos tipos de regadío. **Las emisiones en secano son mucho menores que en regadío, y en ambos casos son menores que el factor por defecto del IPCC**, lo que indica la necesidad de revisar la metodología de cálculo para estimar las emisiones de N₂O en condiciones mediterráneas.

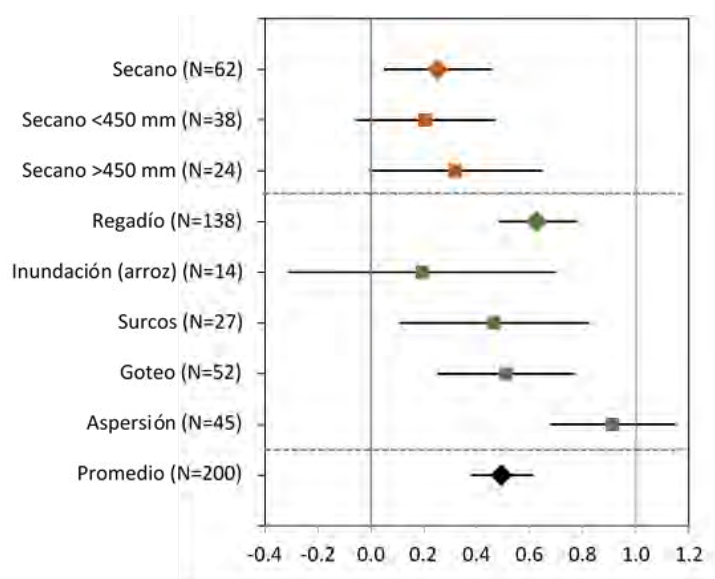


Figura 8. Metaanálisis del efecto del tipo de riego y el régimen de precipitaciones sobre los factores de emisión de N₂O en condiciones mediterráneas. El número de estudios primarios se muestra entre paréntesis. Fuente: Cayuela et al., 2017

En la Figura 9 se observa el efecto del fertilizante, en función del tipo (9A) y la dosis (9B). En la Figura 9A se puede observar que **las mayores emisiones están asociadas a los fertilizantes orgánicos líquidos**, es decir, **a los purines**. En este tipo de materiales existe mucho nitrógeno mineralizado, además de carbono disponible, y suele aplicarse en regadíos, todo lo cual favorece las emisiones por desnitrificación. En cambio, **los menores niveles de emisión se encuentran en los fertilizantes orgánicos sólidos**, que no son significativamente distintos de 0. Hay que señalar que estos factores están calculados con el N disponible para el cultivo, no con el N total aplicado, en cuyo caso el factor resultante sería aún menor (Aguilera et al., 2013a). Por tanto, la aplicación de enmiendas orgánicas podría contribuir a mitigar las emisiones de GEI en la agricultura mediterránea.

En la Figura 9B se observa que **a medida que se incrementa la dosis de fertilizante, también se incrementa el factor de emisión**, desde un 0,3% con dosis de N inferiores a 100 kg por hectárea, hasta un 0,8% con dosis de N superiores. Es decir, que al contrario de lo que sugiere la metodología del IPCC, que aplica un factor fijo del 1% para cualquier dosis de fertilizante, en la realidad este factor se incrementa con la dosis aplicada, algo que también se ha observado a nivel global.

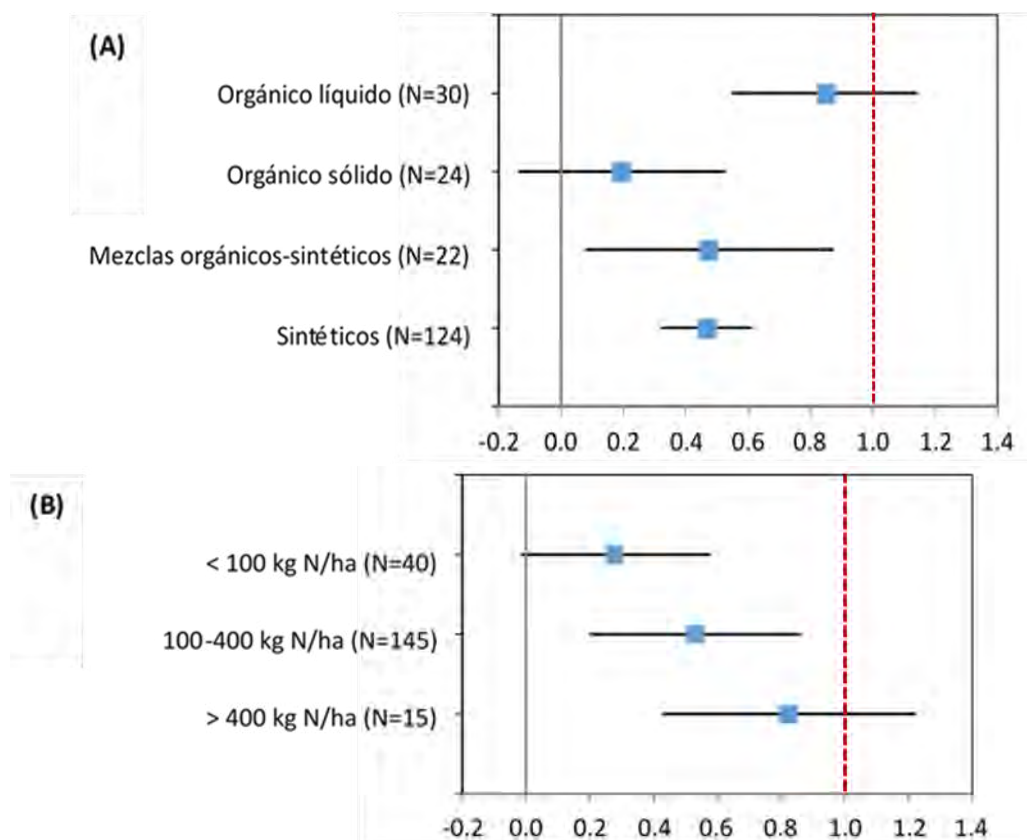


Figura 9. Metaanálisis del efecto del tipo (A) y la dosis (B) de fertilizante sobre el factor de emisión de N₂O en condiciones mediterráneas. Fuente: Cayuela et al., 2017

4.4 Carencias en la información sobre emisiones de N₂O

En la revisión de Aguilera et al. (2013a) también se identificaron una serie de lagunas de información en el ámbito de la investigación sobre emisiones de N₂O en condiciones mediterráneas:

- **Duración del experimento:** la mayoría de estudios publicados tienen duraciones de menos de un año (habitualmente limitadas al periodo de cultivo, excluyendo el periodo intercultivo), pese a que el indicador más habitual empleado en la estimación de las emisiones de N₂O, el “factor de emisión” se refiere a un año completo.
- **Emisiones de fondo:** son las emisiones en tratamientos no fertilizados, que se emplean para el cálculo del factor de emisión asociado a los fertilizantes. Estas emisiones de fondo representaron en promedio más de la mitad de las emisiones de los tratamientos fertilizados, pero apenas se cuantificaron en la mitad de los experimentos. Resulta necesaria, por tanto, la inclusión de tratamientos control sin fertilizar para la cuantificación de estas emisiones.
- **Factor de emisión escalado al producto:** para la evaluación del potencial de mitigación de las distintas prácticas de manejo, es recomendable la estimación de factores de emisión referidos no solo a la cantidad de fertilizante aplicada, sino a la cantidad de producto obtenida. Para ello es necesario que se cuantifique el rendimiento de los cultivos en los experimentos con mediciones de N₂O.
- **Sistemas de cultivo que requieren más investigación:** ver Apartado 4.3 de este capítulo.
- **Contabilidad completa de emisiones de GEI:** Las recomendaciones de manejo basadas únicamente en las emisiones directas pueden no cumplir los objetivos de reducción de GEI si se basan en técnicas que aumentan las emisiones en cualquier otro punto del ciclo de vida de los fertilizantes en cuestión. Hay una clara ausencia de comparaciones de las emisiones de GEI asociadas a la producción de fertilizantes sintéticos y orgánicos en sistemas de cultivo mediterráneos, así como sobre emisiones indirectas de N₂O. Es necesaria, por tanto, la integración de las mediciones de N₂O en el marco de análisis que cuantifiquen el resto de emisiones e impactos ambientales de las prácticas estudiadas (ver Capítulo 8).

4.5 Síntesis y conclusiones

Un 18% del total de estudios con estimaciones de N_2O , y **solo el 9% de los estudios con mediciones en campo de este gas, incluye algún tratamiento con manejo ecológico**. Por tanto, existe una **importante carencia de conocimiento respecto a la emisión de N_2O en la agricultura ecológica mediterránea**.

Los cultivos leñosos sólo suponen un 13% de los estudios con mediciones en campo de N_2O , y sólo uno de éstos analiza un cultivo ecológico. Mientras que existen más de 30 estudios de campo de cereales, **no hay ninguno en las categorías de frutales y de cítricos**. El manejo ecológico solo se ha estudiado en cereales, hortalizas y olivar, no existiendo ningún estudio en el resto de categorías estudiadas.

Se observan **importantes desequilibrios entre algunos tipos de cultivo que han sido muy estudiados**, pero representan una parte muy pequeña de las emisiones, como los hortalizas, las leguminosas grano o el arroz, **y otros que han sido muy poco estudiados a pesar de representar una gran parte de las emisiones estimadas**, entre los que destacan los pastizales, el olivar y los cultivos forrajeros.

Los datos revisados sugieren que los fertilizantes orgánicos y las técnicas de ahorro de agua podrían reducir las emisiones agrícolas de N_2O bajo condiciones climáticas mediterráneas.

Los dos metaanálisis disponibles sobre emisiones de N_2O en cultivos bajo clima mediterráneo indican **que las emisiones directas de N_2O tras la aplicación de fertilizantes orgánicos fueron inferiores a las asociadas a los fertilizantes sintéticos**. También se encontraron importantes diferencias en las emisiones de los fertilizantes orgánicos sólidos (estiércol y compost) y los líquidos (purines). Mientras que **el factor de emisión de las enmiendas orgánicas sólidas se redujo a la mitad frente a los fertilizantes sintéticos**, en el caso de los purines se duplicó. Una liberación más lenta del N mineral de los fertilizantes orgánicos sólidos podría prevenir altos niveles de N en el suelo, propensos a las pérdidas de N_2O .

Las emisiones en secano son menores que en regadío, y en ambos casos son menores que el factor de emisión del IPCC. A su vez, **el regadío por surcos y por goteo** (además del riego por inundación del arroz) **son sistemas con bajos niveles de emisión** de N_2O , mientras que el riego por aspersión presentó niveles de emisión más elevados. En secano, el factor de emisión se redujo a un tercio en comparación con el riego convencional y el factor Tier 1 del IPCC (2006), y fue más bajo en condiciones de mayor aridez.

Las emisiones indirectas de N_2O en clima mediterráneo no se han cuantificado de forma completa, pero la información sectorial sugiere una importante reducción de estas emisiones con fertilizantes orgánicos. Aguas arriba del sistema de cultivo, pueden lograrse reducciones sustanciales de la energía fósil y las emisiones de N_2O , dado que los fertilizantes orgánicos suelen emplear materiales de desecho que no han sido producidos específicamente para este propósito. Aguas abajo del sistema de cultivo, los datos en clima mediterráneo sugieren que los fertilizantes orgánicos podrían reducir las pérdidas de nitratos (NO_3^-) por lixiviación, lo que reduciría las emisiones indirectas de N_2O .

Las **medidas para mejorar la mitigación de N₂O con fertilizantes orgánicos** incluyen: (i) estrategias de **manejo del agua**, incluyendo secano y regadío por surcos y goteo; ii) reducción al mínimo de las emisiones de los barbechos y de los suelos desnudos, mediante la intensificación de la rotación de cultivos y el uso de **cultivos cubierta**; iii) mejora de la gestión de los residuos para reducir las emisiones indirectas, incluida la **separación de los residuos en el origen**, la cría de **ganado vinculada al territorio** y la producción de biogás; (iv) reducción de las pérdidas de N a través de su inmovilización con la aplicación de residuos leñosos y de alto C:N, con el fin de minimizar las emisiones durante el barbecho y los períodos de baja demanda de los cultivos.

También se han encontrado una serie de **lagunas de conocimiento** que deberían ser abordadas en futuras investigaciones de campo, relacionadas con la necesidad de incrementar la duración de los experimentos, contabilizar las emisiones de los tratamientos no fertilizados, estimar las emisiones escaladas al producto, y estudiar ciertos tipos de cultivos y manejos.

5. SECUESTRO DE CARBONO EN EL SUELO



5.1 Introducción

El término **materia orgánica del suelo (MOS)** se emplea hoy para denominar al producto orgánico no vivo procedente de la descomposición de tejidos animales, vegetales, microbianos y fúngicos. Debido a sus muchas funciones, la proporción de MOS se reconoce como indicador de fertilidad y calidad del suelo. La MOS afecta a la capacidad de almacenamiento de agua y mejora la estructura y la calidad biológica de los suelos (Carter, 2002, Diacono and Montemurro, 2010). Por otra parte, la MOS reduce la erosión, aumenta la biodiversidad y ayuda a la supresión de plagas (Akhtar and Malik, 2000, Ghorbani et al., 2008). La mayor resiliencia climática que esto confiere convierte a la MOS en una importante estrategia de adaptación (Lal, 2010).

El concepto de **carbono orgánico del suelo (COS)** se refiere al carbono contenido en la MOS, que se acepta generalmente que representa un 58% de su masa total (Mann, 1986). El COS a nivel global **contiene el doble de C que la atmósfera y el triple que la biomasa de los bosques**. El **carbono inorgánico del suelo (CIS)** es otro reservorio de C importante, conteniendo una cantidad similar a la de la atmósfera (Lal, 2004a). El **secuestro de C en el suelo** se produce cuando el COS se incrementa, de modo que se retira CO₂ de la atmósfera y se almacena el C en el suelo en forma de COS; éste ha sido identificado como el proceso agrícola con el mayor potencial de mitigación (IPCC, 2007a, Smith et al., 2008a).

Existen **limitaciones al potencial del secuestro de carbono como estrategia de mitigación**. Cuatro de ellas fueron indicadas por Powlson et al. (2011): i) La cantidad que puede almacenarse en el suelo es finita (Six et al., 2002); ii) el proceso es reversible, iii) puede incrementar la emisión de otros GEI, iv) existen usos alternativos de la biomasa que pueden reducir más las emisiones.

El acoplamiento entre el clima y el ciclo del carbono es un proceso fundamental de la dinámica climática (IPCC, 2007b), y es un proceso complejo con interacciones (o bucles de realimentación) negativas (tienden a estabilizar el sistema, mitigando el cambio) y positivas (aceleran el cambio). Las principales interacciones negativas son el estímulo de la absorción fotosintética (Curtis et al., 1998) y de la acumulación de C en el suelo (Jain et al., 2005), debidos a la alta concentración de CO₂ en la atmósfera. Sin embargo, esta **fertilización por CO₂** no se espera que revierta los impactos del cambio climático sobre la agricultura (Müller et al., 2015). Además, el aumento de CO₂ también provocará una reducción de la concentración de la mayoría de elementos minerales en el grano, con importantes repercusiones nutricionales (Broberg et al., 2017).

Los **suelos y el océano** son los principales sumideros de C en la Tierra, pero su tasa de absorción está disminuyendo (Raupach et al., 2014). El incremento de temperatura es la interacción positiva más importante, ya que la temperatura condiciona fuertemente la respiración del suelo, y por tanto la liberación del carbono que contiene (Davidson y Janssens, 2006, Smith et al., 2008b, Hopkins et al., 2012).

Factores que afectan al balance de carbono en los agroecosistemas

El contenido de COS es el resultado del balance entre los aportes de C al suelo, tanto internos como externos, **y las salidas**, que se dan por la respiración del suelo (o descomposición o mineralización de la materia orgánica) y por erosión (Figura 1). Estas entradas y salidas están

condicionadas por variables ambientales y de manejo. Las prácticas agrícolas alteran los suelos y el funcionamiento de los ecosistemas, lo que habitualmente disminuye las reservas de COS (LaI, 2004b), particularmente en sistemas intensivos de cultivo (Zinn et al., 2005). Por ejemplo, en España se ha estimado que los niveles de COS en las tierras cultivadas declinaron un 17% entre 1933 y 2008, en parte debido al cambio climático y en parte a los cambios en el manejo agrícola (Aguilera et al., 2018).

La dinámica del COS en agroecosistemas es muy compleja, y la identificación de mecanismos de estabilización es aún un tema muy controvertido.

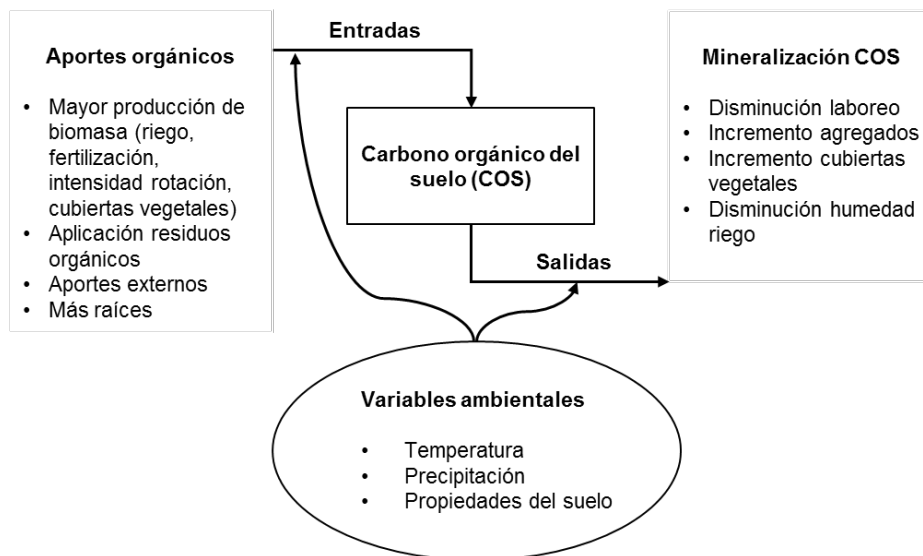


Figura 1. Representación simplificada de la dinámica del carbono en suelos agrícolas, y de las prácticas encaminadas a incrementar el COS. Elaboración propia basada en West and Six (2007)

Las **variables ambientales** que influyen en la dinámica del COS incluyen temperatura, precipitación y propiedades del suelo. La **temperatura** es un importante factor de la actividad microbiana, y por lo tanto de la respiración del COS. El efecto de la **precipitación** sobre el COS es principalmente indirecto, a través del aumento de la NPP, pero también tiene un efecto directo permitiendo la actividad biológica en el suelo, y por tanto la mineralización del COS (Zhang et al., 2013). El COS suele correlacionarse positivamente con la precipitación en ecosistemas naturales y manejados (Doblas-Miranda et al., 2013, Meersmans et al., 2012). A pesar de que los **tipos de suelo** son malos indicadores de las tasas de mineralización del carbono del suelo (Simfukwe et al., 2011), algunas propiedades del suelo afectan claramente a la dinámica de COS, particularmente la textura y el pH. Los suelos con **texturas** gruesas suelen asociarse a niveles de COS más bajos que los suelos de textura fina (Reijneveld et al., 2009). El **pH** bajo dificulta la mineralización de la materia orgánica en el suelo, lo que puede conducir a mayores contenidos de COS en suelos ácidos que en los neutros o básicos (Calvo de Anta et al., 2015).

Las **raíces** son una fuente muy importante de C para el suelo, debido a la alta cantidad de C que representan y a la alta proporción de su C que es retenida en el suelo (Puget y Drinkwater, 2001), particularmente de carbono refractario (Katterer et al. Al., 2011). Además, las raíces transfieren

grandes cantidades de C al suelo a través de rizodeposición (Johnson et al., 2006). El resultado de la combinación de estas variables es que la mayoría del C del suelo podría ser C de raíces (Rasse et al., 2005). El **crecimiento de las raíces se ve afectado por el manejo**: las raíces acumulan proporcionalmente más carbono en ambientes más pobres, como los suelos con menor disponibilidad de nutrientes debido a la fertilización orgánica en lugar de fertilización mineral (Chirinda et al., 2012, Campbell y de Jong, 2001).

Los **residuos de los cultivos** se han considerado "la cosecha más grande de la agricultura" (Smil, 1999). La retirada de residuos se ha asociado a una serie de efectos nocivos sobre la calidad del suelo, incluyendo propiedades físicas, químicas y biológicas (Blanco-Canqui y Lal, 2009). Restituir los residuos del cultivo al suelo puede evitar las pérdidas de COS asociadas a la extracción de residuos (Buysse et al., 2013). La **quema** de residuos generalmente se asocia a pérdidas de COS (p. Ej., Wang y Dalal, 2006), pero también podría no causar ningún efecto en el COS (Virto et al., 2007) o incluso promover el secuestro de C debido a la alta estabilidad del C que permanece (Knicker et al., 2012). El **tipo de residuos** de cosecha también influye en la estabilidad del carbono en el suelo. Los residuos de leguminosas, con una baja relación C:N y lignina:N, se han asociado con una conversión más eficiente de su biomasa a COS estable (Carranca et al., 2009). Asimismo, la inclusión de leguminosas en cubiertas vegetales se ha asociado con el aumento del secuestro de C (Conceicao et al., 2013).

Los **aportes orgánicos externos** como el estiércol y el compost se han demostrado eficaces para aumentar el contenido de carbono del suelo (Buysse et al., 2013) y el porcentaje de su carbono retenido en el suelo es típicamente mayor que el de los residuos de cultivos (Triberti et al., 2008, Bertora et al., 2009), aunque su efecto neto sobre el secuestro de carbono dependerá del destino alternativo del material (Powlson et al., 2011, Gattinger et al., 2012).

Los **fertilizantes inorgánicos**, en particular el N, promueven el crecimiento vegetal y, por lo tanto, los aportes de C al suelo serían potencialmente más altos. Por otra parte, disminuye en la mayoría de los casos la proporción de raíces respecto a la biomasa aérea (Poorter y Nagel, 2000, Wang y Taub, 2010). Su efecto neto sobre la dinámica del COS no está claro. Muchos autores han encontrado un mayor contenido de COS en parcelas fertilizadas que en parcelas no fertilizadas (por ejemplo, Blanco-Canqui y Schlegel, 2013, Lu et al., 2011), pero también un agotamiento del C del suelo después de la fertilización con N a largo plazo (Khan et al., 2007, Mulvaney et al., 2009).

También es importante tener en cuenta la **estequiometría** de elementos en la materia orgánica del suelo y en los aportes. La estequiometría de las fracciones estables de la materia orgánica del suelo es bastante estable. Esto implica que para acumular carbono, deben acumularse nutrientes también, y además parte de éstos permanecerán secuestrados en la MOS durante un largo período antes de estar disponibles para las plantas (Kirkby et al. 2013, 2014), retrasando el efecto positivo sobre la fertilidad del suelo.

El efecto neto de la **erosión** del suelo en el ciclo del carbono sigue siendo objeto de controversia. La erosión del suelo elimina preferentemente la capa superficial del suelo, que suele ser la que tiene el mayor contenido de C. Este suelo queda entonces expuesto al aire y por lo tanto es más vulnerable a la mineralización, haciendo que la erosión sea potencialmente una fuente

importante de emisiones de C (Lal, 2003). Sin embargo, una fracción del suelo movilizado, y su C, queda enterrada en suelos coluviales y sedimentos en cuerpos de agua, y se puede almacenar allí durante mucho tiempo (Stallard, 1998, Wang et al., 2014). Por lo tanto, el efecto neto de la erosión puede variar desde una fuente neta hasta un sumidero neto de C, pudiendo oscilar entre -3,4 y 1,1 Pg C/año (Bilings et al., 2010), aunque las estimaciones basadas en isótopos sugieren que la magnitud general podría ser mucho menor: un sumidero neto de 0,06-0,27 Pg C/año (Van Oost et al., 2007). Cualquiera que sea su efecto directo sobre el ciclo del C, la erosión tiene un claro efecto deletéreo sobre la calidad del suelo donde se produce, lo que puede conducir a mermas de rendimientos (de la Rosa, 2000) y desertificación.

El **riego** aumenta la productividad de la tierra, que se asocia a mayores aportes de C disponibles al suelo. Por otra parte, el riego también reduce la asignación de C a las raíces y afecta a la dinámica del COS al mejorar las condiciones de crecimiento y actividad microbianas, promoviendo así la respiración del suelo. El saldo neto dependería principalmente de la dominancia relativa de uno u otro proceso (mayores insumos de C versus mineralización más alta), y podría potencialmente mejorarse aumentando la proporción de residuos de cosecha aplicados al suelo, aprovechando su mayor cantidad. Los estudios experimentales han encontrado tanto mayores reservas de COS (Wu et al., 2008) como menores (Nunes et al., 2007, Martiniello, 2011) en condiciones de riego.



Imagen 1. Laboreo con tractor. Provincia de Granada.

Las operaciones de **laboreo** alteran el suelo, promoviendo la mineralización y una redistribución de la materia orgánica en el perfil del suelo. También facilitan el contacto entre las partículas del suelo y los residuos de los cultivos. Los efectos netos de la labranza sobre el COS han sido objeto de un intenso debate dentro de la comunidad científica en las últimas dos décadas. En el cambio de siglo, hubo un consenso que apoyaba la idea de un claro efecto del no laboreo de incremento del secuestro de C (por ejemplo, Post y Kwon, 2000, Six et al., 2004, Lal, 2004a, 2004c). Durante los años siguientes, sin embargo, algunos investigadores llamaron la atención sobre cuestiones metodológicas, cuestionando esas conclusiones. El no laboreo favorece la estratificación del suelo (Franzluebbbers, 2002), con una importante acumulación de COS en las capas superiores del suelo. Un número sustancial de revisiones sistemáticas recientes han mostrado que **bajo no laboreo el contenido de COS podría ser menor en capas profundas**, incluso por debajo de la profundidad de la labranza, lo que podría compensar las ganancias de C en las capas superiores (Manley et al., 2005, Angers y Eriksen-Hamel, 2008, Luo et al., 2010, Powlson et al., 2014, Alcantara et al., 2016). Esto implica que las conclusiones de muchos estudios previos que mostraron mayores contenidos de COS bajo labranza cero podrían haber estado sesgadas por la escasa profundidad de muestreo. En suma, el efecto del laboreo parece ser pequeño cuando se considera todo el perfil del suelo, y las diferencias podrían explicarse por las diferencias en los aportes de C, por ejemplo debido a la retirada o incorporación del residuo (Virto et al., 2012).

El **pastoreo de residuos** de cosecha puede afectar a los niveles de COS de múltiples maneras, dependiendo de las condiciones específicas. Los efectos netos observados van desde negativos (Ryan et al., 2008, Sainju et al., 2010) a neutros (Quiroga et al., 2009) y positivos (Hatfield et al., 2007). El pastoreo de pastizales, si es moderado, suele estar asociado a aumentos del COS (Silver et al., 2010, Ziter et al., 2013), mientras que la intensificación de pastizales se ha asociado al declive del COS en capas profundas del suelo (Ward et al., 2016).

Además del carbono orgánico del suelo, existen otros reservorios de carbono en los agroecosistemas que también pueden verse afectados por el manejo. Los más importantes son el carbono inorgánico del suelo (CIS), los restos orgánicos muertos sin descomponer, y la biomasa leñosa. Los **restos orgánicos** pueden representar cantidades significativas de carbono en ciertos sistemas agrícolas como los que están bajo manejo ecológico (Marinari et al., 2007). La **biomasa leñosa** se acumula en los cultivos leñosos durante su crecimiento. Algunos ciclos de cultivos arbóreos, como los de los olivos (con excepción de las plantaciones super-intensivas) son muy largos, lo que implica un secuestro a largo plazo de la biomasa leñosa hasta que la plantación se renueva. Al igual que con las otras reservas de carbono, la acumulación de carbono en la biomasa leñosa sólo se considera mitigación neta cuando hay un crecimiento en el stock de carbono. Esto puede ocurrir debido a una expansión de la superficie de los cultivos leñosos o a un aumento en la densidad de carbono de los cultivos leñosos (por ejemplo, debido a aumentos en la densidad de plantación de los árboles). En áreas mediterráneas como California (Kroodsma y Field, 2006) y Andalucía (Muñoz-Rojas et al., 2011) se ha observado una importante acumulación de C en la biomasa de cultivos leñosos.

5.2 Análisis bibliométrico de los estudios bajo clima mediterráneo

De las 637 publicaciones que estudian el carbono del suelo, 335 lo miden, lo que supone el 53% de las mismas (Figura 2). Los trabajos que abordan las producciones ecológicas en exclusiva son 16, un número reducido que sólo supone el 3% de estos estudios; este porcentaje aumenta a un 18% al considerar también los 96 trabajos que comparan las producciones ecológicas y las convencionales, estando la mayoría de estos también entre los estudios que hacen mediciones.

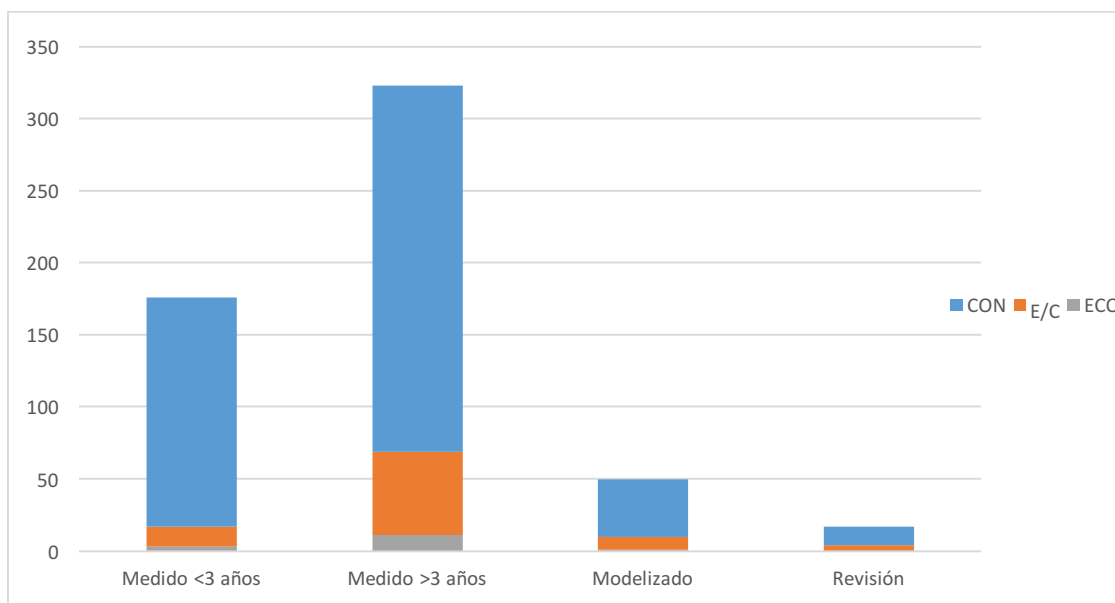


Figura 2. Número de artículos sobre carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, según el tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En cuanto a los países con estudios de campo sobre el carbono del suelo (Figura 2), destaca España, con 250, el 50%, e Italia, con 89 y el 18% de los estudios. Además, España es el país con más estudios centrados en la agricultura ecológica, aunque son solo 9; pero este número se eleva a 34 al considerar también los trabajos con comparaciones entre producción agraria ecológica y convencional.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

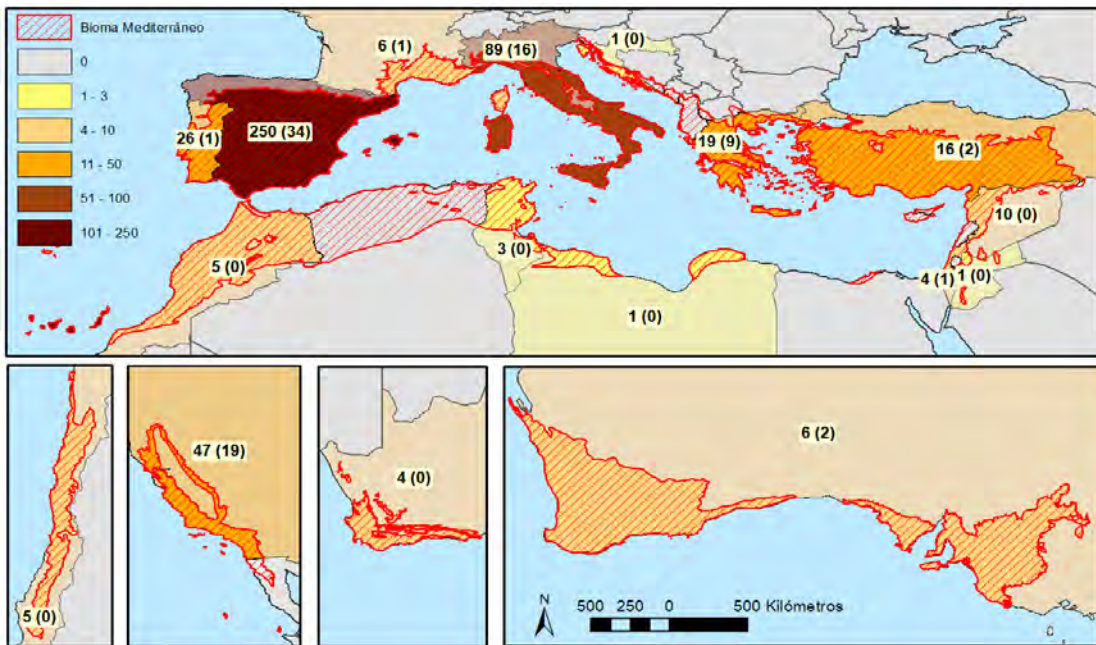


Figura 3. Número de artículos que miden carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis

Cerca de la mitad de los estudios sobre carbono en suelo realizados en España (42%) se ha realizado en Andalucía, seguida de Cataluña (13%) y Madrid (12%). En el caso de la agricultura ecológica, en Andalucía se concentra el 55% de los estudios realizados, seguida de Murcia (13%) y Cataluña (5%).

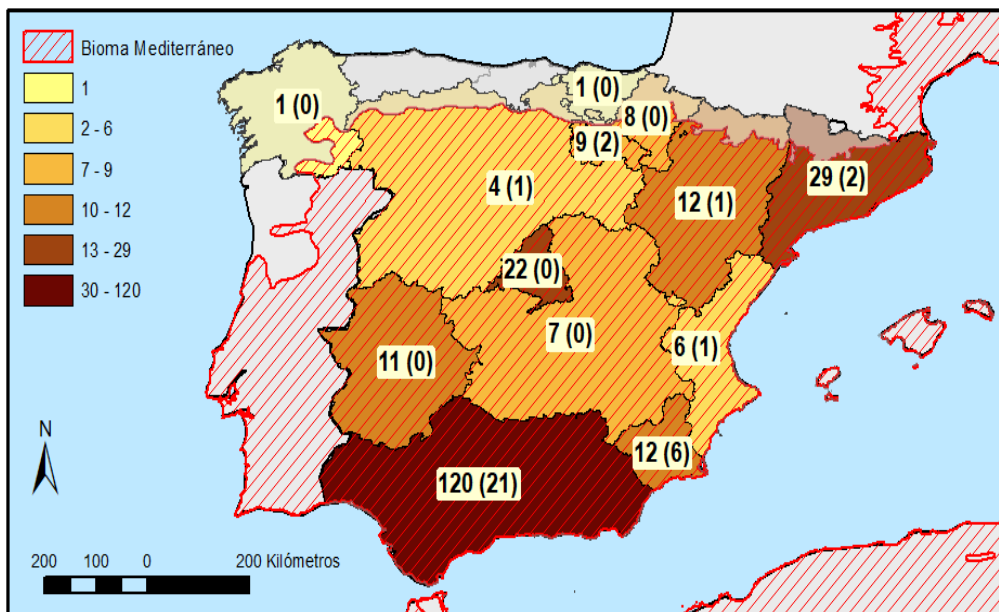


Figura 4. Número de artículos que miden carbono en el suelo bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

La mayoría de los trabajos que abordan mediciones en campo del carbono del suelo se refiere a cultivos herbáceos, que suponen el 51% (Figura 5). Los cultivos leñosos también tienen importancia en estos estudios representando el 28%, mientras que los pastos y la superficie forestal representan el 21% de los trabajos. Entre los cultivos herbáceos hay menos de una quinta parte (19%) dedicada a los de producción ecológica, considerando los que abordan las producciones ecológicas en exclusiva y los que comparan éstas con las convencionales.

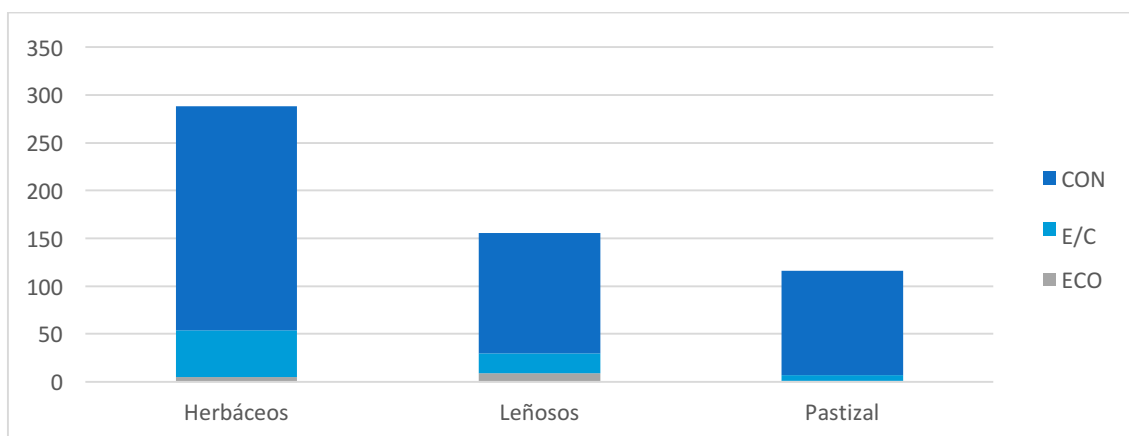


Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones en campo sobre carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El análisis por tipo de cultivo de los estudios de más de 3 años (Figura 6) muestra grandes diferencias en el número de estudios, así como en el porcentaje de éstos que incluyen manejo ecológico. Mientras que existen más de 100 estudios de campo de cereales, no se llega a 10 estudios en las categorías de arrozales, forrajes, frutos secos, frutales o cítricos. Asimismo, tanto en cítricos como en hortalizas se estudia el manejo ecológico en más de un 70% de los artículos, pero en arroz y forrajeras no hay ningún estudio que incluya este manejo.

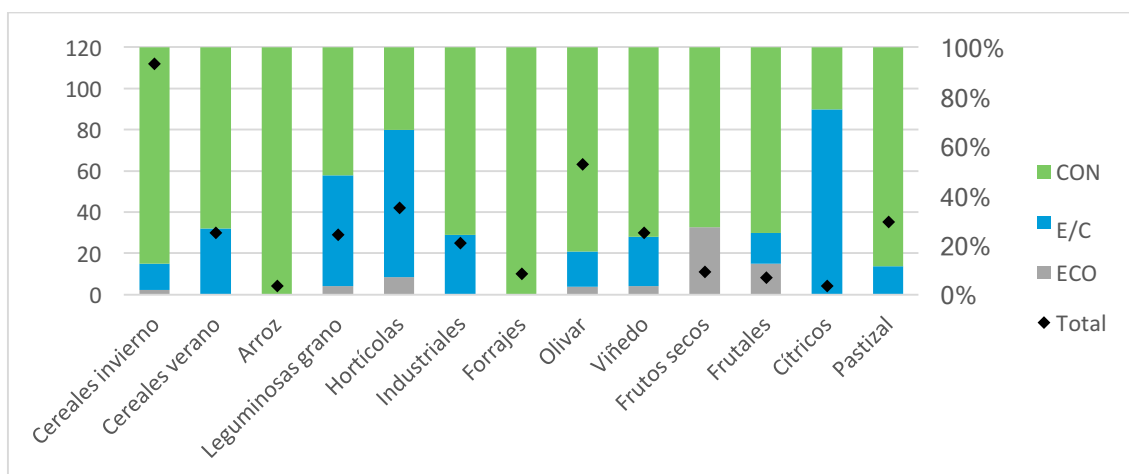


Figura 6. Número de artículos que incluyen mediciones sobre carbono en suelos de cultivos y pastizales, según tipo de sistema y manejo. Solo se incluyen mediciones en experimentos de más de 3 años de duración. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

Cuando se compara el número de artículos publicados con el secuestro potencial que podría tener lugar en España si se alcanzasen los objetivos de la Estrategia 4 por 1000 (Figura 7) se detecta un importante desequilibrio, sobre todo entre los cultivos (herbáceos y leñosos) y los pastos. Mientras que la gran mayoría de los artículos se centran en cultivos, la mayor parte del potencial de secuestro de C está en los pastizales (Figura 7A), lo que hace que el número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq potencialmente secuestrado se limite a 2,5 artículos en el caso de los pastizales, frente a 30 artículos en el caso de los cultivos (Figura 7B). Estos resultados muestran claramente la necesidad de más investigación en el secuestro de carbono en pastizales.

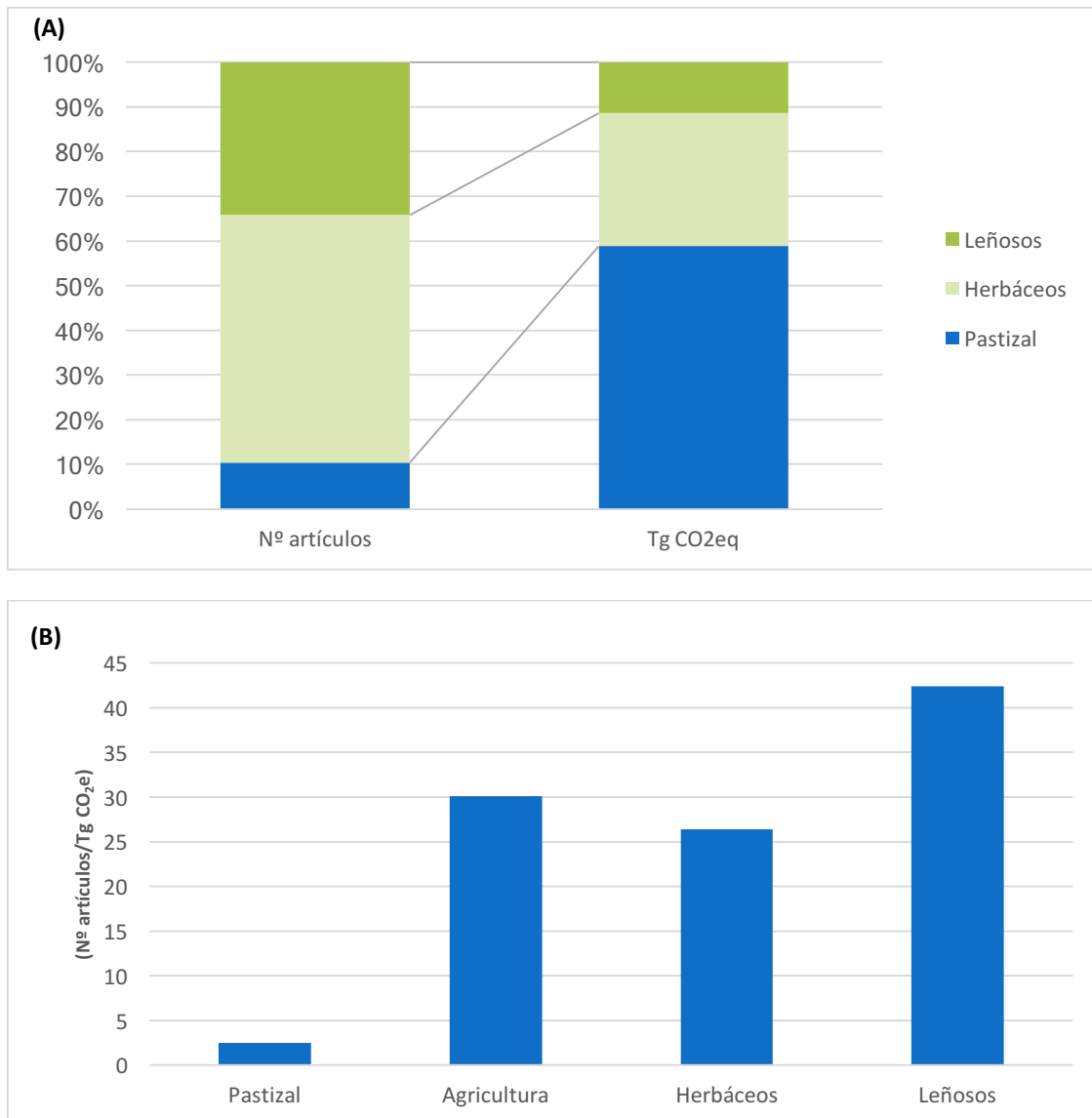


Figura 7. Comparación de las emisiones Carbono del suelo en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de sistema

5.3 Secuestro de carbono en suelos agrícolas mediterráneos

Las revisiones sobre secuestro de carbono en la agricultura mediterránea concluyen que el manejo ecológico y sus prácticas asociadas promueven la acumulación de carbono en el suelo (Aguilera et al., 2013, Vicente-Vicente et al., 2016).

En el metaanálisis de Aguilera et al. (2013b) se estudió el efecto de un amplio rango de prácticas de manejo sobre el contenido de COS y la tasa de secuestro de carbono en comparación con el manejo convencional en condiciones mediterráneas. La mayoría de las prácticas estudiadas se asociaron a un aumento significativo en el COS, frente al manejo convencional (Figura 8). Las prácticas se clasificaron de acuerdo a sus aportes de materia orgánica y el laboreo. La influencia de los **aportes de materia orgánica** sobre el COS es muy clara, ya que se observó que la tasa de C aportado se correlacionó significativamente con la tasa de secuestro de C en los estudios revisados, con una alta respuesta del COS a los aportes de C.

La aplicación de **enmiendas orgánicas** de origen externo, como estiércol o compost, aumentó el COS en un 24% y el secuestro de C en 1,31 toneladas de carbono por hectárea y año (Figura 8). Sin embargo, estas cantidades de residuos materiales orgánicos sólo podrían generarse en sistemas muy productivos con una alta producción de residuos, que no son predominantes en las zonas mediterráneas.

En la categoría de **Purines** las diferencias con el manejo convencional no fueron significativas (Figura 8). Los materiales orgánicos líquidos suelen estar altamente mineralizados, con una relación C:N muy baja. Esto da lugar a una alta disponibilidad de N para los microorganismos, que obtienen sus requerimientos energéticos adicionales a través de la oxidación del C orgánico nativo. En consecuencia, habitualmente los purines no promueven la acumulación de COS.

En la categoría **Cubiertas Vegetales**, donde la materia orgánica aportada procede siempre de dentro del sistema, los incrementos promedio en COS fueron del 10% y la tasa de secuestro de C promedió 0,27 toneladas de carbono por hectárea y año (Figura 8). Estos valores son inferiores a los obtenidos para España en otro metaanálisis (González-Sánchez et al., 2012), donde las cubiertas vegetales se asociaron a tasas de secuestro de 1,59 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En cualquier caso, el potencial de esta práctica se basa en que contribuye al balance de C en el suelo con biomasa adicional producida dentro del sistema de cultivo, minimizando además la perturbación del suelo y protegiéndolo eficazmente contra la erosión. Mediante diseños adecuados, las cubiertas vegetales pueden sustituir al suelo desnudo manteniendo los rendimientos de los cultivos.

El **No Laboreo y el Laboreo Reducido** estuvieron asociados a tasas de secuestro de C de 0,44 y 0,32 toneladas por hectárea y año mayor que la del convencional, respectivamente. Cabe destacar que el efecto del no laboreo sobre el COS fue muy distinto en cultivos herbáceos y leñosos. El COS aumentó en un 18% (N = 28) bajo no laboreo en cultivos herbáceos, pero disminuyó en 23% (N = 5) en cultivos leñosos. Esto se debe a que en la mayoría de estudios analizados, el no laboreo en cultivos leñosos estuvo asociado al mantenimiento del suelo sin cubierta vegetal.

Prácticas Combinadas es una categoría mixta, en la que se aplican simultáneamente aportes de materia orgánica y prácticas de labranza de conservación. Las prácticas combinadas promovieron un aumento del 49% en el COS y un aumento de la tasa de secuestro de C de 1,11 toneladas de C anuales por hectárea.

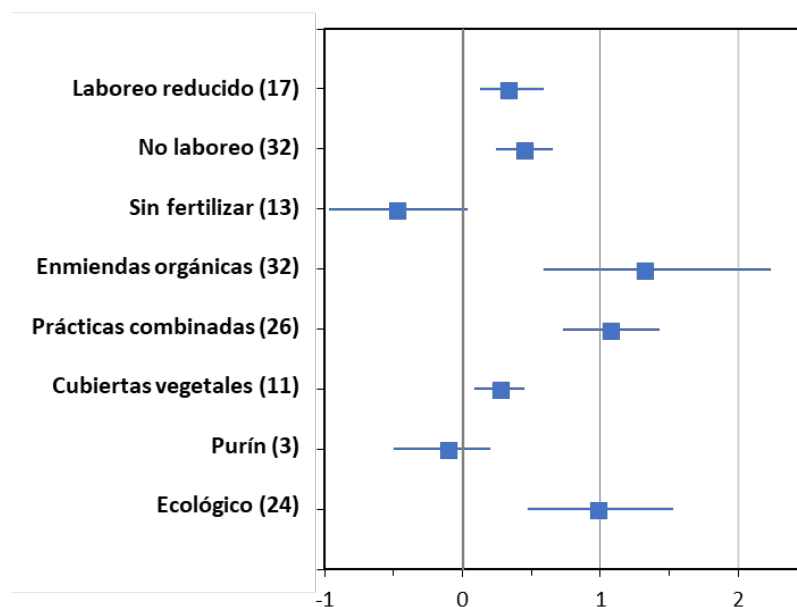


Figura 8. Diferencia entre la tasa de secuestro de carbono bajo distintas prácticas de manejo y la tasa bajo manejo convencional, bajo clima mediterráneo. El número de estudios se indica entre paréntesis. Fuente: Aguilera et al. (2013b).

Aguilera et al. (2013b) también analizaron de manera específica la influencia de distintos sistemas ecológicos sobre el secuestro de C, en comparación con el manejo convencional (Figura 9). La concentración de COS se incrementó en un 19% y la tasa anual de secuestro de C en 0,97 tons/ha en los tratamientos ecológicos respecto al manejo convencional. El incremento del COS en sistemas ecológicos fue mayor en regadío que bajo condiciones de secano (25% vs 13% mayor que el convencional, respectivamente). Cuando se analizan por tipo de cultivo, los datos muestran que el grupo ecológico con mejor desempeño es la horticultura, donde el COS se incrementa en un 48% respecto al convencional. Los grupos en las categorías de irrigación y tipo de cultivo diferían en la intensificación de la tasa de aporte de C. Las entradas promedio de C (adicionales a las del convencional) fueron de 4,8 y 3,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en sistemas de regadío y de secano, respectivamente, y 6,1, 2,5, 3,1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en horticultura, cereales y cultivos leñosos, respectivamente.

El tipo de aporte orgánico empleado en el sistema ecológico también influye en las diferencias encontradas entre los dos tipos de manejo. El compost, aplicado solo o en combinación con cultivos de cobertura, es el insumo asociado a aumentos más altos de la tasa anual de secuestro de C (1,32 y 0,97 tons/ha para compost y mezclas, respectivamente, Figura 9). La aplicación de estiércol obtiene resultados más pobres, siendo el aumento en el secuestro de C sobre el convencional no significativo cuando esta enmienda se aplica sola, aunque el tamaño de la

muestra es menor en este caso (9 comparaciones pareadas frente a 27 en Compost solo). Cuando el estiércol se combina con cubiertas vegetales, el aumento es mayor y significativo (0,62 tons/ha). Sólo tenemos dos datos pareados de cubiertas vegetales aplicadas sin combinar con otras prácticas. Esta categoría, sin embargo, también se estudió en el metaanálisis general, donde el número de estudios fue mayor (ver Figura 8). Finalmente, se encontraron algunos tratamientos ecológicos donde no se aplicaron insumos orgánicos, o al menos no más que en su contraparte convencional. Estos tratamientos fueron los únicos con un nivel de COS más bajo que el convencional, aunque las diferencias no fueron significativas.

La última variable estudiada fue el tipo de enfoque experimental. El aumento de la concentración de COS y la tasa de secuestro en parcelas ecológicas fue mucho más pronunciado en parcelas de experimentos controlados (52% y 1,28 Mg ha⁻¹ año⁻¹) que en fincas reales (11% y 0,31 Mg ha⁻¹ año⁻¹, siendo esta última no significativa).

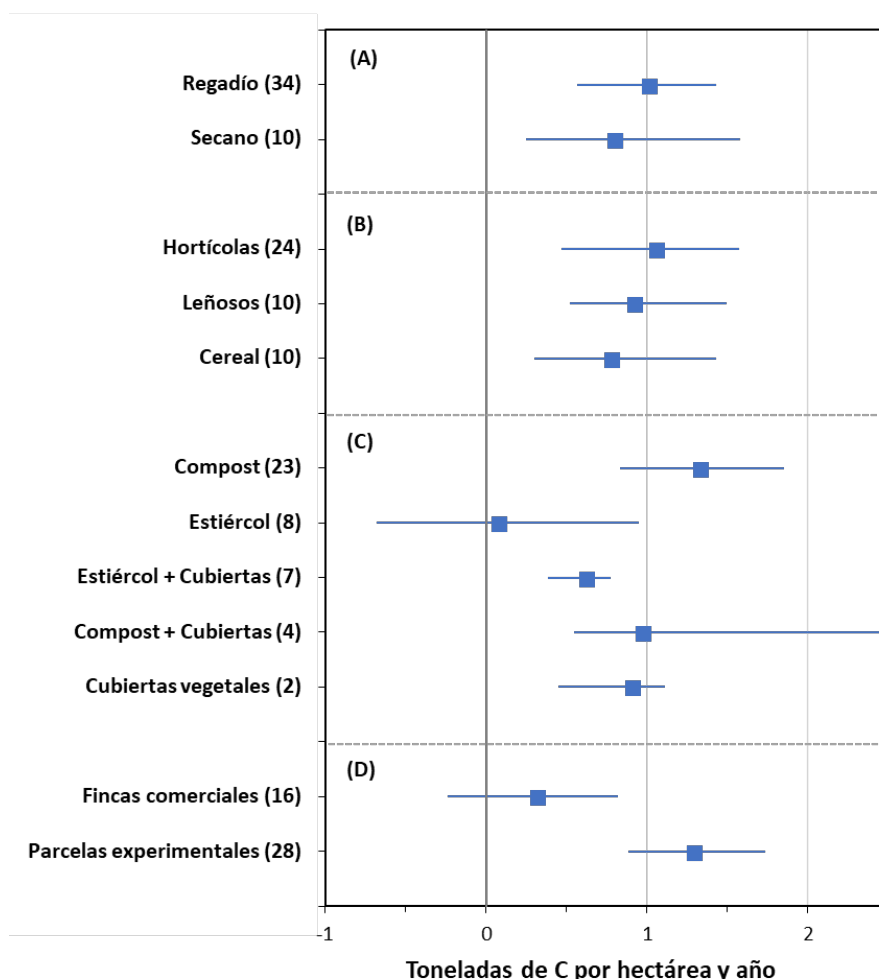


Figura 9. Diferencia entre la tasa de secuestro de carbono bajo manejo ecológico y la tasa bajo manejo convencional, en condiciones de clima mediterráneo. Los sistemas se agrupan por presencia de riego (A), tipo de cultivo (B), tipo de aporte orgánico en el tratamiento ecológico (C) y enfoque experimental (D). Las barras de error representan los intervalos de confianza al 95%. El número de comparaciones se indica entre paréntesis. Fuente: Aguilera et al. (2013b)

El secuestro de carbono ha sido ampliamente estudiado en cultivos leñosos, y ahora existen dos revisiones cuantitativas que abordan el efecto de las prácticas de manejo sobre el secuestro de carbono en cultivos leñosos bajo clima mediterráneo. La más reciente es el metaanálisis de Vicente-Vicente et al. (2016), donde se analizaron todos los trabajos disponibles sobre almendros, viñedo y olivar bajo clima mediterráneo. Los autores encontraron **tasas de secuestro muy elevadas asociadas a las prácticas recomendadas**, que en promedio para el conjunto de cultivos leñosos fueron de 1 tonelada de carbono al año para las cubiertas vegetales (sobre un total de 61 estudios), 1,5 toneladas para la aplicación de enmiendas orgánicas (sobre 36 estudios), y 1,3 toneladas para la combinación de ambas prácticas (26 estudios) (Figura 10).

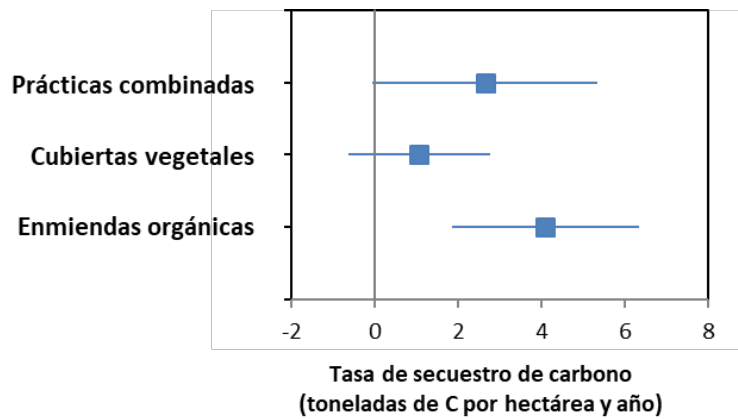


Figura 10. Secuestro de carbono en leñosos, en función de distintas prácticas.

5.4 Carencias en la información sobre secuestro de carbono

En la revisión de Aguilera et al. (2013b) se identificaron una serie de problemas metodológicos en la cuantificación del secuestro de carbono en la agricultura mediterránea, que pueden ser fuentes de sesgo en los resultados obtenidos. A continuación se sintetizan estos problemas. En Aguilera et al. (2013b) se puede encontrar una descripción más detallada, así como propuestas de alternativas metodológicas.

- **La densidad aparente (BD) no se proporciona en muchos casos.** El cálculo del stock de COS normalmente requiere información sobre la concentración del COS, la BD y la profundidad de muestreo. Muchos de los estudios revisados carecían de mediciones de la BD, por lo que ésta tiene que estimarse usando funciones que a menudo no se ajustan bien a la realidad.
- **El cálculo del stock de COS está sesgado por cambios en la densidad aparente.** La estimación del stock de COS puede estar sesgada incluso cuando la BD se mide directamente en el suelo, porque los cambios en la BD inducidos por el manejo modifican la masa del suelo muestreada. Como tendencia general, los cambios en la BD son negativos en el caso de aplicaciones de materiales orgánicos, y positivos en el caso de reducciones de la labranza, lo que conduce a una subestimación del stock de COS en el primer caso y a una sobreestimación en el segundo. En Celik et al. (2004), el tratamiento que recibió la dosis más alta de compost (25 Mg) fue también donde más se incrementó el COS, pero la BD disminuyó más. Un proceso similar ocurrió con el tratamiento ecológico a largo plazo en el estudio de Efthimiadou et al. (2010). En ambos casos, la reducción de la BD provocó que el COS estimado con los datos proporcionados por los autores fuera menor para el tratamiento alternativo, a pesar de tener el mayor contenido de COS.
- **La fracción de suelo gruesa (> 2 mm) no suele contabilizarse.** De manera general, los suelos se tamizan con un diámetro de 2 mm para su análisis, descartando la fracción más gruesa. La falta de cuantificación de la fracción gruesa es una fuente importante de error en las estimaciones del COS, especialmente en suelos mediterráneos, donde esta fracción suele ser significativa. Esta carencia metodológica implica una sobrestimación o subestimación de las reservas de COS dependiendo de si la fracción gruesa está compuesta principalmente por piedras o por restos orgánicos, respectivamente. Cuando la fracción rechazada >2 mm tiene una parte significativa de residuos orgánicos (como suele pasar en suelos bajo manejo ecológico), se subestima el contenido total de C orgánico acumulado en el sistema.
- **La longitud del experimento suele ser de corto o mediano plazo (promedio de 8,7 años).** Los cambios en las reservas de C debido a los cambios en las prácticas de manejo deben ser estudiados a escalas temporales amplias, ya que a corto plazo existe una alta variabilidad, inducida principalmente por factores climáticos. Por lo tanto, los estudios a largo plazo son mucho más fiables.
- **La profundidad de muestreo suele ser insuficiente (23 cm en promedio).** Existe abundante evidencia que indica que los cambios en el COS ocurren a más de 20 cm, e incluso más de

60 cm (López-Bellido et al., 2010), pero la gran mayoría de los estudios analiza solo la capa superficial. Los aportes orgánicos suelen incrementar el COS en profundidad, por lo que **los estudios sobre aportes orgánicos tienden a subestimar el secuestro de C** cuando la profundidad de muestreo es pequeña. En los estudios sobre agricultura ecológica la profundidad de muestreo promedio fue de solo 19,2 cm. Por otro lado, las prácticas de no laboreo generan una acumulación neta en las capas superficiales, pero también suelen estar asociadas a una pérdida neta en capas más profundas. Por lo tanto, el muestreo a baja profundidad en laboreo reducido o no laboreo puede implicar una sobreestimación de la ganancia de COS en esos tratamientos, dado que las pérdidas que ocurren en capas profundas no se contabilizan.

- **Las estimaciones de aportes totales de C son muy escasas.** El aporte de C se ha identificado como el principal factor responsable de los cambios en el COS producidos después de la adopción de las prácticas de manejo recomendadas. Sin embargo, sólo se proporcionó información sobre las entrada de C en el 42,2% de los conjuntos de datos estudiados (Tabla 3), y en la mayoría de los casos esta información era incompleta: habitualmente solo incluían la cantidad del aporte de C externo, ignorando las fuentes internas de C.

5.5 Síntesis y conclusiones

El aumento del carbono orgánico del suelo (COS) es un proceso clave en las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático. Tiene especial relevancia en los agroecosistemas mediterráneos, donde los suelos suelen tener un bajo contenido de COS y son muy vulnerables a la desertificación.

La información disponible indica que, **en condiciones mediterráneas, el COS es muy sensible a los cambios en el manejo de los cultivos**, ya que la mayoría de las prácticas de manejo recomendadas condujeron a niveles significativamente mayores de COS en comparación con el manejo convencional. **La aplicación al suelo de aportes orgánicos externos genera aumentos muy altos del COS**, lo que sugiere un alto potencial de almacenamiento de C en suelos mediterráneos. El COS también se incrementa por los **aportes orgánicos internos y la reducción de la perturbación del suelo** con prácticas como las **cubiertas vegetales**, el laboreo reducido o el no laboreo. La combinación de aportes orgánicos y reducción de las perturbaciones (prácticas combinadas de manejo) es la estrategia más prometedora para maximizar los niveles de COS. Las aplicaciones de purín sólo mantuvieron COS al mismo nivel que los fertilizantes sintéticos, mientras que en tratamientos no fertilizados se observó una ligera disminución.

Otra conclusión relevante es que el secuestro de C es promovido de forma efectiva por las **prácticas de manejo ecológico** en suelos cultivados mediterráneos. Este aumento relativo del secuestro de C sobre las prácticas convencionales es más marcado en los sistemas de cultivo más intensivos, donde las diferencias en los aportes de C entre ambos tipos de manejo son más altas. El secuestro en ecológico es también mucho más alto en las parcelas experimentales que a escala de finca. Estos hallazgos sugieren que las mejores prácticas ecológicas no están lo suficientemente extendidas en las fincas ecológicas reales, limitando el desarrollo del potencial de secuestro de C del manejo ecológico.

Por último, se detectaron **importantes deficiencias en la información proporcionada en los estudios revisados**. En particular, los niveles de COS estimados, y por tanto las tasas de secuestro de C, pueden estar sesgados porque el volumen del suelo por unidad de superficie se ve afectado por los cambios en la densidad aparente y en la fracción gruesa. Una profundidad de muestreo y duración del experimento insuficientes incrementan aún más la incertidumbre en la información. En general, **estos sesgos metodológicos pueden perjudicar al manejo ecológico**, subestimando el secuestro real que se produce en las fincas ecológicas.

El análisis bibliométrico revela una fuerte concentración geográfica de los estudios, con casi la mitad realizados en España. También se han detectado importantes desequilibrios en el número de estudios entre los distintos tipos de cultivo. Destaca especialmente la **ausencia de estudios con manejo ecológico en arrozal y forrajeras**, así como la relativa **escasez de estudios en pastizales y zonas forestales**, que acumulan mucho más carbono en suelo que las zonas cultivadas, pero han recibido mucha menor atención.

6. CH₄ DE FERMENTACIÓN ENTÉRICA



6.1 Introducción

Los grandes productores de metano (CH_4) entérico son los **rumiantes, especialmente el vacuno**, que produce unas emisiones de CH_4 entérico de 1.510 millones de toneladas de CO_2eq (Figura 1). Los fermentadores de intestino posterior no producen tanto CH_4 como los rumiantes, por tanto el ganado monogástrico emite menos CH_4 de fermentación entérica (Adesogam et al., 2013). Las emisiones derivadas de la fermentación entérica suponen alrededor de un 40% de las emisiones de GEI del sector ganadero (FAO, 2013).



Imagen 1. El ganado vacuno es una de las principales fuentes de emisiones de CH_4 a nivel global. Ganado vacuno en la provincia de Sevilla

La producción de CH_4 de fermentación entérica en rumiantes depende del tipo de animal y su tamaño, así como de la ingesta de alimento y de su digestibilidad (Ripoll-Bosch et al. 2013, Kulcu et al. 2010). El proceso por el que se forma metano entérico se llama **metanogénesis**, y es un proceso esencial en la digestión de los rumiantes. Los carbohidratos complejos se fermentan a ácidos grasos volátiles, como acetato, propionato y butirato; que tras varios pasos producen H_2 . La vía principal que tienen los rumiantes de eliminar este hidrógeno es hacia la formación de metano o de ácido propiónico.

Estas emisiones de metano por parte del ganado representan una **pérdida importante de la energía de la dieta**, así que reduciendo la producción entérica de metano se puede mejorar la eficiencia alimentaria (Beauchemin et al., 2008); lo que beneficia a la sostenibilidad de las explotaciones (en su doble vertiente, la ambiental y la económica).

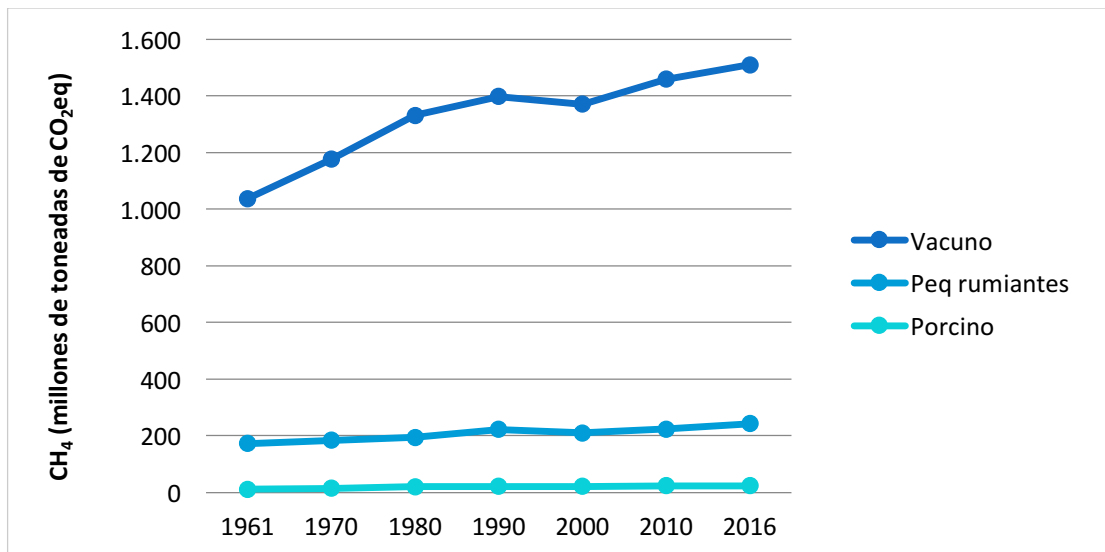


Figura 1. Evolución de las emisiones de metano entérico mundial, por especies. Fuente: FAO (2018).

6.2 Análisis bibliométrico general de los estudios bajo clima mediterráneo

Son 33 los estudios que tratan las emisiones de CH₄ de fermentación entérica en condiciones mediterráneas, de los cuales la mayoría han modelizado estas emisiones o han utilizado el factor por defecto del IPCC (Tabla 1). No se ha encontrado ningún artículo que trate la ganadería ecológica en exclusiva, y hay 3 de ellos que la tratan en comparación con la ganadería convencional.

Tabla 1. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	0	1	10	11
Medido	0	0	8	8
Modelizado	0	2	11	13
Revisión	0	0	1	1
Total	0	3	30	33

Considerando los artículos que incluyen mediciones de las emisiones de CH₄ entérico, el país con mayor número de estudios es España, con 6 trabajos, y tanto Italia como Australia tienen un estudio cada uno (Figura 2). Cabe destacar que no se ha detectado ningún artículo que incluya mediciones de CH₄ entérico bajo manejo ecológico.

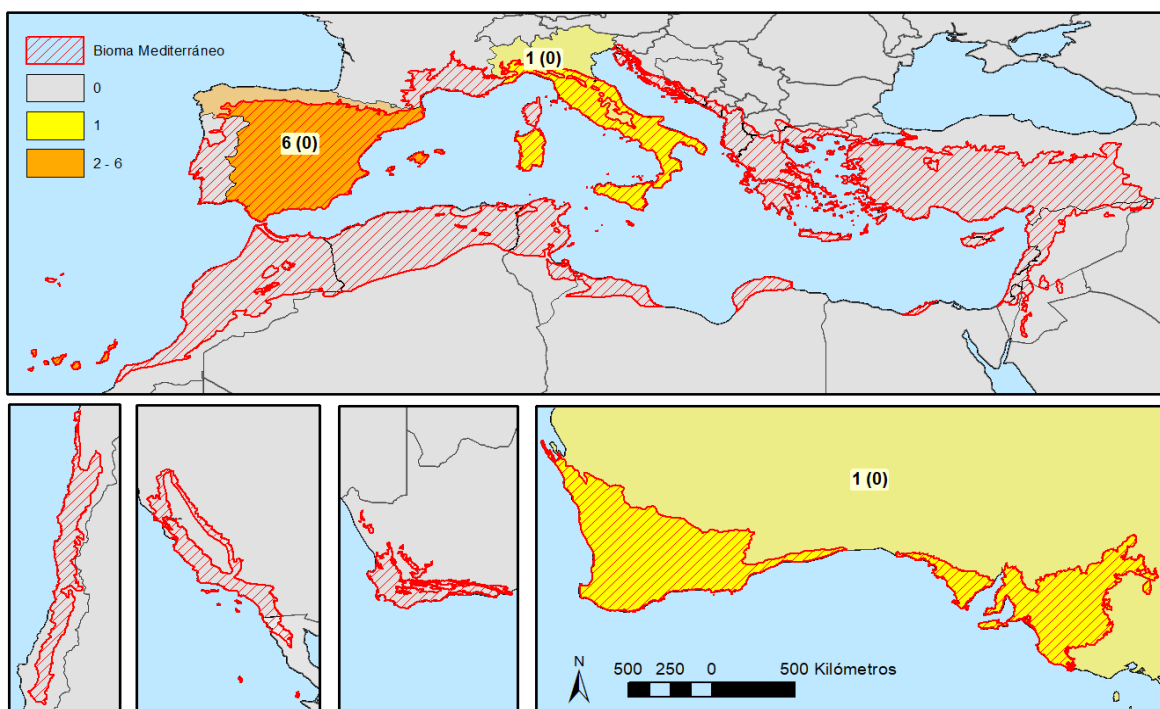


Figura 2. Número de artículos que incluye mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según país y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En España, encontramos que se han realizado 5 estudios en Andalucía y otro en la Comunidad Valenciana (Figura 3).



Figura 3. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

Tres cuartas partes de los trabajos que incluyen mediciones se han realizado en rumiantes, y una cuarta parte en monogástricos (Figura 4).

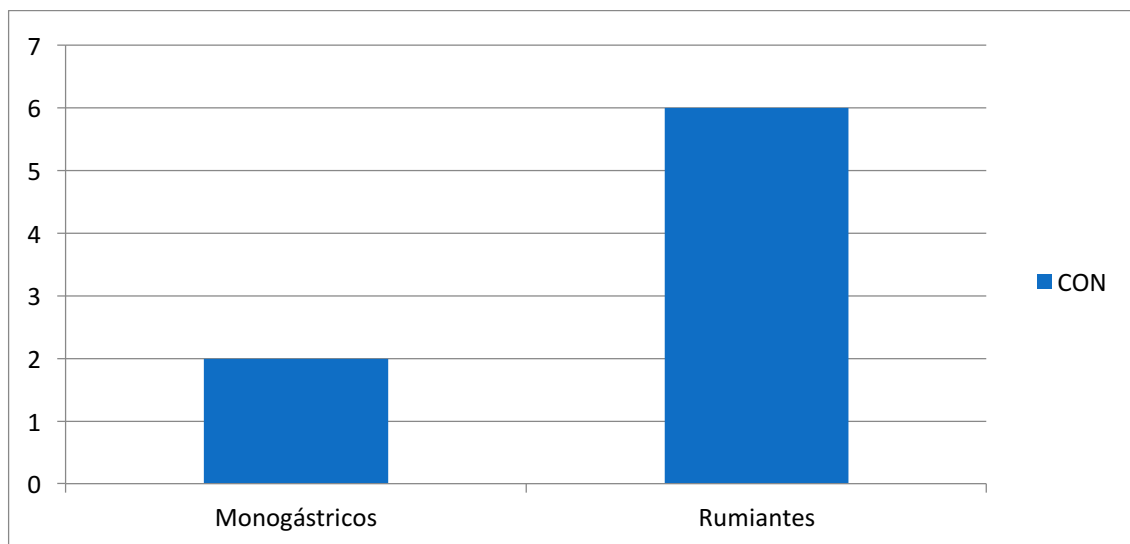


Figura 4. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo. (CON: convencional)

El análisis por especie de los estudios que han llevado a cabo mediciones (Figura 5) muestra que el caprino es la especie más estudiada, con 4 trabajos, todos ellos en convencional, seguido del

ovino con 2 estudios. **No se han realizado mediciones de las emisiones de CH₄ entérico en vacuno ni porcino.**

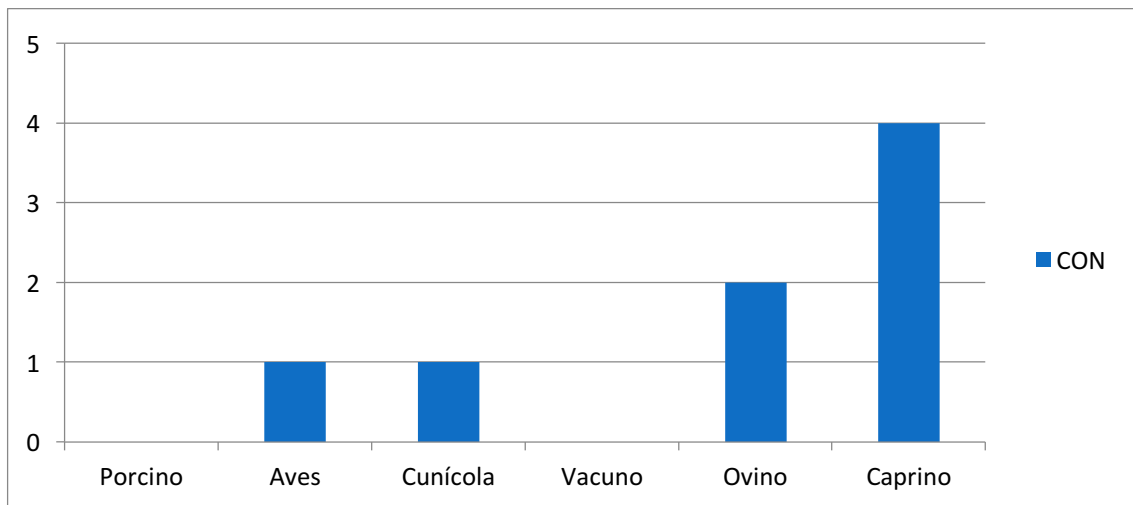


Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según especie y manejo. (CON: convencional).

Cuando se compara el número de artículos publicados con las emisiones estimadas de CH₄ entérico en España (Figura 6) se observa que el de rumiantes es el grupo que mayores emisiones de CH₄ entérico tiene (93%) y también el que mayor número de artículos tienen dedicados (Figura 6A). El número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido son 0,5 para los rumiantes y 2,1 para los monogástricos (Figura 6B), unos valores extremadamente bajos, que contrastan con el promedio general para la agricultura y ganadería mediterráneas de 8 artículos por teragramo de CO₂-eq, lo que muestra la necesidad de estudio de este proceso en los rumiantes especialmente, pero también en monogástricos.

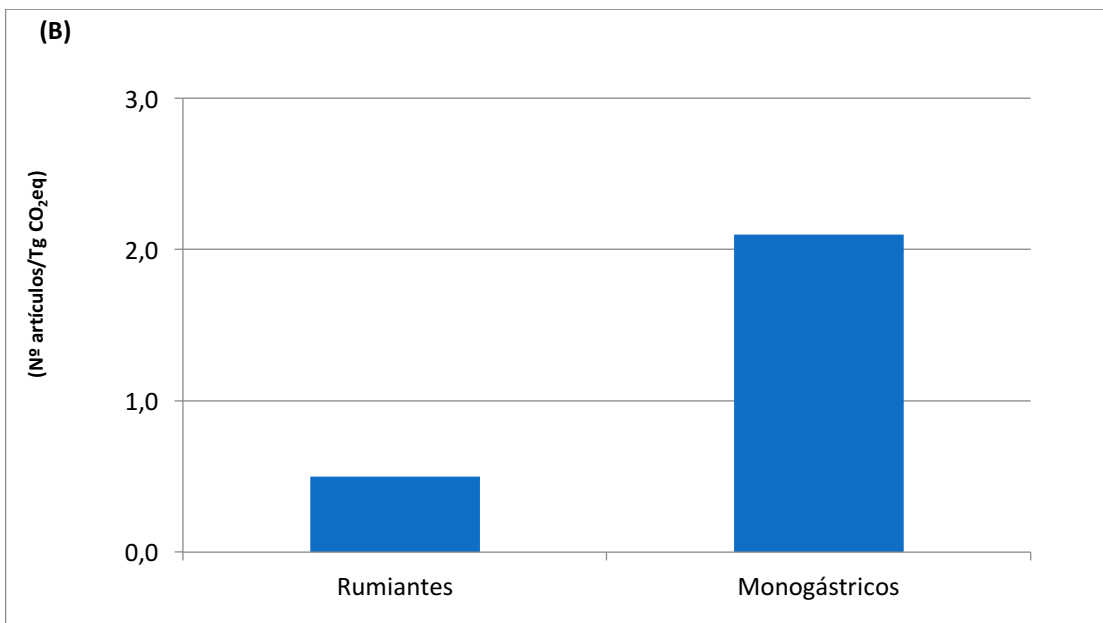
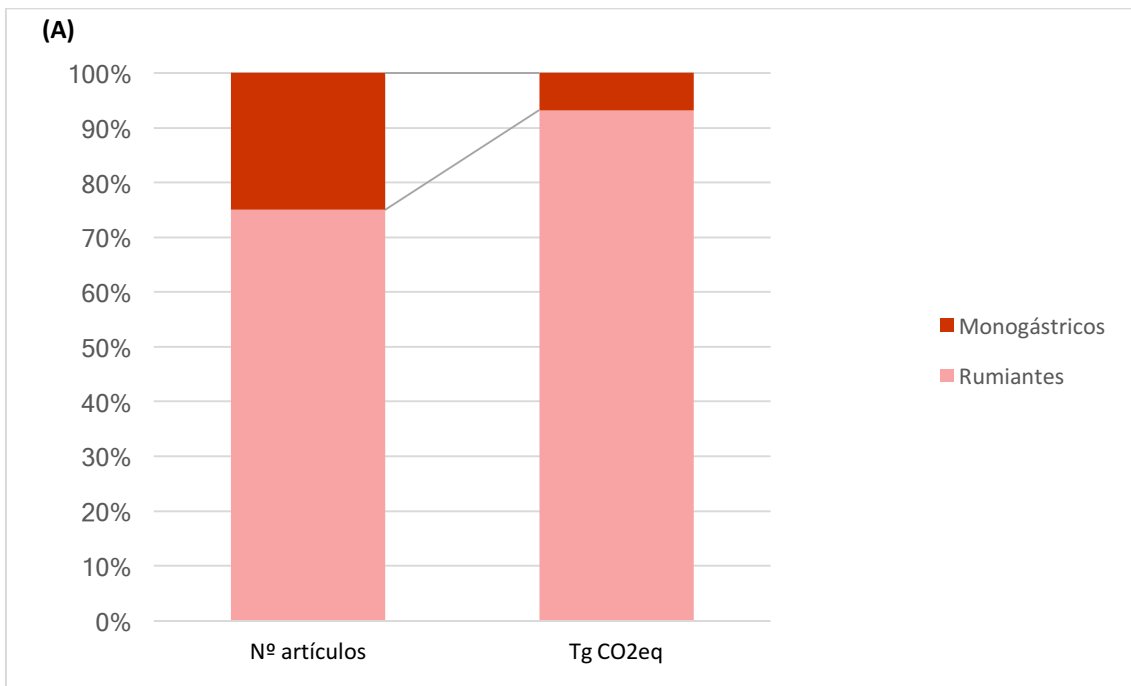


Figura 6. Comparación de las emisiones de CH₄ de fermentación entérica en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según grupo de especie.

6.3 Emisiones de CH₄ entérico bajo clima mediterráneo

La mayor parte de la cabaña ganadera en los países mediterráneos europeos se encuentra en sistemas intensivos o semi-intensivos, que de este modo son responsables también de la mayor parte de las emisiones de CH₄ entérico. Sin embargo, en términos relativos las emisiones de CH₄ de fermentación entérica adquieren especial importancia en los balances de emisiones los sistemas extensivos, en los que los animales se alimentan a base de forraje y pastoreo. Estas emisiones se ven afectadas por la alimentación, y los forrajes fibrosos las aumentan por su mayor permanencia en rumen y menor digestibilidad (Pardo et al., 2016). En cambio, los alimentos concentrados disminuyen de manera relativa las emisiones de CH₄ entérico de la producción ganadera al aumentar la productividad, aunque también incrementan las emisiones derivadas de la producción de piensos, por lo que el cómputo total puede no verse afectado (Buratti et al., 2017)



Imagen 2. Oveja en Marruecos

En estudios como el de Olesen et al (2006) se ha determinado que las emisiones de metano de fermentación entérica se ven afectadas por las prácticas de alimentación. Dicho estudio muestra que, particularmente, **las granjas de vacuno de leche localizadas en áreas de clima mediterráneo presentan diferencias en sus emisiones de CH₄ entérico en comparación con las emisiones en otras regiones climáticas.** Los meses de verano las emisiones de metano de fermentación entérica se reducen más, especialmente bajo manejo ecológico en el que esta reducción es mayor, que en otros climas donde son más constantes a lo largo del año, según el modelo aplicado por Olesen et al. (2006).

6.4 Estrategias de mitigación de CH₄ de fermentación entérica.

Tabla 2. Estrategias de mitigación de CH₄ de fermentación entérica. Fuente: elaboración propia.

<u>Técnica</u>	<u>Fuentes</u>	<u>Gases mitigados</u>	<u>Tipo de técnica</u>	<u>Proceso afectado</u>	<u>Compatibilidad con manejo ECO</u>	<u>Efectividad del potencial de mitigación</u>	<u>Otros efectos</u>
Aumentar el porcentaje de concentrado	(Beauchemin et al., 2008; Coderoni et al., 2015; De Boer et al., 2011, Gerber et al., 2013; Forabosco et al., 2017; Adesogam et al., 2013; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Sí (con limitaciones)	Bajo- Medio	Aumenta las emisiones de estiércol. Incremento de las emisiones totales
Aumentar el porcentaje de lípidos en dieta	(Beauchemin et al., 2008; Coderoni et al., 201; Gerber et al., 2013; Henderson et al., 2017; Adesogam et al., 2013; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Sí	Medio	Aumenta las emisiones del estiércol. Reduce la digestibilidad de la ración. A más del 6-7% reduce la ingesta media diaria en rumiantes.
Uso de aditivos (enzimas, probióticos, receptores de electrones...)	(Forabosco et al., 2017; Adesogam et al., 2013)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Solo aditivos autorizados	Bajo	NC ⁺
Uso de nitratos	(Gerber et al., 2013; Henderson et al., 2017; Chadwick et al., 2011)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	No	Alto	Aumenta las emisiones del manejo del estiércol. Alta toxicidad
Tratamiento alcalino (urea)	(Gerber et al., 2013; Henderson et al., 2017; Forabosco et al., 2017)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	No	Bajo	NC ⁺

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

<u>Técnica</u>	<u>Fuentes</u>	<u>Gases mitigados</u>	<u>Tipo de técnica</u>	<u>Proceso afectado</u>	<u>Compatibilidad con manejo ECO</u>	<u>Efectividad del potencial de mitigación</u>	<u>Otros efectos</u>
Alimentación de precisión	(Gerber et al., 2013; Adesogam et al., 2013; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Sí (con limitaciones)	Bajo	NC ⁺
Sustitución de ensilado de pasto por ensilado de maíz o cereales	(Beauchemin et al., 2008; De Boer et al., 2011; Gerber et al., 2013; Forabosco et al., 2017; Adesogam et al., 2013; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Sí	Bajo	Aumenta la ingesta voluntaria
Inclusión de especies forrajeras y leguminosas	(Beauchemin et al., 2008; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de alimentación	Dieta de los animales	Sí	NC ⁺	NC ⁺
Taninos	(Gerber et al., 2013; Adesogam et al., 2013)	CH ₄ de fermentación entérica / N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de la alimentación	Dieta de los animales	No	Bajo	NC ⁺
Manejo del pastoreo	(Gerber et al., 2013; Henderson et al., 2017; Forabosco et al., 2017; Adesogam et al., 2013)	CH ₄ de fermentación entérica// Secuestro de C	Manejo de alimentación	Manejo de los animales	Sí	Medio	NC ⁺
Optimización del rebaño	(Novak y Fiorelli, 2010; Weiske et al., 2006)	CH ₄ de fermentación entérica	Manejo de la producción	Manejo de los animales	Sí	NC ⁺	NC ⁺
Selección genética de los animales	(Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de fermentación entérica	Genética	Genética de los animales	Sí (con limitaciones)	NC ⁺	Menor salud y fertilidad de los animales

*Explotaciones sin almacenamiento de estiércol.

NC⁺ No consta en la bibliografía.

6.5 Síntesis y conclusiones

-Se ha encontrado un bajo número de estudios en general y de mediciones en particular. Destaca el bajo número de artículos publicados por cada teragramo de CO₂-eq, y particularmente en rumiantes frente a los monogástricos.

-La totalidad de los estudios que han llevado a cabo mediciones de las emisiones de CH₄ de fermentación entérica se han llevado a cabo en sistemas intensivos. **Es necesaria la medición de estas emisiones en sistemas extensivos** en los que los animales llevan una dieta totalmente diferente.

-El ganado vacuno es responsable de la mayor parte de las emisiones de CH₄ de fermentación entérica, pero **no se han realizado mediciones en vacuno** en sistemas bajo clima mediterráneo.

-Los estudios se hallan concentrados en España e Italia, y dentro de España en Andalucía. La mayor parte de los estudios sobre las emisiones de CH₄ de fermentación entérica están centrados en rumiantes.

-**Las emisiones de CH₄ de fermentación entérica predominan en el balance de GEI de los rumiantes**, por lo que las estrategias destinadas a la mitigación de estas emisiones son fundamentales en la mitigación en estas especies.

-Las prácticas para reducir las emisiones de CH₄ de fermentación entérica se basan principalmente en modificaciones de la dieta de los animales. Algunas de estas prácticas son compatibles con la agricultura ecológica, como la inclusión de especies forrajeras y leguminosas y el manejo del pastoreo, otras son aplicables con limitaciones, y otras no lo son, como el tratamiento del alimento con urea o con taninos.

-Algunas prácticas pueden contribuir a la mitigación de GEI de la ganadería ecológica de forma indirecta a través del **aumento de la productividad**, ya que la huella de C se ve incrementada por la menor productividad en ecológico. Entre ellas se encuentran la optimización del rebaño o la optimización de la alimentación, encaminadas a aumentar la rentabilidad y la productividad también podrían contribuir a la mitigación de GEI.

7. EMISIONES DEL MANEJO DEL ESTIÉRCOL



7.1 Introducción

Las emisiones asociadas al manejo del estiércol incluyen dos gases, el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). El N_2O suele predominar en la gestión sólida de estiércoles, mientras que el CH_4 es siempre mayoritario cuando éstos se gestionan en forma líquida. **Las emisiones de CH_4 y N_2O derivadas de la gestión del estiércol (sin incluir su aplicación al suelo) representan alrededor 10% de las emisiones del sector ganadero** (FAO, 2013)

La emisiones de CH_4 en el manejo del estiércol se generan **en condiciones de anaerobiosis** durante el proceso de descomposición de la materia orgánica de las heces y la cama de los animales (Forabosco et al. 2017, Chadwick et al., 2011). La ausencia de oxígeno, que ocurre cuando la humedad es elevada, es una condición previa para la producción de CH_4 por el metabolismo microbiano de la materia orgánica en el estiércol (Chadwick et al., 2011). El proceso de la metanogénesis en el estiércol es similar al que ocurre en el rumen de los animales.

En cambio, **las emisiones de N_2O dependen principalmente de la cantidad de N** presente en heces y orina y del sistema de manejo del estiércol (Gollnow et al., 2014) y se producen durante la nitrificación-desnitrificación del N que hay en el estiércol (Kulcu et al., 2010). Las emisiones de N_2O de la gestión y aplicación del estiércol pueden verse reducidas con el grado de intensificación, ya que la gestión líquida reduce la emisión de N_2O , y la deposición directa sobre el pasto se asocia habitualmente con mayores emisiones directas de N_2O que su gestión y posterior aplicación al suelo (IPCC, 2006, Ripoll-Bosch et al., 2013)

En términos del CO_2 -eq emitido en conjunto en forma de N_2O y CH_4 , existen diferencias dependiendo del tratamiento aplicado, siendo **habitualmente mayores las emisiones producidas por los purines**, que están en forma líquida y en los que predomina el CH_4 , frente a los estiércoles en forma sólida (Riaño et al., 2015).

La emisiones del manejo del estiércol a nivel global han seguido una tendencia ascendente desde 1961 en todas las especies, excepto en vacuno, especie en la cual los niveles son ahora similares a los de 1960. En el caso del porcino, las emisiones casi se duplicaron entre 1961 y 2016, mientras que en el avícola se triplicaron (Figura 1)

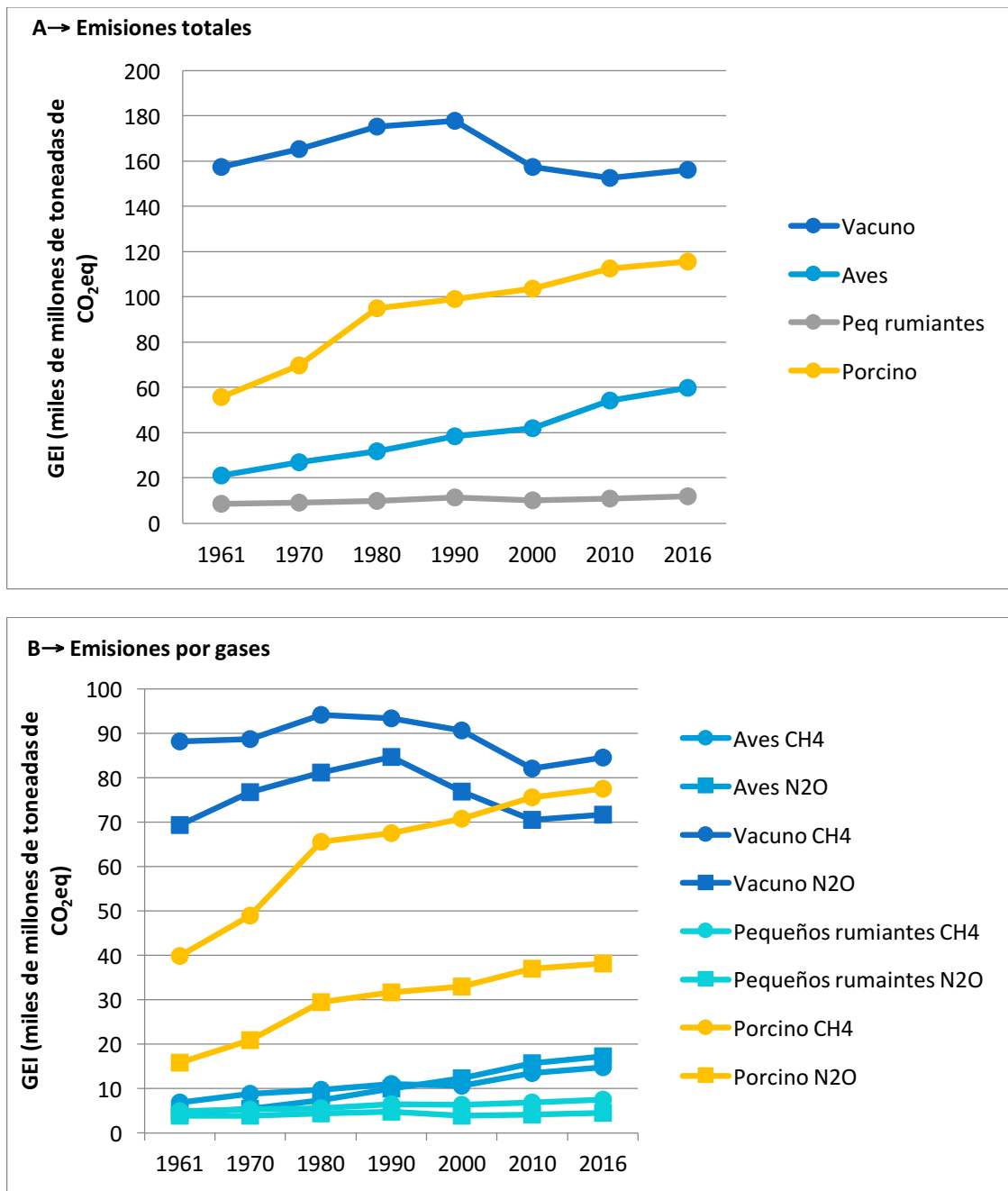


Figura 1. Evolución de las emisiones del manejo del estiércol en el mundo, por especie. Fuente: FAO, 2018.

7.2 Análisis bibliométrico general de los estudios bajo clima mediterráneo

Son 42 los estudios que tratan las emisiones del manejo del estiércol, entre los cuales hay el mismo número de artículos sobre emisiones del manejo del estiércol (15) bajo clima mediterráneo que miden y que modelizan estas emisiones (Tabla 1). Únicamente se ha encontrado un artículo que trate de manera específica la ganadería ecológica, que se trata del único estudio con mediciones en ganadería ecológica. En total, **un 10% de los trabajos encontrados con estimaciones de las emisiones de GEI en el manejo del estiércol incluye ganadería ecológica.**

Tabla 1. Número de artículos sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	0	1	11	12
Medido	1	0	14	15
Modelizado	0	2	13	15
Total	1	3	38	42

Considerando los artículos que incluyen mediciones de las emisiones del estiércol, el país con mayor número de estudios es España, con 5 trabajos, seguido de Portugal con 3 (Figura 2). Existe un artículo mediciones bajo manejo ecológico realizado en EEUU.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

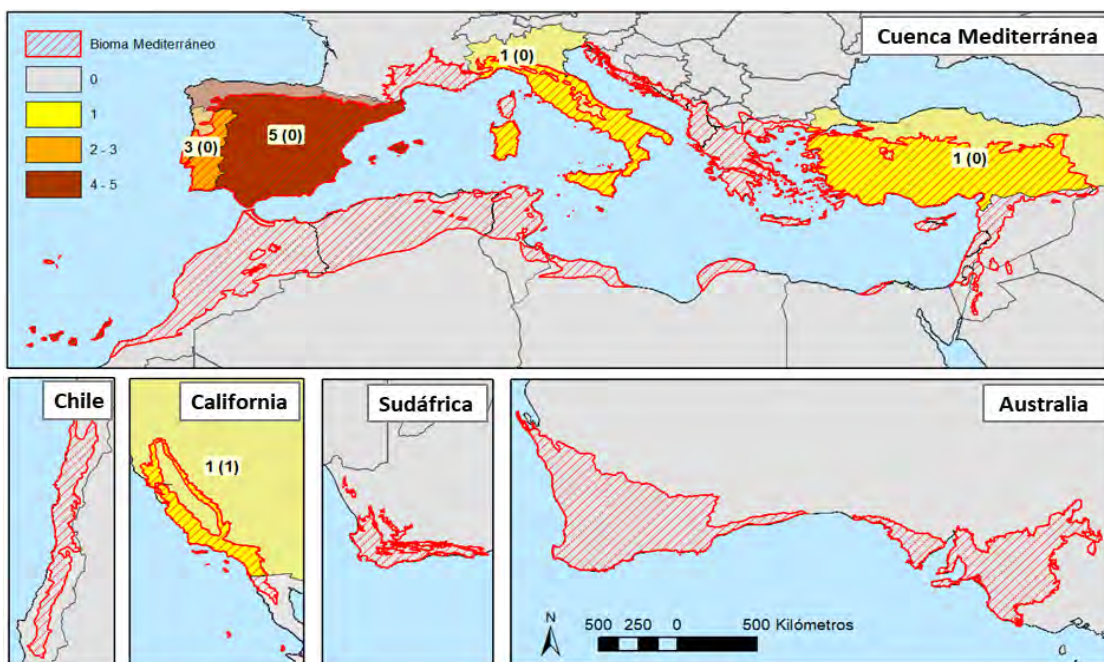


Figura 2. Número de artículos que incluye mediciones en campo sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según país y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En España, encontramos que se han realizado un estudio en Andalucía y otro en la Comunidad Valenciana, el resto de estudios se han realizado en varias comunidades autónomas (Figura 3).

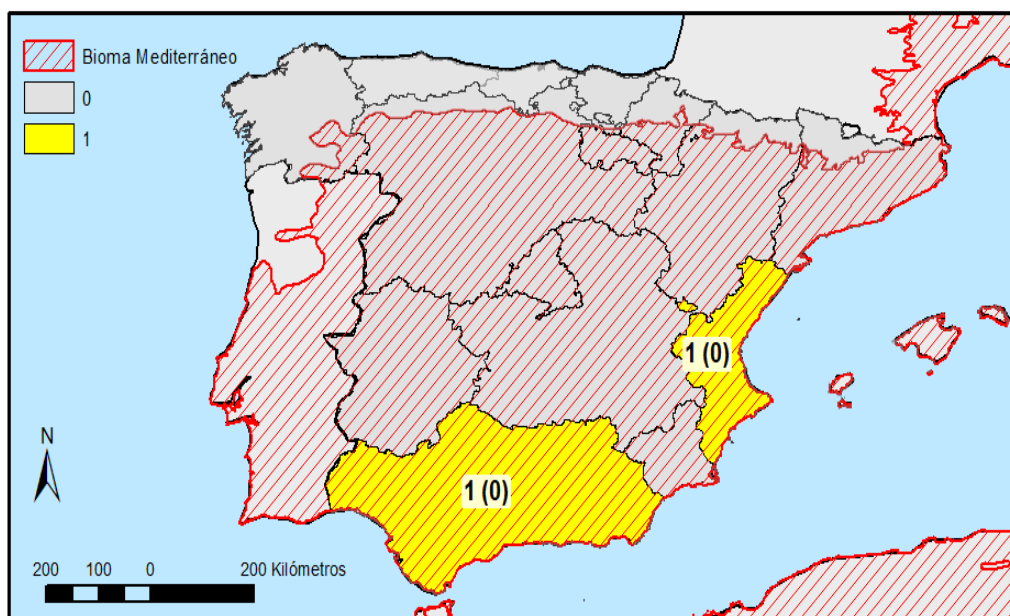


Figura 3. Número de artículos que miden emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La mayoría de los trabajos que incluyen mediciones se han realizado en monogástricos (73%) (Figura 4). Los estudios en rumiantes suponen un 27%, y entre ellos se encuentra el único artículo que trata el manejo ecológico que se ha realizado.

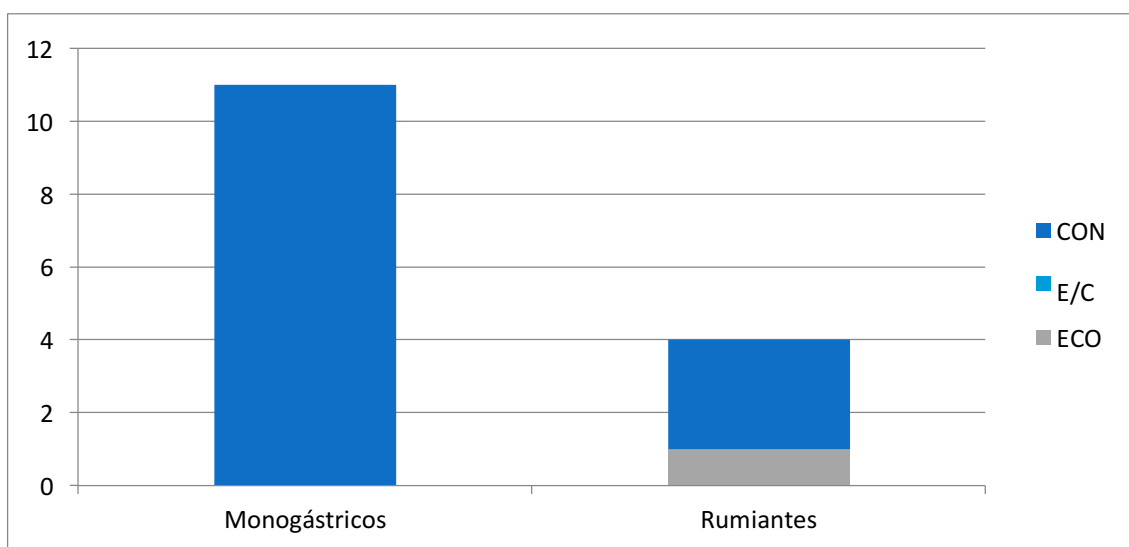
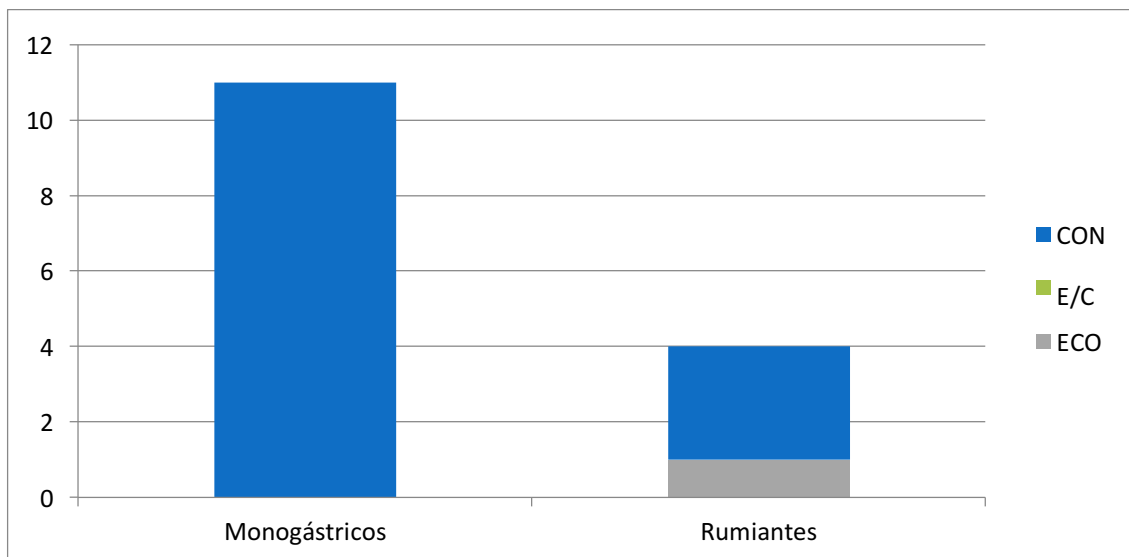


Figura 4. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo; (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El análisis por especie de los estudios que han llevado a cabo mediciones (Figura 5) muestra que el porcino es la principal especie estudiada, con un total de 6 estudios, todos ellos en convencional, seguido del vacuno con 4 estudios y con el único estudio realizado bajo manejo ecológico. **No se han realizado mediciones de las emisiones del manejo del estiércol en ninguna especie de pequeño rumiante.**

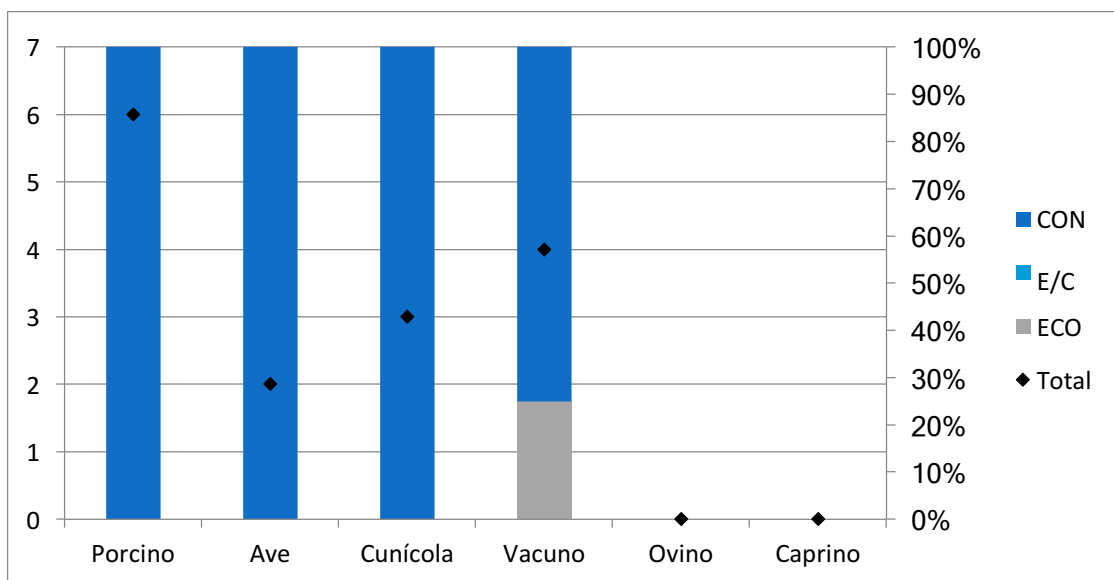
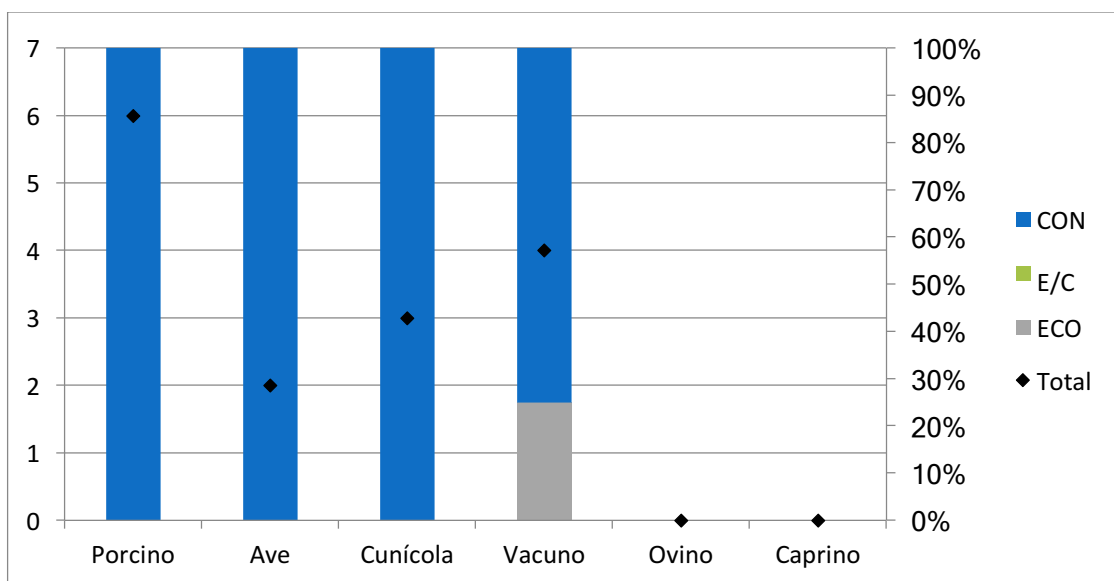


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según especie y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

Cuando se compara el número de artículos publicados con las emisiones estimadas del manejo del estiércol en España (Figura 6) se observa que los monogástricos son el grupo con mayores emisiones del manejo del estiércol (64%) y también un mayor número de artículos (Figura 6A). De este modo, **el número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido** no es excesivamente distinto entre rumiantes (0,9) y monogástricos (1,3) (Figura 6B), pero sí **muy inferior al promedio de la agricultura y ganadería mediterráneas**, de 8 artículos por teragramo.

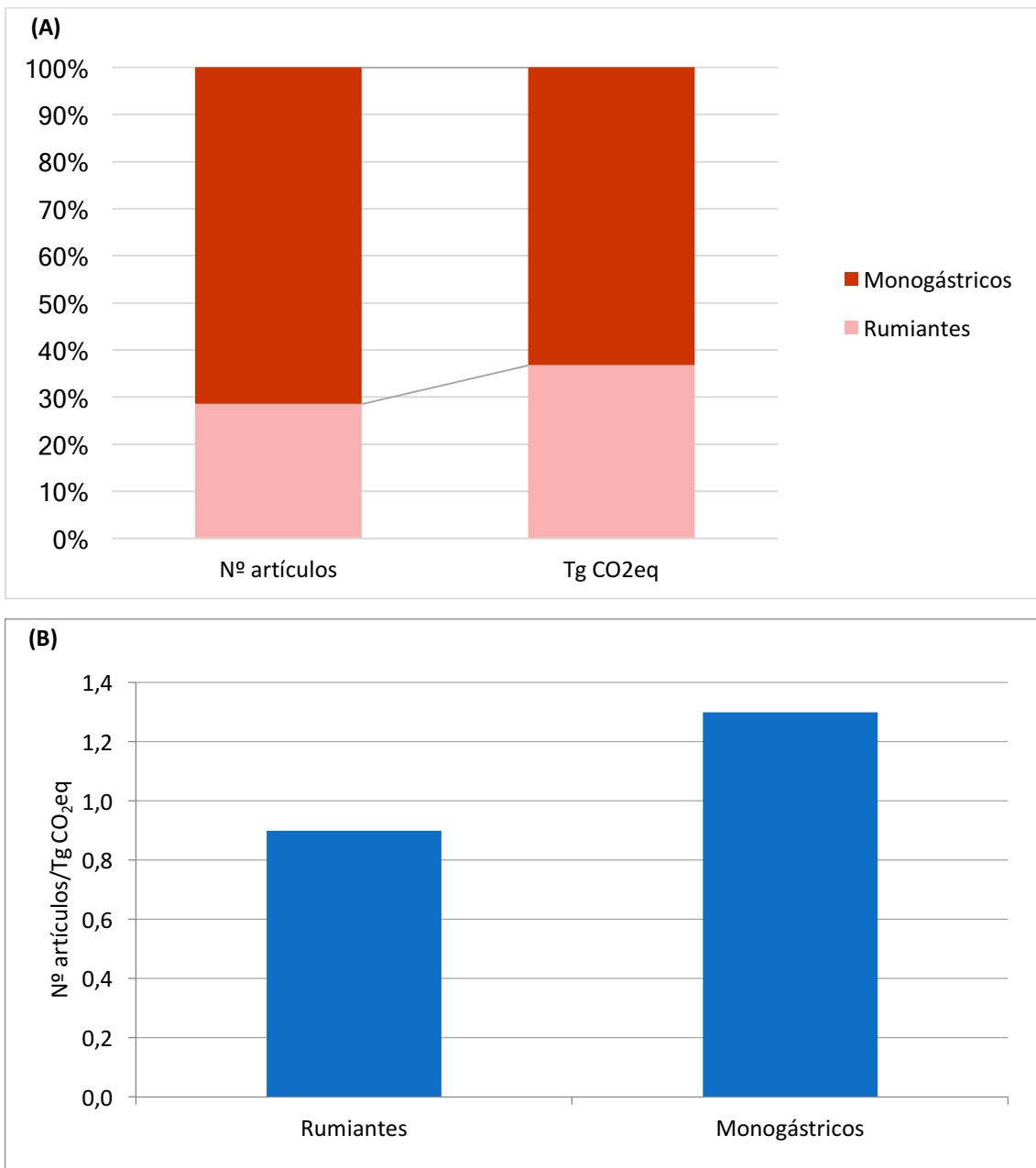


Figura 6. Comparación de las emisiones de manejo del estiércol en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según grupo de especie.

7.3 Emisiones del manejo del estiércol bajo clima mediterráneo

Los estudios con mediciones en campo muestran que en las emisiones del manejo del estiércol influye en gran medida la temperatura (Becaccia et al., 2015; Seyfi, 2012; Pereira et al., 2011). Pero la situación es más compleja, porque por ejemplo Owen y Silver (2016) sugieren que teniendo en cuenta la humedad además de la temperatura, **las emisiones de las zonas mediterráneas se encontrarían sobreestimadas en los modelos que se aplican actualmente;** ya que los estudios llevados cabo se han realizado en zonas donde la humedad y la temperatura están correlacionados positivamente, cosa que no pasa en las zonas de clima mediterráneo. Por esta razón, hay autores (Olesen et al., 2006 y Owen y Silver, 2016) que sugieren que las diferencias en los rangos de temperatura que existen entre los países del sur de Europa (zona mediterránea), y los países que se han utilizado para desarrollar los modelos de cálculo de emisiones hacen que las estimaciones no se correspondan fielmente con las emisiones reales en estas zonas. Otros autores relacionan las menores emisiones en zonas mediterráneas con diferentes pautas de manejo que pudieran darse en estas latitudes (Pereira, 2017).

7.4 Estrategias de mitigación de emisiones del manejo del estiércol

Tabla 2. Estrategias de mitigación de emisiones del manejo del estiércol. Fuente: elaboración propia

<u>Técnica</u>	<u>Fuentes</u>	<u>Gases mitigados</u>	<u>Tipo de técnica</u>	<u>Proceso afectado</u>	<u>Compatibilidad con manejo ECO</u>	<u>Efectividad del potencial de mitigación</u>	<u>Otros efectos</u>
Disminución de la cantidad de proteína	(Coderoni et al., 2015; Gerber et al., 2013; Hou et al., 2015)	N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de la alimentación	Dieta de los animales	Sí	Medio	Disminución de la productividad Posible aumento de la huella por unidad de producto.
Taninos	(Gerber et al., 2013; Adesogam et al., 2013)	CH ₄ de fermentación entérica / N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de la alimentación	Dieta de los animales	No	Bajo	NC ⁺
Disminución del tiempo de pastoreo	(De Boer et al., 2011)	N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de la alimentación	Manejo de los animales	Sí (con limitaciones)	NC ⁺	Aumenta las emisiones de CH ₄ de manejo de estiércol y NH ₃
Cubrir tanques de almacenamiento de purines	(Coderoni et al., 2015; Chadwick et al., 2011; Forabosco et al., 2017; Hou et al., 2015)	N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	NC ⁺	NC ⁺
Sistemas de estiércol líquido	(De Boer et al., 2011; Chadwick et al., 2011; Hou et al., 2015)	N ₂ O de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	NC ⁺	Aumenta las emisiones de CH ₄ de manejo de estiércol. Incrementa las emisiones totales
Disminución del tiempo de almacenamiento	(Gerber et al., 2013; De Boer et al., 2011; Chadwick et al., 2011; Hou et al., 2015; Novak y Fiorelli, 2010)	N ₂ O/CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	Alto	NC ⁺
Bajar el pH	(Gerber et al., 2013; Hou et al., 2015; Novak y Fiorelli, 2010)	N ₂ O/CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí	Medio- alto	NC ⁺

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

<u>Técnica</u>	<u>Fuentes</u>	<u>Gases mitigados</u>	<u>Tipo de técnica</u>	<u>Proceso afectado</u>	<u>Compatibilidad con manejo ECO</u>	<u>Efectividad del potencial de mitigación</u>	<u>Otros efectos</u>
Separación de la fracción líquida	(Hou et al., 2015; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	NC ⁺	Puede aumentar las emisiones de N ₂ O y NH ₃ durante el compostaje de la fracción sólida
Formación de corteza natural o inducida	(Gerber et al., 2013; Chadwick et al., 2011; Hou et al., 2015; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	Alto	Puede aumentar el N ₂ O de manejo estiércol
Aireación forzada	(Gerber et al., 2013; Forabosco et al., 2017; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	Medio- alto	Puede aumentar las emisiones de N ₂ O y NH ₃
Compostaje de la fracción sólida	(Gerber et al., 2013; Hou et al., 2015; Pardo et al., 2015)	CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	Alto	Aumenta las emisiones de N ₂ O y NH ₃ Puede contribuir a incrementar el C del suelo por estabilización de la materia orgánica
Digestión anaerobia	(Gerber et al., 2013; Forabosco et al., 2017; Novak y Fiorelli, 2010)	CH ₄ de manejo estiércol	Manejo de estiércol	Manejo del estiércol	Sí*	Alto	Puede aumentar las emisiones de NH ₃ El biogás puede reemplazar el consumo de energía fósil

*Explotaciones sin almacenamiento de estiércol.

NC⁺ No consta en la bibliografía.

7.5 Síntesis y conclusiones

-Entre las emisiones biogénicas en la ganadería de **monogástricos**, las derivadas del manejo del estiércol son las que mayor proporción representan, y por tanto mayor potencial de mitigación poseen.

-La publicación de artículos está centrada en España. La mayoría de los estudios de emisiones de manejo del estiércol están centrados en monogástricos y dentro de estos la especie en la que mayor número de mediciones se ha llevado a cabo ha sido el porcino, siendo en general bajo el número de mediciones totales que se ha realizado.

-Destaca el **bajo número de artículos publicados por teragramo de CO₂-eq** tanto en rumiantes como en monogástricos, en comparación con las publicaciones existentes para otras emisiones de GEI en otros sistemas (Capítulos 4 y 5).

-La información disponible indica que **los modelos de cálculos de emisiones no están bien adaptados a las condiciones mediterráneas**, donde la humedad y temperatura no llevan una correlación positiva y esto afectaría a la exactitud de estos cálculos para las emisiones de manejo del estiércol bajo clima mediterráneo.

-Existe **muy poca información de estas emisiones bajo manejo ecológico** y la mayoría de estudios que incluyen esta información realizan estimaciones que, como hemos visto, parece no adaptarse bien al clima mediterráneo.

-Las estrategias de mitigación encaminadas al tratamiento del estiércol más interesantes, quizás sean la **digestión anaerobia, compostaje de la fracción sólida y la disminución del tiempo de almacenamiento**.

8. PRODUCCIÓN DE INSUMOS Y HUELLA TOTAL DE CARBONO (ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA, ACV)



8.1 Introducción

En este capítulo se abordan las emisiones asociadas a la producción de insumos agrícolas y su integración, junto con el resto de emisiones detalladas en los demás capítulos, dentro de la huella total de carbono de los productos agropecuarios. Estas emisiones se estudian siempre en el marco de la metodología Análisis de Ciclo de Vida (ACV).

ACV de productos agropecuarios

Actualmente el ACV se define como una metodología integradora y estandarizada internacionalmente para cuantificar los impactos ambientales de sistemas definidos (productos, servicios, organizaciones, estilos de vida, territorios) a lo largo de todo su ciclo de vida, es decir, "de la cuna a la tumba" (Hellweg y Mila i Canals, 2014). Los impactos ambientales se clasifican en categorías de impacto, tales como cambio climático, acidificación, eutrofización o ecotoxicidad. En cada una de estas categorías, los impactos se expresan en una unidad común, como kg equivalentes de CO₂, kg de equivalentes de SO₂ o kg equivalentes de PO₄³⁻, respectivamente.

El marco metodológico del ACV está definido por la **Organización Internacional de Normalización (ISO, por sus siglas en inglés)**, que establece los requisitos mínimos que los estudios deben cumplir para proporcionar resultados comparables y contrastables. Esta estandarización no impide la existencia de problemas específicos cuya solución requiere alguna subjetividad, como la selección de los límites del sistema (Suh et al., 2004) y la asignación de cargas ambientales entre diferentes co-productos (Weidema, 2000, Weidema y Schmitz, 2010).

El ACV es la metodología más completa y estandarizada para evaluar la **huella de carbono de los productos agropecuarios**. El enfoque holístico permite identificar los principales puntos calientes de emisiones a lo largo de la cadena de producción, es decir, aquellos procesos donde los esfuerzos de mitigación serían más efectivos. La valoración de las diferentes opciones de mitigación puede variar mucho cuando se calcula con la metodología ACV con respecto a cuando se calcula con metodologías parciales como el método IPCC, ya que estas segundas no incluyen algunos procesos importantes de la cadena de producción (O'Brien et al. 2011). Por este motivo, el ACV es muy apropiado para comparar diferentes métodos de producción, ya que permite identificar los efectos no deseados de las prácticas centradas en un proceso específico, permitiendo la identificación de posibles "fugas de emisiones" (Finnveden et al., 2009, Knudsen et al., 2011). Estas ventajas, junto con el desarrollo de herramientas analíticas dentro del ACV, y el creciente interés en la evaluación de los impactos climáticos de la producción de alimentos y biocombustibles, han impulsado el número de estudios ACV de productos agrícolas (Bessou et al., 2013, Ruviaro et al., 2012). Por lo tanto, el ACV suele ser el método más apropiado para evaluar las opciones de mitigación de GEI.

Huella de carbono de los insumos

La huella de carbono de los insumos dependerá de la **cantidad de insumos utilizados y de la intensidad de carbono emitido en su producción**, que está en gran medida correlacionada con

su eficiencia energética. El uso de insumos externos en la agricultura pasó de estar casi ausente en los sistemas agrícolas tradicionales, que se basaban principalmente en flujos de materiales y energía dentro de la finca, a representar una considerable proporción del total de insumos consumidos (Guzmán y González de Molina, 2015). Esta tendencia hacia la intensificación del uso de insumos externos se observaba todavía en muchos países en el período 1991-2003 (Arizpe et al., 2011). Por otro lado, durante el siglo XX se lograron importantes mejoras en la eficiencia energética (y consecuentemente en la caída de la huella de carbono) de los procesos industriales involucrados en la producción de insumos agrícolas. A pesar de ello, ahora estamos en un contexto de una economía global que se aproxima a sus límites, con la disminución de los **EROI** de los combustibles fósiles (Hall et al., 2014) y la disminución de la ley o grado de concentración de los minerales (Northey et al., 2014). Por lo tanto, a medio plazo, se puede esperar una desaceleración de las ganancias de eficiencia e incluso un aumento en la intensidad de las emisiones procedentes de la producción de insumos agrícolas (Aguilera et al., 2015). No obstante, aún se pueden esperar mejoras sustanciales en algunos países, como China, donde las emisiones de GEI son muy elevadas (Zhang et al., 2013).

Producción y uso de productos químicos sintéticos o inorgánicos

Los fertilizantes son probablemente el principal insumo agrícola en términos de consumo de energía y emisiones de GEI. Representan alrededor del 2% del consumo de energía primaria en el mundo (Aguilera et al., 2015).

Los **fertilizantes nitrogenados (N)** son los fertilizantes cuya producción consume más energía entre los macronutrientes, principalmente debido a la gran cantidad de energía necesaria para fijar el N_2 atmosférico (ecoinvent Center, 2007, Kool et al., 2012), pese a que se han realizado mejoras sustanciales en el este proceso (Aguilera et al., 2015). Los fertilizantes nitrogenados son también los que se aplican en mayor cantidad (FAO, 2018), siendo así una importante fuente de emisiones de GEI. La mayoría de las emisiones de GEI procedentes de la producción de fertilizantes nitrogenados están relacionadas con el uso de combustibles fósiles, principalmente gas natural para la producción de NH_3 , pero también otros combustibles fósiles a lo largo de todo el proceso productivo, incluyendo la producción de combustible, síntesis de NH_3 , y producción de fertilizantes comerciales. Además, la producción industrial de nitrato está asociada a emisiones de N_2O , que se suman a las emisiones relacionadas con el consumo de energía fósil. La huella de carbono media mundial de los fertilizantes nitrogenados se ha estimado en **5,7 kg de CO_2 -eq/kg N**, oscilando entre 3,3 kg CO_2 -eq/kg N para el sulfato de amonio y 9,5 kg CO_2 -eq/kg N para el nitrato cálcico (Kool et al., 2012). Teniendo en cuenta que el consumo de fertilizantes N global fue de 108 Tg N en 2008 (FAO, 2018), en 2008, **la producción global de fertilizantes nitrogenados representaría el 1,31% de las emisiones globales de GEI** en ese año (47 Pg CO_2 -eq; IPCC, 2014).



Imagen 1. Balsas de fosfoyesos junto a la ciudad de Huelva. Los fosfoyesos son residuos de la producción industrial de fertilizantes fosfatados, cuyo almacenamiento resulta problemático por su toxicidad y radiactividad. En el caso de Huelva, su peligrosidad se ve acentuada por la subida del nivel del mar debido al cambio climático. Su dimensión puede apreciarse por la comparación con el estadio deportivo arriba a la izquierda

La producción de **fertilizantes fosfatados (P_2O_5)** emplea energía fósil para la minería y el beneficio (refinado) del mineral de fosfato, la producción de azufre (subproducto en el refinado de crudo), la producción de ácido sulfúrico, la fabricación de superfosfato y la granulación y transporte del producto final. La reacción exotérmica del fosfato de roca y el ácido sulfúrico se emplea como fuente de energía en las plantas modernas (Jensen y Kongshaug, 2003). Los principales impactos ambientales pueden diferir mucho entre los distintos métodos de producción (da Silva y Kulay, 2005), dependiendo de factores como la distancia de las minas a las fábricas o el mix eléctrico empleado. El transporte representa a menudo una parte importante de la huella del carbono de los fertilizantes de P debido a la concentración baja de la roca del fosfato y a que las reservas mundiales se concentran en pocos lugares. La huella de carbono media mundial de la producción de fertilizantes P se ha estimado en **1,35 kg CO_2 -eq/kg P_2O_5** (Kool et al., 2012). Teniendo en cuenta que el consumo total de fertilizantes P fue de 41 Tg P_2O_5 en 2008 (FAO, 2016), la **producción de fertilizantes fosforados representaría el 0,12% de las emisiones globales de GEI**. Sin embargo, este valor podría ser conservador, ya que las emisiones de GEI de la producción promedio de fertilizantes de P variaron de 1,8 a 11,0 kg de CO_2 -eq/kg P_2O_5 en varios estudios revisados por Linderholm et al. (2012).

La producción de **fertilizantes potásicos (K₂O)** se basa principalmente en minerales solubles de potasio como la silvita (KCl), que se encuentran predominantemente en grandes depósitos en el hemisferio norte (Ciceri et al., 2015). El proceso de producción de fertilizantes involucra el uso de energía fósil en la minería y el procesamiento de los minerales, así como en el transporte y el envasado de los productos finales. La huella media de carbono de los fertilizantes de potasa se ha estimado en **1,23 kg de CO₂-eq/kg de K₂O**. Teniendo en cuenta que el consumo mundial de fertilizantes K fue de 41 Tg K₂O en 2008 (FAO, 2016), esto representa el **0,08% de las emisiones globales de GEI**.

En resumen, **las emisiones totales derivadas de la producción de fertilizantes N, P y K ascenderían al 1,51% de las emisiones mundiales de GEI**.

La **cal** es un insumo importante en sistemas de cultivo con problemas de acidificación. La huella de carbono media global de la cal es **0,074 kg de CO₂-eq/kg de cal**. Los **micronutrientes** también se aplican a los suelos agrícolas para reponer extracciones con rendimientos y superar los déficits del suelo, aunque apenas disponemos de publicaciones relacionadas con la huella de carbono de los fertilizantes de micronutrientes.

La producción de **plaguicidas sintéticos** es un proceso muy intensivo en energía (Green, 1987, Bhat et al., 1994, Audsley et al., 2009). A diferencia de otros procesos industriales, la eficiencia energética de la producción promedio de plaguicidas no parece haber mejorado a lo largo de la historia, sino que se ha observado la tendencia opuesta: los plaguicidas viejos y sencillos están siendo sustituidos por otros más complejos (Audsley et al. 2009). A pesar de que muchos estudios y bases de datos (por ejemplo, Audsley, 2003,ecoinvent Center, 2007) clasifican los plaguicidas por función (tales como herbicidas, insecticidas y fungicidas) y por familia química (tales como organofosforados o carbamatos), Audsley et al. (2009) encontraron que este factor no era un buen predictor del uso de energía y las emisiones de GEI de la manufactura de pesticidas. Aguilera et al. (2015), utilizando los datos de Audsley et al. (2009), estimaron que la energía incorporada de los plaguicidas promedio utilizados en 2010 era de 447 MJ/kg de ingrediente activo, lo que se traduciría en **30,8 kg de CO₂-eq/kg** de ingrediente activo utilizando los factores de intensidad de carbono de la energía de Audsley et al. (2009). Zhang et al. (2011) proporcionan una estimación aproximada de un uso global de 4,6 Tg de plaguicidas químicos, por lo que **la producción de plaguicidas representaría el 0,30% de las emisiones globales de GEI**.

Producción y uso de energía

El consumo de **combustible** en la agricultura es mucho menor que en el transporte, pero sigue siendo una fuente importante de emisiones de GEI. Esto incluye las emisiones de la combustión y la producción del combustible consumido por la **maquinaria agrícola**, incluyendo maquinaria autopropulsada tal como tractores y cosechadoras, motores estáticos tales como bombas de agua, y otros usos tales como la producción de **calor** para instalaciones ganaderas, invernaderos o secado de grano. El transporte de insumos agrícolas o de materiales orgánicos dentro de la finca también puede consumir cantidades significativas de combustible.

Las emisiones de la **combustión del combustible** se deben principalmente a la liberación de su carbono de origen fósil a la atmósfera, aunque también se emiten gases traza. Las emisiones de combustibles de la maquinaria agrícola representan alrededor de 3,2 kg CO₂-eq/kg de combustible (diésel o gasolina) (MAGRAMA, 2013), que equivale a **2,7 kg de CO₂-eq/l diésel y 2,4 kg de CO₂-eq/l de gasolina**. Las emisiones directas procedentes de los combustibles renovables como la biomasa sólo incluyen emisiones de gases traza (N₂O y CH₄), y representaron 0,14 kg de CO₂-eq/kg de biomasa en la agricultura española (MAGRAMA, 2013). Las emisiones de la producción de combustible incluyen todos los procesos involucrados: extracción, transporte de recursos crudos, procesamiento (refino de productos petrolíferos) y transporte del producto refinado. Los requerimientos de energía para la producción de combustible (y las emisiones asociadas) están aumentando debido al agotamiento de los mejores recursos (Aguilera et al., 2015),

La **electricidad** se utiliza en la agricultura principalmente para el **bombeo de agua en el riego** y para el secado de grano (Cleveland, 1995), aunque también tiene otros usos como la iluminación y ventilación de las instalaciones ganaderas (Nacer et al., 2016) y el funcionamiento de plantas de compostaje (Andersen et al., 2010). Una red eléctrica con un mix intensivo en carbono puede conducir a mayores emisiones GEI en el bombeo de agua a base de electricidad que a partir de sistemas de bombeo basados en diésel (Tyson et al., 2012). Las emisiones GEI de la producción de electricidad pueden ser la fuente dominante de los impactos ambientales en sistemas de cultivo con un uso intensivo de electricidad, como los sistemas hortícolas irrigados con agua subterránea en Grecia (Foteinis et al., 2016). La huella de carbono de la producción de electricidad incluye las emisiones directas de la operación de la planta y las emisiones indirectas de la provisión de combustible e infraestructura (Turconi et al., 2013). La proporción relativa de cada etapa y la huella de carbono total resultante tienen una amplia variabilidad, dependiendo del tipo de tecnología empleada y de sus características específicas. La utilización de electricidad conlleva no solo los costos energéticos asociados a la generación sino también, en su caso, los de su distribución hasta los lugares de consumo, incluyendo la construcción y mantenimiento de la infraestructura y las pérdidas en la red.

Producción de bienes de equipo

Las emisiones de la producción de bienes de equipo incluyen principalmente la **fabricación de maquinaria, la construcción de infraestructura de riego, invernaderos y edificios**. Estas emisiones se producen fuera de la explotación e incluyen la producción de materias primas y combustibles, la fabricación de los componentes y la construcción o fabricación del bien final. Su energía incorporada y las emisiones de GEI asociadas dependerán de la eficiencia energética y la intensidad de carbono de todas las etapas del proceso de producción, y también de la vida útil. Este último factor tiene un gran impacto en la energía anual incorporada en bienes de equipo (Diotto et al., 2014, Pellegrini y Fernandes, 2018).

Las emisiones de **producción de maquinaria** generalmente representan una pequeña fracción del balance de GEI total de los sistemas agrícolas (West y Marland, 2002), a pesar de que ésta puede representar una fracción significativa de los costes en términos económicos (Mobtaker et al., 2010).

La **infraestructura de riego** incluye tanto la infraestructura aguas arriba (las presas, canales y tuberías) como la infraestructura en finca (zanjas, tuberías, emisores). Las emisiones de GEI de riego aguas arriba no se han caracterizado en publicaciones científicas hasta el momento. Sin embargo, las emisiones biogénicas de CH₄ sí se han caracterizado para las presas hidroeléctricas, lo que advierte sobre emisiones potencialmente elevadas para el agua de riego procedente de presas. Lal (2004b) estimó la huella de carbono de la instalación en finca de diferentes sistemas de riego empleando los datos de inventario de Batty y Keller (1980). Los valores oscilaron entre 34 kg CO₂-eq ha⁻¹ año⁻¹ para los sistemas de riego superficial y **311 kg CO₂-eq ha⁻¹ año⁻¹ para sistemas de riego por goteo**. La huella de carbono de los sistemas de riego por aspersión puede variar ampliamente en función del tipo de sistema, de 60 a 445 kg CO₂-eq ha⁻¹ año⁻¹. Estos valores pueden ser inferiores o superiores a los asociados al uso de energía dependiendo de la intensidad energética del agua (Sanz-Cobena et al., 2017), que depende del tipo de sistema y la altura de elevación, y de la intensidad carbono de la energía empleada.



Imagen 2. La infraestructura de riego requiere grandes cantidades de energía para su construcción, mantenimiento y operación. En la imagen, tuberías del trasvase Tajo-Segura en Alicante.

Los **invernaderos** y otros usos del plástico para la protección de cultivos, como túneles y acolchados, pueden ser una fuente importante de emisiones de GEI en cultivos intensivos (Girgenti et al., 2013, Romero-Gómez et al., 2014). Los invernaderos de vidrio consumen mucha energía y carbono, con valores medios de 29 toneladas de CO₂-eq por hectárea y año, frente a

los **invernaderos de plástico**, que oscilan entre **4 y 13 toneladas de CO₂-eq por hectárea y año** (Anton et al., 2014).

Producción y uso de insumos orgánicos

Las emisiones asociadas a la producción de insumos orgánicos se contabilizan generalmente como emisiones de **gestión de residuos**, dado que los fertilizantes orgánicos empleados en agricultura proceden principalmente de residuos que tendrían que ser manejados, en cualquier caso. Los principales tipos de residuos orgánicos son el estiércol (tanto líquido como sólido), los desechos agroindustriales (como residuos de la molienda de aceitunas y residuos de la producción de vino), los residuos sólidos urbanos y los lodos de depuradora. La gestión de residuos orgánicos es responsable de la emisión de grandes cantidades de GEI traza, principalmente CH₄ y también N₂O. El compostaje es un tipo de gestión de los residuos sólidos que puede reducir las emisiones de GEI (Pardo et al., 2015).

El **transporte** también puede implicar costes energéticos sustanciales para los fertilizantes orgánicos. Por ejemplo, Wiens et al. (2008) estimó que la distancia de transporte de estiércol líquido de cerdo sólo podría llegar a 12,3 km antes de que el costo energético del N del estiércol fuera equivalente al del N derivado de la producción industrial de urea.

Las emisiones GEI de las estrategias de gestión de residuos deben evaluarse teniendo en cuenta las emisiones GEI de la gestión, pero también el **destino final del residuo procesado**. Por ejemplo, si los residuos se utilizan para la alimentación animal, es necesario considerar qué productos sustituye y cuál es el efecto sobre la productividad animal y las emisiones GEI biogénicas (Pardo et al., 2016); para la producción de energía, cuál es su intensidad de emisión, cuánto nutriente es recuperado y cuál es la intensidad de emisión de la energía que sustituye (Aguirre-Villegas et al., 2014); para la aplicación del suelo, cómo está estabilizado su carbono (Thomsen et al., 2013) y cuál es el efecto sobre las emisiones de N₂O.

8.2 Análisis bibliométrico de los estudios bajo clima mediterráneo

Se han recopilado 137 trabajos que abordan las emisiones de GEI mediante ACV en producciones agrarias mediterráneas, la mayoría de los cuales (95%) corresponden a estudios primarios (“ACV” en la Figura 1), y el resto a revisiones. **Una quinta parte (22%) de los estudios primarios incluye producción ecológica**, casi siempre (excepto en un caso) en comparación con el manejo convencional.

Tabla 1. Número de artículos que incluyen análisis de ciclo de vida (ACV) en la agricultura bajo clima mediterráneo, según el tipo de estudio y manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
ACV	1	29	97	127
Revisión	1	3	6	10
Total	2	32	103	137

En cuanto a los países con estudios sobre ACV (Figura 1), se hayan fuertemente concentrados en la Cuenca Mediterránea, y en particular en Italia, con casi la mitad de los estudios (46%), seguida de España, con un 24%, y Grecia, con un 10%. Los estudios que incluyen manejo ecológico también se hayan concentrados en esos 3 países, con el 43% de los estudios en Italia y el 23% tanto en Grecia como en España.

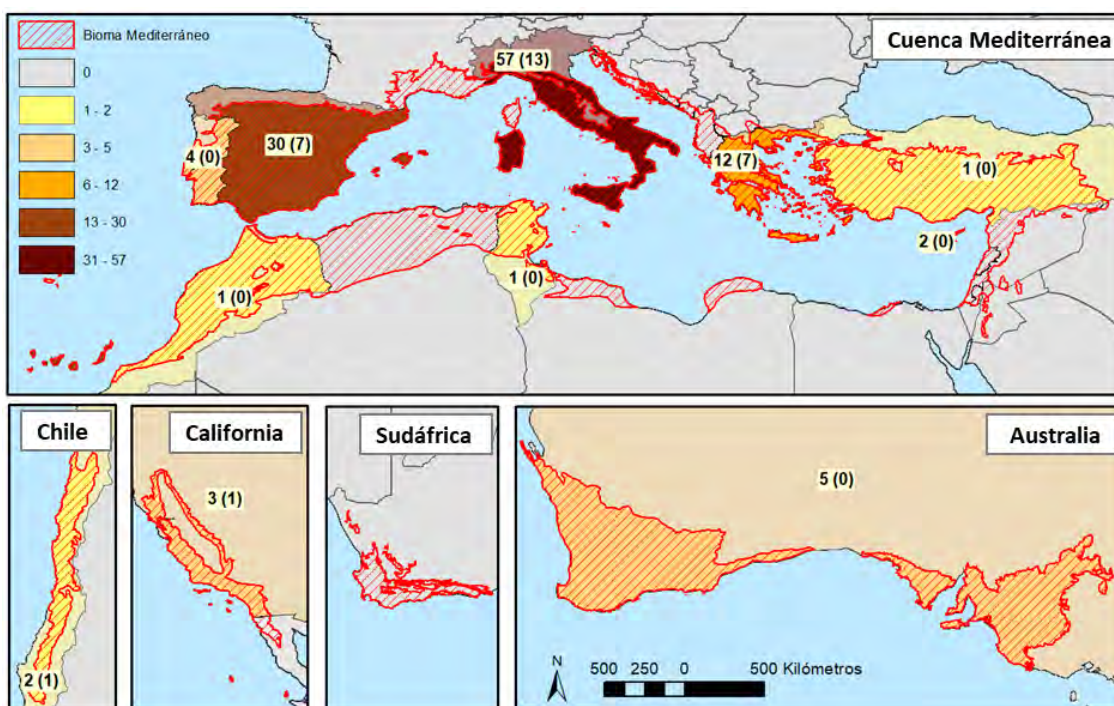


Figura 1. Número de artículos que estiman la huella total de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En España la mayor concentración de artículos se encuentra en Cataluña, seguida de Andalucía (Figura 2). Las únicas comunidades en las que se han realizado estudios que incluyan manejo ecológico son Andalucía y Murcia.

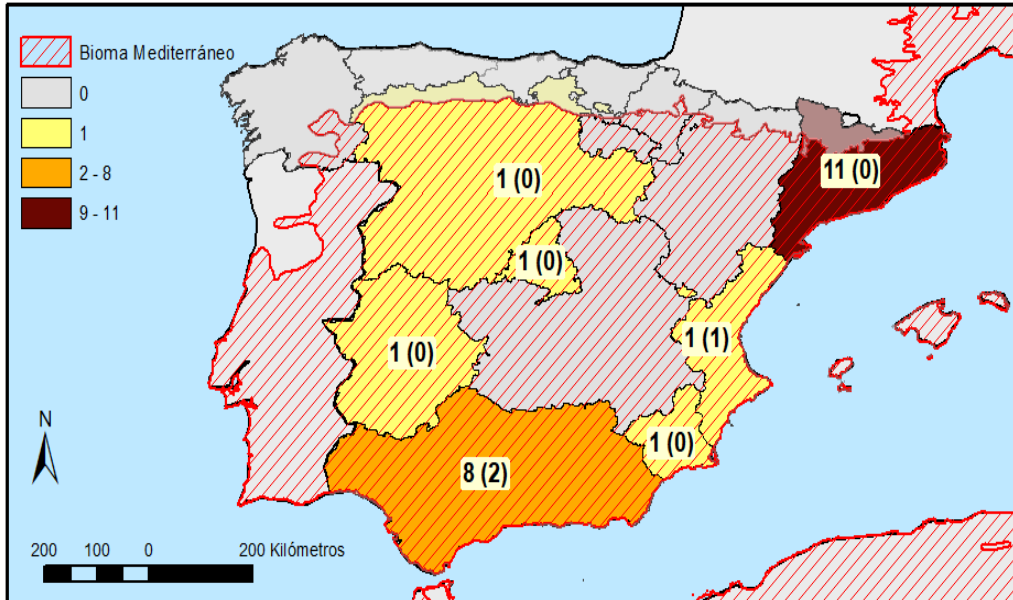


Figura 2. Número de artículos que estiman la huella total de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La mayoría de los estudios de ACV corresponden a los cultivos herbáceos, con 136 estudios, seguidos de los leñosos, con 60, y en contraste con un número mucho más bajo de estudios sobre producciones ganaderas, 12 en el caso de rumiantes y 8 de monogástricos (Figura 3). El manejo ecológico se aborda en un 37% de los estudios ACV sobre leñosos y en un 24% de los estudios sobre herbáceos, frente a solo el 8% en rumiantes y el 0% en monogástricos.

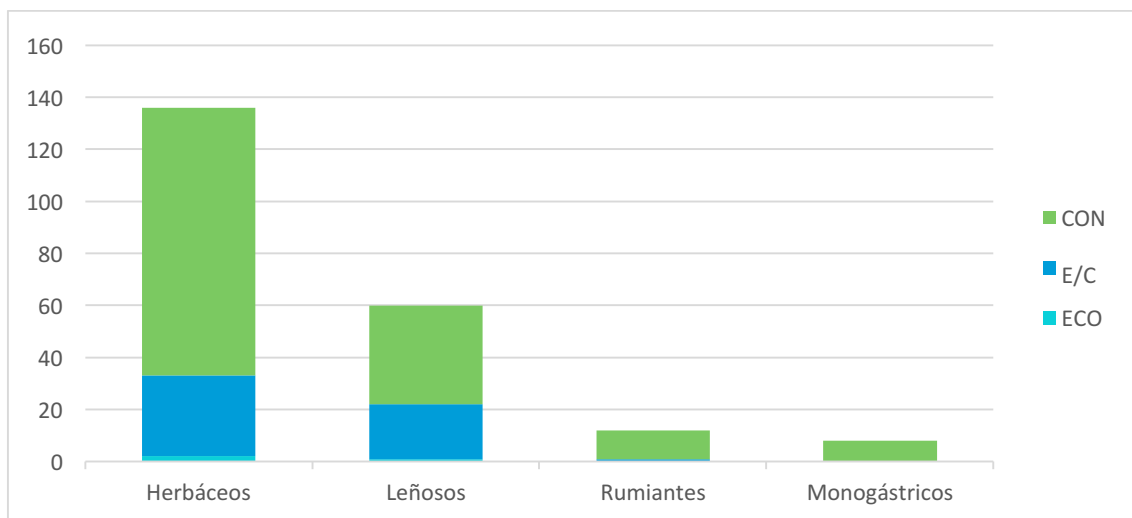


Figura 3. Número de artículos que analizan la huella de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El análisis por tipo de cultivo y animal (Figura 4) muestra grandes diferencias en el número de estudios, así como en el porcentaje de éstos que incluyen manejo ecológico. En este caso, los cultivos más estudiados son los hortícolas, con 20 estudios. En cereales de invierno, olivar, viñedo y frutales hay más de 15 estudios en cada tipo de cultivo, mientras que hay 5 estudios o menos en cereales de verano, arroz, leguminosas grano y frutos secos. En cuanto al manejo ecológico, representa el 40% o más de los estudios sobre leguminosas grano, olivar, frutos secos, frutales y cítricos, pero no se ha estudiado en cereales de verano, industriales y forrajeros.

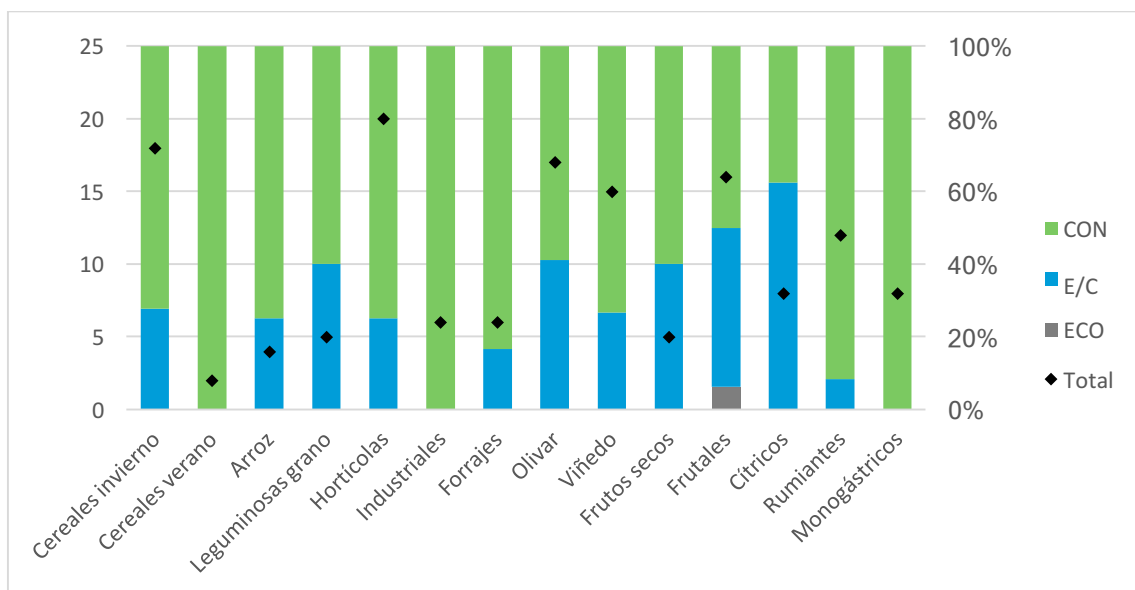


Figura 4. Número de artículos que analizan la huella de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

La comparación del número de artículos ACV publicados con la huella total de C de los productos agropecuarios en España (Figura 5) muestra **importantes desequilibrios entre las categorías de cultivos (herbáceos y leñosos), que han sido muy estudiadas**, pero representan una parte muy pequeña de las emisiones, **y las categorías de animales (monogástricos y rumiantes), que han sido muy poco estudiados a pesar de representar la mayor parte de las emisiones estimadas** (Figura 5A). Estos desequilibrios hacen que el número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido sea de 8 en el caso de la agricultura frente a solo uno en el caso de la ganadería. Destaca especialmente la escasez de estudios en monogástricos, en relación a sus emisiones, con solo 0,4 estudios por teragramo emitido.

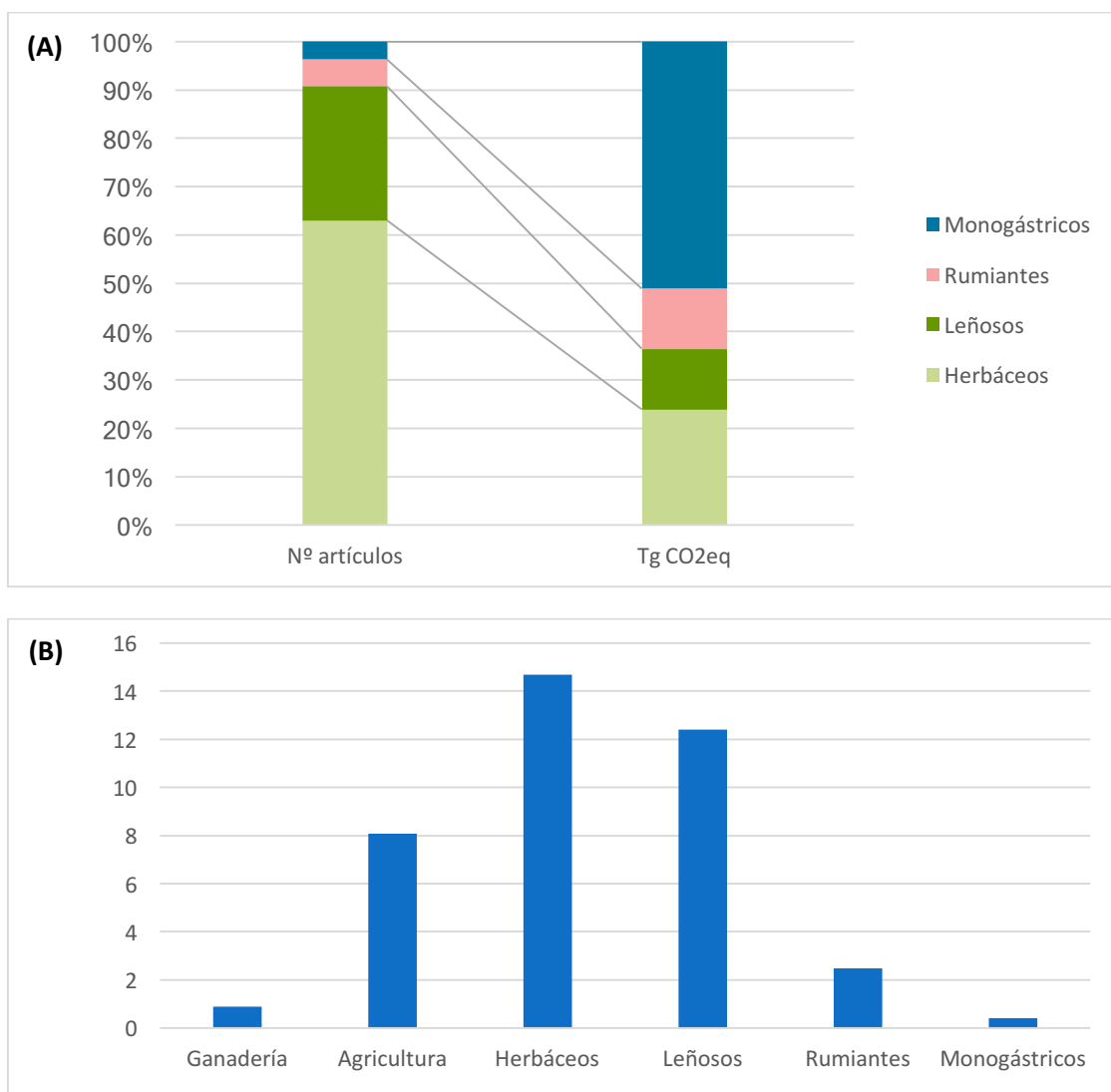


Figura 5. Comparación de la huella total de carbono y del número de artículos ACV publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según categoría.

En el estudio específico por tipo de cultivo (Figura 6) también se observan grandes desequilibrios. En este caso, destaca el **gran número de estudios en frutales, viñedo y hortícolas, frente a unas emisiones relativamente pequeñas en esas categorías, y un número relativamente bajo de estudios sobre cereales de invierno y verano y cultivos forrajeros**, pese a que representan gran parte de las emisiones (Figura 6A). En consecuencia, el número de artículos publicados por teragramo de CO₂eq emitido, de 8 artículos en promedio para todos los cultivos, oscila ampliamente desde 2 artículos en el caso de los cereales de verano hasta más de 20 en el de leguminosas grano y frutales.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

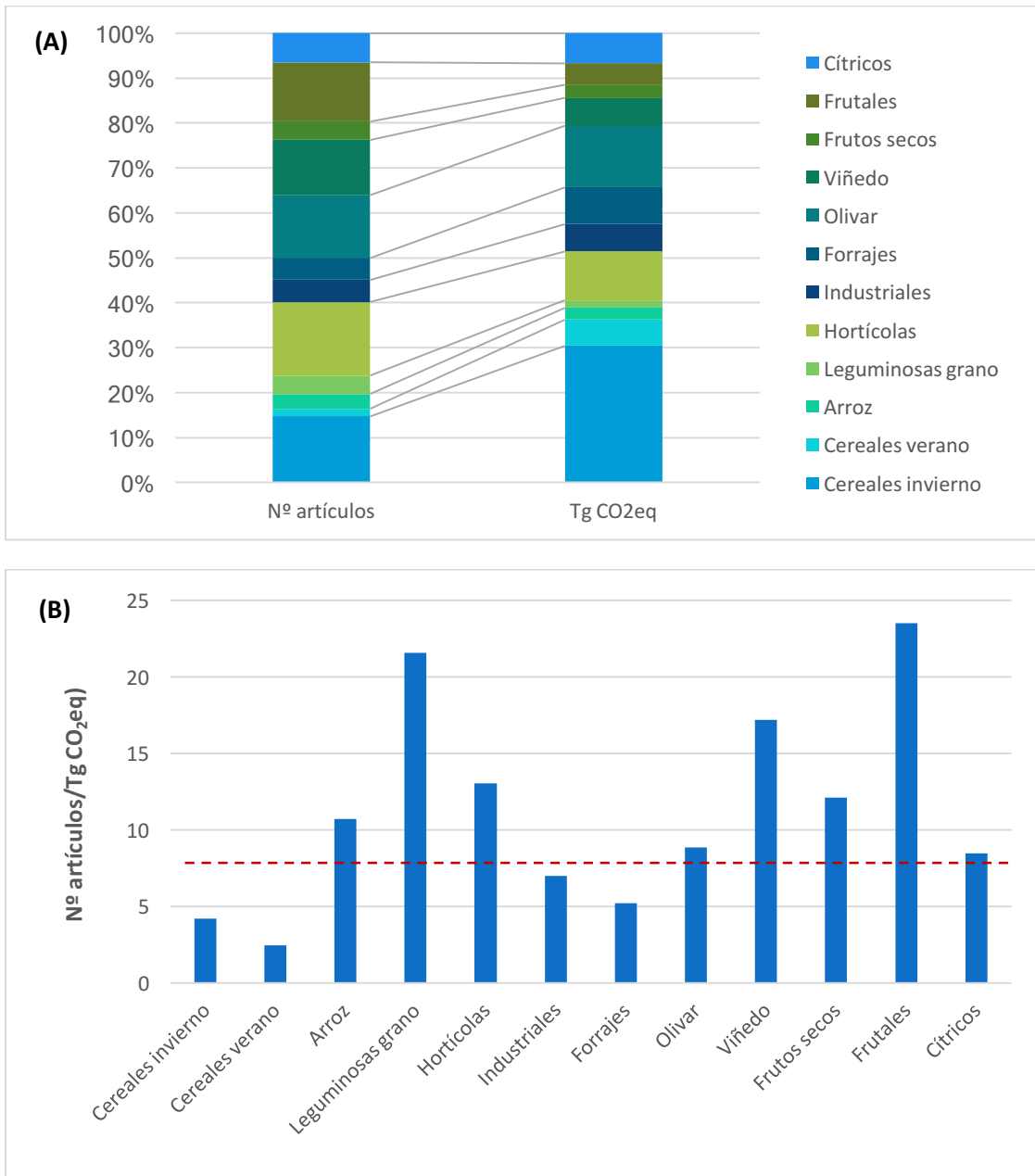


Figura 6. Comparación de las emisiones asociadas a la producción de insumos en España con el número de artículos ACV publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según tipo de cultivo.

8.3 Carencias en la información sobre huella total de C estimada mediante ACV

Los productos agropecuarios muestran **dificultades específicas para estandarizar la evaluación de sus emisiones de GEI**, debido a la incertidumbre en la estimación de algunos procesos como la definición de los límites, los problemas de asignación, o las emisiones de GEI biogénicas. La metodología es lo suficientemente flexible como para poder ajustarse a cada condición particular, aunque la heterogeneidad metodológica resultante puede cuestionar la comparabilidad de los resultados.

Una cuestión importante es la **definición de los límites del estudio**. Los límites de los ACVs de los productos alimenticios varían ampliamente dependiendo de los objetivos del estudio, y rara vez siguen un enfoque de "la cuna a la tumba" (que implica la eliminación de desechos y la excreción humana en nuestro caso), pero esto puede no ser necesario para comparar productos alimenticios individuales. El enfoque "de la cuna a la tumba" se ha aplicado al estudio de sistemas agroalimentarios completos o patrones dietéticos (por ejemplo, Muñoz et al., 2010). Muchos ACVs de productos alimenticios establecen los límites del sistema de "cuna a tienda" (por ejemplo, Beccali et al., 2010, Ardente et al., 2006), mientras que otros se centran en los límites de "cuna a puerta de agroindustria" (por ejemplo, Aranda et al., 2005; Salomone y Ioppolo, 2012). Cuando el estudio se centra en el proceso de producción agrícola, los límites se establecen de "**cuna a puerta de la finca**" (por ejemplo, Sanjuán et al., 2005; Flysjo et al., 2011).



Imagen 3. La complejidad de los agroecosistemas dificulta la cuantificación de los impactos ambientales y su asignación entre los distintos productos. Paisaje en mosaico con cultivos herbáceos y leñosos en Marruecos

Los **problemas de asignación** pueden encontrarse en sistemas de producción que generan productos secundarios, como la producción de carne en sistemas de producción de leche o de huevos, la paja en la producción de cereales, el estiércol en producciones ganaderas, o sistemas multiproducto de la industria agroalimentaria como el aceite y las tortas de semilla.

Otra fuente importante de incertidumbre es la estimación de las **emisiones de GEI biogénicas** de los suelos y los animales, en particular las emisiones de gases traza (N_2O y CH_4) y el balance de carbono del agroecosistema (en el suelo y en la biomasa leñosa). Los componentes tecnológicos de los ACVs agrícolas, como insumos químicos y maquinaria, están generalmente bien caracterizados (por ejemplo, Kim y Overcash, 2003; Ecoinvent Center, 2007) y muestran una variabilidad relativamente baja. Por lo tanto, pueden ser modelados usando bases de datos generales como Ecoinvent, aunque podrían existir diferencias regionales que deben tenerse en cuenta (Aguilera et al., 2015). Por el contrario, los procesos biogeoquímicos, como los que tienen lugar en los suelos y en los cuerpos de los animales, son muy variables y dependen de las condiciones específicas. A pesar de esto, el enfoque habitual en los ACVs para la estimación de estos componentes de la huella de carbono es emplear **factores de emisión** Nivel 1 del IPCC (Figura 7), **que pueden no ser adecuados en situaciones específicas como los sistemas de cultivo en clima mediterráneo** (ver Capítulo 4).

La incertidumbre en la estimación del **secuestro de carbono** es aún mayor que en la estimación de emisiones de N_2O , lo que ha favorecido la omisión de la dinámica del carbono del suelo en los balances de GEI agrícola, a pesar de que este proceso ha sido identificado como el de mayor potencial de mitigación GEI dentro de la agricultura. Muy pocos estudios incluyen el secuestro de carbono dentro de los cientos de balances de GEI agrícolas publicados. Algunos ejemplos de estas excepciones son los trabajos de Kim y Dale (2005), Adler et al. (2007), Halberg et al. (2010), Brandao et al. (2011), Knudsen et al. (2014), Venkat (2012) o Godard et al. (2013). Estos estudios muestran que **la contribución de la dinámica del carbono del suelo al balance GEI no puede pasarse por alto**. En el caso de los estudios bajo clima mediterráneo, solo un 24% de los estudios ACV incluyen el secuestro de carbono, y un 5% incluyen mediciones en campo (Figura 7). En conjunto, **solo el 6% de los estudios ACV sobre productos agropecuarios mediterráneos llegan a Tier 2 en la estimación de las emisiones de N_2O y del secuestro de C**.

De manera similar, la mayoría de estudios ACV sobre sistemas ganaderos solo llegan hasta Tier 1 en procesos clave como el manejo del estiércol y las emisiones de CH_4 entérico (Figura 7), y en muchos casos ni siquiera se realiza una estimación Tier 1 de estas emisiones. Además, **ningún estudio ACV integra mediciones de emisiones del manejo de estiércol o de CH_4 entérico en el análisis**. Esta aproximación tan gruesa a componentes del balance de emisiones con gran peso en la huella final resta fiabilidad a los resultados obtenidos, y subraya la necesidad de investigaciones más ajustadas a las condiciones mediterráneas.

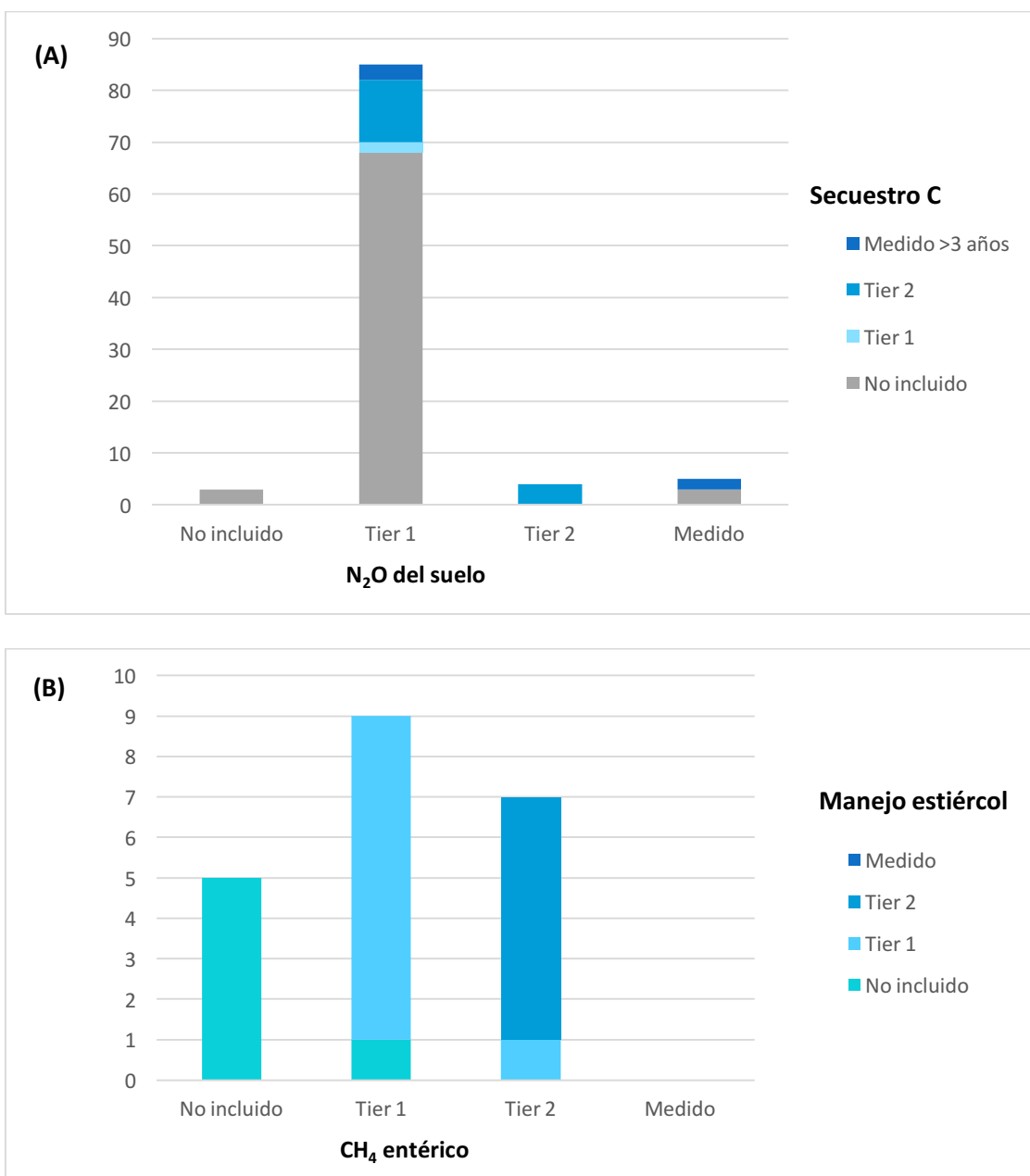


Figura 7. Clasificación de estudios ACV de productos vegetales (A) y animales (B) bajo clima mediterráneo en función del método de estimación de procesos clave del balance de emisiones.

8.4 Síntesis y conclusiones

La **producción de insumos agrícolas es una importante fuente de emisiones de GEI** y representa una parte considerable del balance de emisiones de los productos agropecuarios mediterráneos. En particular, en la producción vegetal destacan las emisiones de la **producción de fertilizantes** y de la producción y uso de energía en forma de **combustibles** para la tracción y **electricidad** para el riego. En ganadería destaca la producción de **piensos**, sobre todo los importados, por las emisiones por deforestación que generan.

Los **estudios ACV** sobre productos agropecuarios mediterráneos se hayan fuertemente concentrados en Italia, España y Grecia. Dentro de España, la mayoría de estudios son de Cataluña y Andalucía. A su vez, la mayor parte de los estudios ACV son de productos vegetales, en especial herbáceos, aunque en algunos grupos como los cereales de verano hay muy pocos estudios. **No existe ningún estudio ACV sobre manejo ecológico en cereales de verano, cultivos industriales y cultivos forrajeros.**

Existen importantes divergencias entre el número de estudios ACV publicados de cada categoría y tipo de cultivo o animal y sus emisiones de GEI asociadas a la producción de insumos. En particular, destaca el **bajo número de artículos por teragramo de CO₂ equivalente en la ganadería frente a la agricultura** y, dentro de la producción vegetal, en cereales tanto de invierno como de verano, así como en cultivos forrajeros.

Se han detectado varios **problemas metodológicos** en la mayoría de estudios publicados. El ACV de productos agrícolas presenta dificultades específicas relacionadas con la definición de los límites del sistema, la asignación de cargas ambientales y la cuantificación de emisiones biogénicas. En particular, se ha encontrado un **número muy bajo de estudios que estimen las emisiones de N₂O y el secuestro de carbono de manera ajustada** a las características del clima mediterráneo. De igual modo, casi todos los estudios ACV sobre producciones ganaderas emplean metodologías muy groseras para la estimación de las emisiones de CH₄ entérico y del manejo del estiércol.

9. CEREALES DE INVIERNO



9.1 Introducción

Los cereales de invierno pertenecen a la familia de las gramíneas (Poaceae) e incluyen especies tan relevantes para la alimentación mundial humana y animal como **el trigo, la cebada, el centeno y la avena**, además de híbridos como el triticale.

En función del momento de siembra y cosecha, los cereales se pueden dividir en cereales de invierno, **generalmente cultivados en secano**, y de verano, generalmente cultivados en regadío, mostrando ambos grupos importantes diferencias con relación a las emisiones de GEI, por lo que se han estudiado en capítulos separados en este informe. Además, estas diferencias se maximizan en el cultivo del arroz, por lo que su estudio se tratará en otro capítulo aparte.

Según la FAO (2018), en 2016 se cultivaron en España 2 millones de hectáreas (Mha) de trigo, 2,8 Mha de cebada y 0,5 Mha de avena. **La producción española de cereales está orientada mayoritariamente hacia el consumo interno**, y tiene un déficit neto de exportación de 2,5 millones de toneladas (Mt) para el grano de trigo, de 0,3 Mt para el de cebada y de 0,1 Mt para el de avena (Tabla 1).

Tabla 1. Comercio exterior neto de los principales cereales de invierno en España (FAO, 2018).

Producto	Suministro doméstico (t)	Exportaciones (t)	Importaciones (t)	Producción (t)	Comercio exterior neto (t)
Trigo	10.826.958	1.456.803	3.931.305	7.744.928	-2.474.502
Cebada	9.471.372	146.345	408.753	10.005.000	-262.408
Avena	1.017.138	27.177	86.615	957.700	-59.438

Según el MAPAMA (2018), la comunidad española con mayor producción de trigo es **Castilla y León** (40% de la superficie cultivada de trigo y 45% de la producción de grano), al igual que para la cebada (31% de la superficie y el 34% de la producción). Para la producción de avena, es Castilla-La Mancha la principal comunidad autónoma (35% de la superficie y 31% de la producción).

En España, en 2015, se cultivaron **188.870 hectáreas bajo manejo ecológico, lo que supone un 3% de la superficie total de cereales de invierno**. Castilla-La Mancha concentra un 44% de esa superficie, seguida por Andalucía (32%) y por Aragón (10%). Sólo las dos primeras suman más del 75% de la superficie estatal de cereales ecológicos.

Por productos, **la cebada es el cereal más cultivado en ecológico** (68.699 ha), seguido de la avena (53.083 ha), y el trigo (50.504 ha). El cereal que tiene mayor porcentaje de superficie cultivada en ecológico es la avena (11%) (Tabla 2).

Tabla 2. Superficie de cereales de invierno ecológico por productos y regiones españolas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.

Comunidades Autónomas	Superficie total (ha)			Superficie ecológica (ha)			Porcentaje eco. (%)		
	Trigo	Cebada	Avena	Trigo	Cebada	Avena	Trigo	Cebada	Avena
Castilla y León	865.282	803.961	70.828	2.844	2.290	1.469	0,3	0,3	2,1
Andalucía	379.439	122.839	96.849	10.650	20.637	20.627	2,8	16,8	21,3
Castilla-La Mancha	301.507	776.029	170.184	21.596	32.044	21.411	7,2	4,1	12,6
Aragón	265.403	447.763	26.162	9.913	5.305	1.150	3,7	1,2	4,4
Cataluña	94.660	177.558	9.740	1.106	1.355	1.106	1,2	0,8	11,4
Extremadura	83.769	47.731	51.950	218	296	1.306	0,3	0,6	2,5
Navarra	73.525	85.501	9.066	2.658	964	247	3,6	1,1	2,7
La Rioja	29.731	18.677	348	29	23	13	0,1	0,1	3,8
Madrid	26.478	37.032	4.774	59	236	39	0,2	0,6	0,8
País Vasco	23.368	14.097	5.681	51	73	89	0,2	0,5	1,6
Galicia	15.205	619	129	131	2	1	0,9	0,2	0,9
R. de Murcia	7.712	28.556	16.988	559	2.948	2.566	7,3	10,3	15,1
C. Valenciana	4.642	19.090	6.110	330	1.402	1.897	7,1	7,3	31,1
Baleares	4.613	19.111	14.467	326	1.124	1.159	7,1	5,9	8,0
TOTAL	2.176.353	2.598.896	483.727	50.504	68.699	53.083	2,3	2,6	11,0



Imagen 1. Cultivo de avena en la provincia de Córdoba

9.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cereales de invierno

Se revisaron 259 artículos sobre cereales de invierno, 215 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 3). **Un 10% de los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, de los cuales 19 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 2 centrados exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 4 estudios con manejo ecológico bajo clima mediterráneo en los que no se midieron emisiones de GEI (Tabla 4).

Tabla 3. . Número de artículos revisados sobre cereales de invierno, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	21	1	22
Mediterráneo	215	11	226
No Mediterráneo	9	2	11
Total	245	14	259

Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	195	7	202
Eco/Con	18	3	21
Ecológico	2	1	3
Total	215	11	226

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en cereales de invierno se publicó en 1986, y en 2003 el primer estudio que incluyó algún manejo ecológico. A partir de 2006 se incrementó notablemente el número anual de estudios publicados con manejo convencional, superando en casi todos los años las 10 publicaciones, y llegando en 2011 a 28 artículos publicados. En cuanto al manejo ecológico, se vienen publicando entre 0 y 4 artículos al año desde 2003 (Figura 1).

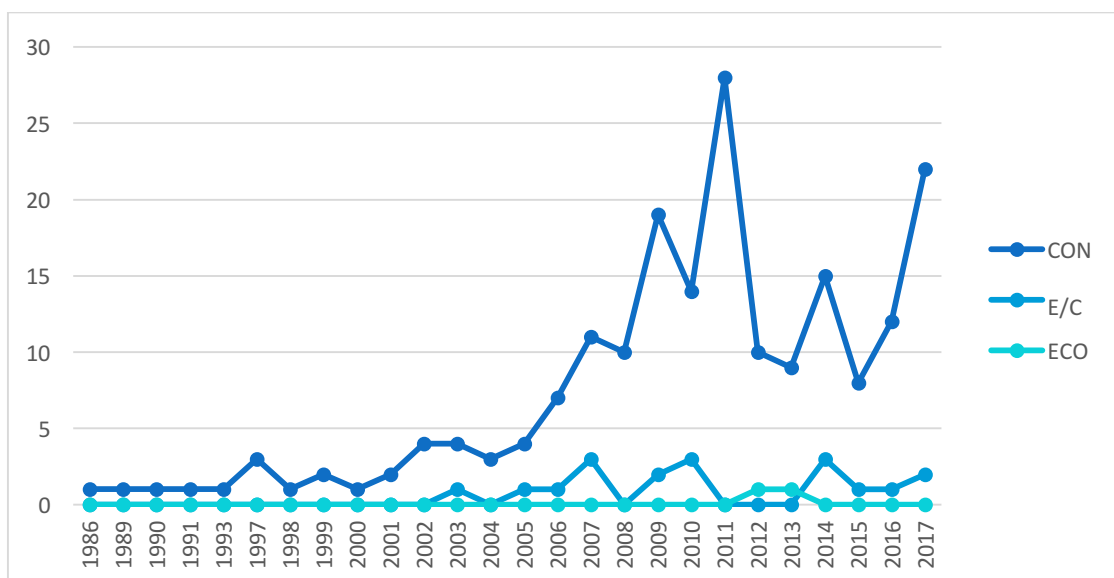


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cereales invierno y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

En España se alcanza el máximo número de estudios, con la mitad (52%) del total de estudios sobre GEI en cereales de invierno, y un 38% de los estudios que incluyen manejo ecológico. En Italia se ha realizado un 19% de los estudios sobre cereales de invierno, incluyendo el 33% estudios con manejo ecológico, mientras que en EEUU se alcanza un 14% y en Australia un 10% de los estudios con manejo ecológico (Figura 2).

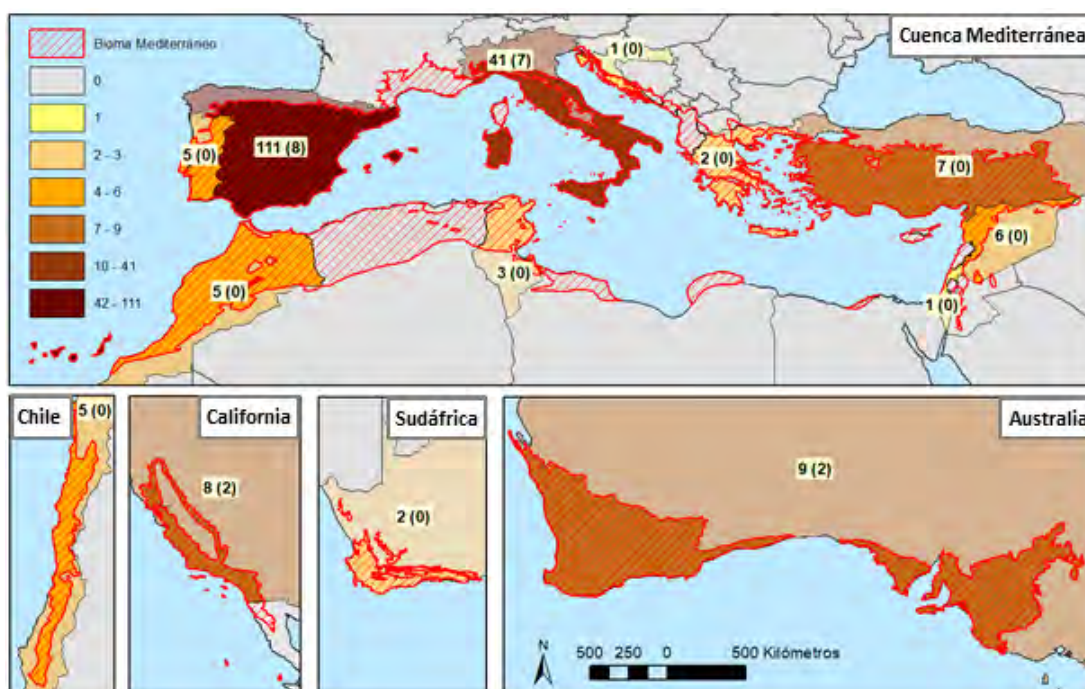


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En el caso de la distribución regional de los estudios realizados en España (Figura 3), en **Andalucía se ha realizado el máximo número de estudios (el 41% del total y el 38% de los que incluyen manejo ecológico)**, seguida de Madrid, Cataluña y Aragón. Andalucía, Cataluña y Castilla y León son las únicas comunidades autónomas en la que se han realizado estudios sobre emisiones de GEI en cereales de invierno ecológicos (los otros realizados en España son a nivel estatal).

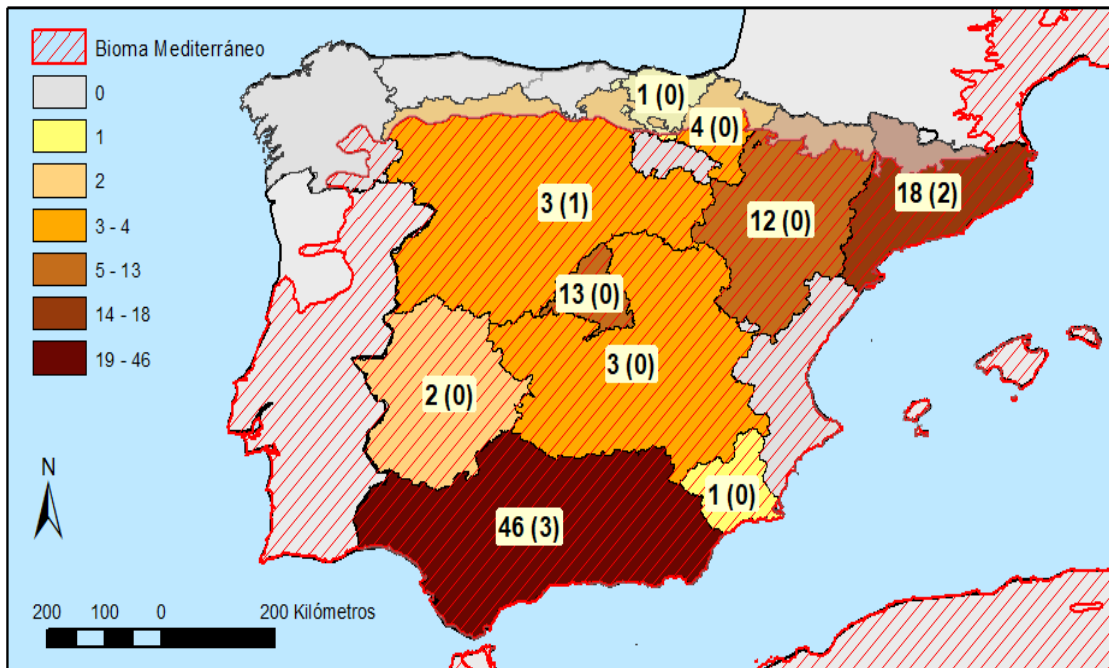


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de los cereales de invierno, con 181 estudios, 158 de los cuales incluyeron mediciones en campo. Además, existen 19 artículos sobre ACV, y 57 estimaciones de N₂O del suelo (Figura 4A), de las cuales 31 son mediciones en campo. Por otro lado, existe un número menor de artículos con mediciones de CH₄ del suelo, con 22 mediciones en campo (Figura 4B). En cuanto al **manejo ecológico**, se incluye en el **28% de los ACV, pero solo en el 11% de los estudios con mediciones en campo de carbono, en el 3% de aquellos con mediciones de N₂O y en ninguno de los que miden CH₄.**

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

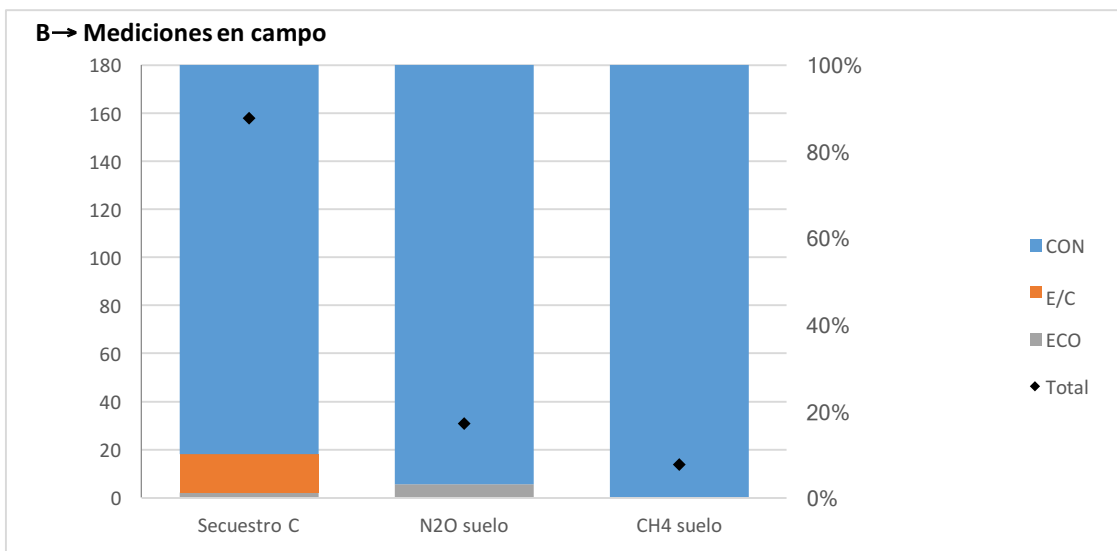
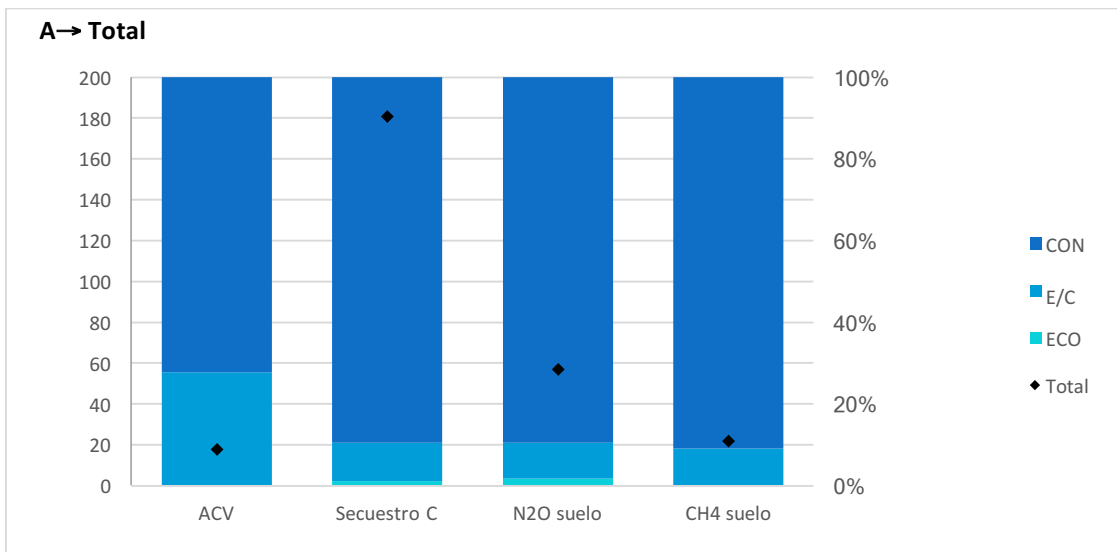


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

9.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

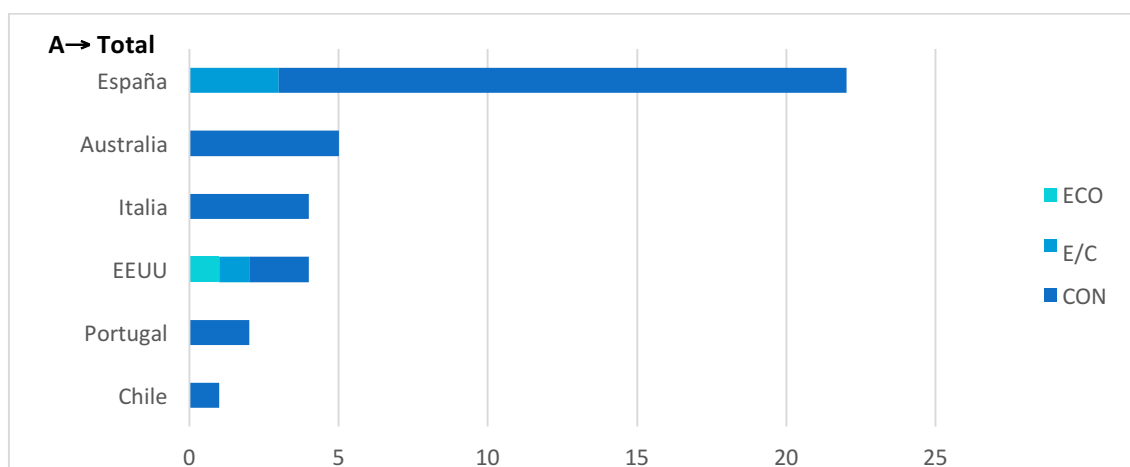
La revisión realizada muestra una relativa abundancia de estudios sobre emisiones de N₂O en cereales de invierno (Tabla 5). Se han encontrado **31 estudios en los que se mide N₂O en cereales de invierno, la cifra más alta de entre todos los grupos de cultivo**, además de 6 estudios de modelización y 16 en los que se emplea el factor del IPCC para estimar las emisiones de N₂O. Las mediciones en ecológico, por el contrario, son mucho más escasas, con solo un estudio encontrado (un 3%).

Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	1	0	30	31
Modelizado	0	3	4	7
Revisión	0	0	3	3
Factor IPCC	0	2	14	16
Total	1	5	51	57

Existe una **fuerte concentración de estudios en España (Figura 5A), donde se han realizado más de la mitad del total de estudios y de los que incluyen mediciones en campo**. También hay mediciones en campo en Australia, Italia, EEUU, Portugal y Chile. Cabe destacar que **el único estudio con mediciones en campo de N₂O en cereales de invierno bajo manejo ecológico se ha realizado en California, no existiendo ninguna medición a nivel europeo**, lo que supone una importante laguna en la información (Figura 5B).

Por otra parte, 7 de los 17 trabajos con mediciones de N₂O en cereales de invierno realizados bajo clima mediterráneo en España se ha llevado a cabo en la Comunidad de Madrid, lo que indica la **ausencia de datos en la mayoría de áreas geográficas del país**, con solo otras 3 comunidades en las que se haya realizado más de un estudio: Aragón, Cataluña y Andalucía (con 3 estudios en cada una).



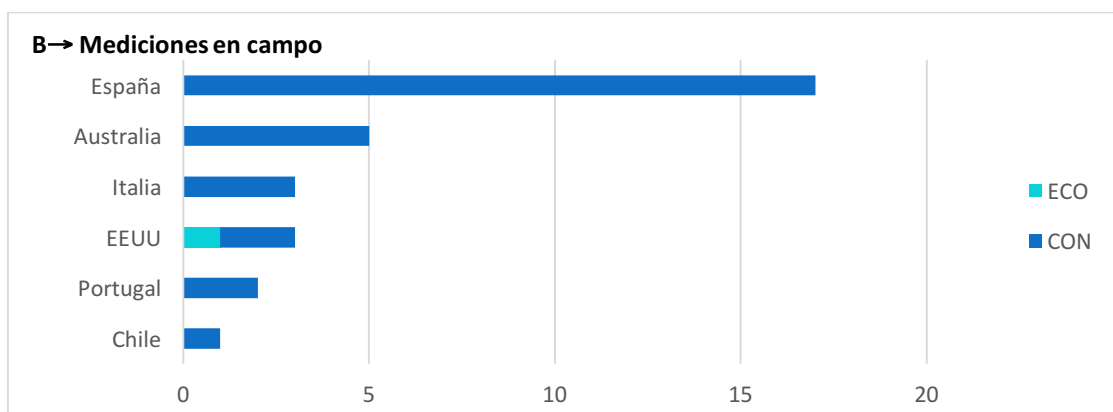


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

El meta-análisis de Cayuela et al. (2017) contiene casi todos los estudios encontrados con mediciones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo. Según este estudio¹, las emisiones de N₂O promedio en estos sistemas son de 0,7 kg N₂O-N por hectárea (Figura 6), un valor muy bajo en relación con otros cultivos, y que resulta en un **factor de emisión de N₂O en cereales de invierno bajo clima mediterráneo (0,26%) significativamente más bajo que el factor del IPCC (1%)**.

No se han encontrado comparaciones de emisiones de N₂O entre cultivos ecológicos y convencionales. **En el único estudio con manejo ecológico encontrado, Smukler et al. (2012) hallaron niveles muy bajos de N₂O en el cultivo de avena en California**, tanto en secano (aproximadamente 0,2-0,3 kg N₂O-N por hectárea y año) como en regadío (aproximadamente 0,3-0,6 kg N₂O-N por hectárea y año).

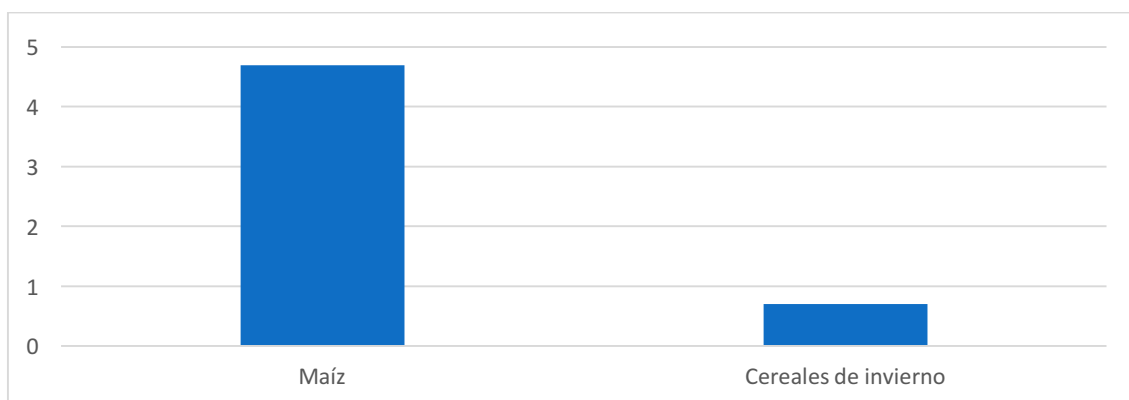


Figura 6. Emisiones de N₂O (kg N₂O ha⁻¹) en maíz y cereales de invierno bajo clima mediterráneo. Promedio de 56 observaciones en maíz y 61 en cereales de invierno de invierno. Fuente: Cayuela et al. (2017)

¹ Los datos están referidos a un año, aunque en muchos casos las mediciones se limitaban al periodo de cultivo.

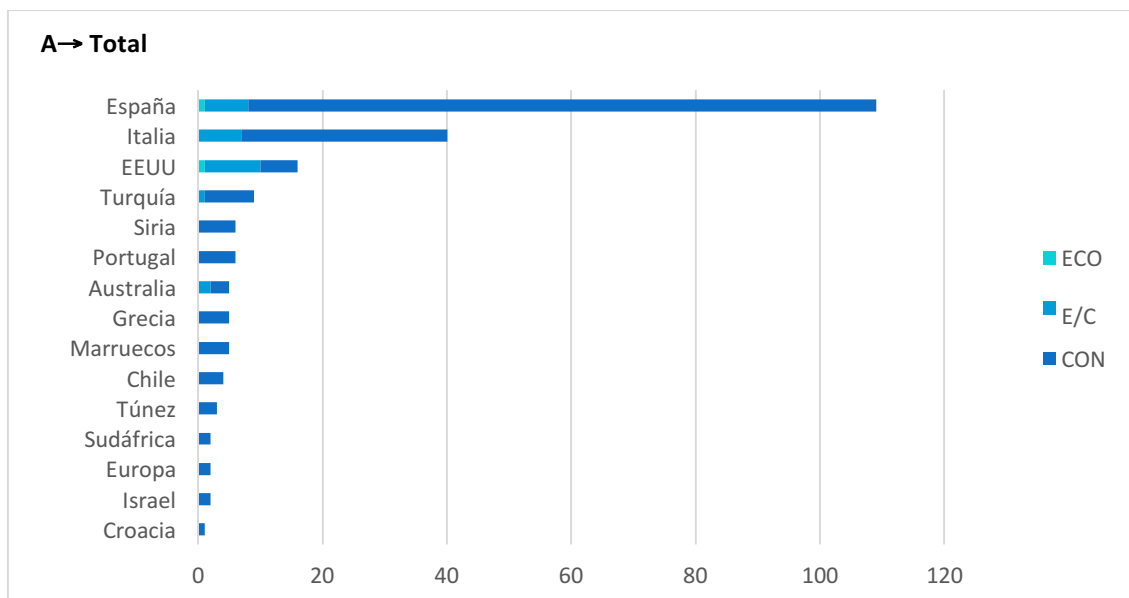
9.4. Secuestro de carbono del suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en cereales de invierno es bastante elevado (Tabla 6), con 158 mediciones en campo bajo clima mediterráneo, 112 de las cuales comparaban manejos distintos durante experimentos de al menos 3 años de duración. Entre ellos se incluyen **14 estudios de larga duración sobre manejo ecológico (un 13%), más otros 2 en estudios de corta duración (un 4%).**

Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	0	2	44	46
Medido >3 años	2	12	98	112
Modelizado	0	3	19	22
Revisión	0	0	1	1
Total	2	17	162	181

España es el primer país en número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de cereales de invierno tanto en términos totales, con 111 estudios (Figura 7A), como en mediciones en campo, con 88 estudios (Figura 7B). Sin embargo, en EEUU existen más estudios sobre manejo ecológico.



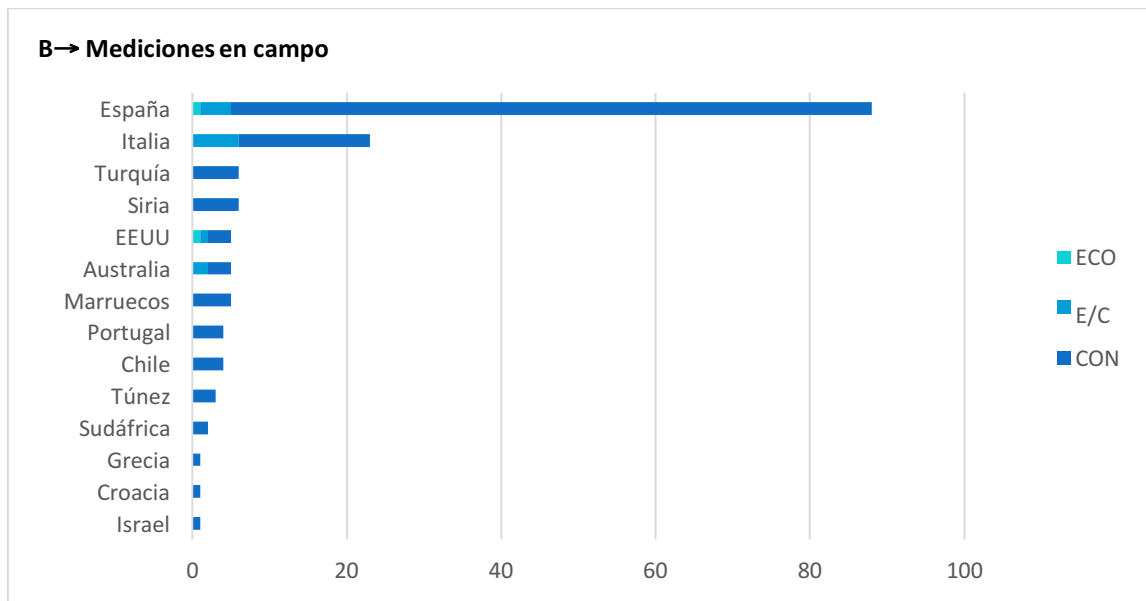


Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

El trabajo de Aguilera et al. (2013) es la única revisión sobre secuestro de carbono en clima mediterráneo que incluya cereales, si bien no se separaron cereales de invierno de cereales de verano. En este meta-análisis se estudió una categoría específica denominada “Cereals rotations”, en la que se comparó el secuestro de carbono en ecológico y convencional en 20 casos revisados. El resultado fue una **tasa de secuestro de carbono de 0,77 toneladas de C por hectárea y año superior en ecológico**, unas diferencias que fueron estadísticamente significativas. Esto equivale a casi 3 toneladas de CO₂ equivalentes retiradas anualmente de la atmósfera por hectárea, lo que muestra un elevado potencial para la mitigación del cambio climático a través del secuestro de carbono en el manejo ecológico del cereal. Sin embargo, hay que señalar las diferencias encontradas en el mismo estudio entre el secuestro de carbono en ensayos experimentales y en fincas reales, con tasas más altas en experimentos controlados. Esto sugiere que en los experimentos se estaban aplicando tasas de fertilización orgánica superiores a las aplicadas por los agricultores en el mundo real, lo que puede deberse en parte al desconocimiento de las prácticas recomendadas y sus beneficios, pero también a la falta de disponibilidad local de fuentes de materia orgánica para la fertilización. Por ello, **es necesario el desarrollo de estrategias que fomenten la acumulación de carbono orgánico en el suelo sin la necesidad de importar materiales orgánicos de fuera de la finca**. Algunas de las opciones en este sentido son las rotaciones de cultivo, el pastoreo de residuos o el empleo de variedades tradicionales de cereal, que tienen mayor producción de paja y raíces, como veremos en el Apartado 9.5.

9.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 17 estudios ACV sobre cereales de invierno bajo clima mediterráneo, 5 de los cuales (un 29%) incluían manejo ecológico (aunque uno de ellos no incluía emisiones de GEI). **Todos los estudios que incluyen manejo ecológico son comparaciones con el manejo convencional**, y todos están realizados en secano.

En Italia se ha realizado casi la mitad (44%) de los ACV sobre cereales de invierno revisados (Figura 8), incluyendo también un artículo con manejo ecológico. Le sigue España, con 6 estudios en total, la mitad de ellos incluyendo manejo ecológico. También hay estudios ACV sobre cereal mediterráneo en Australia. Además, hay una revisión sobre ACV del trigo a nivel europeo.

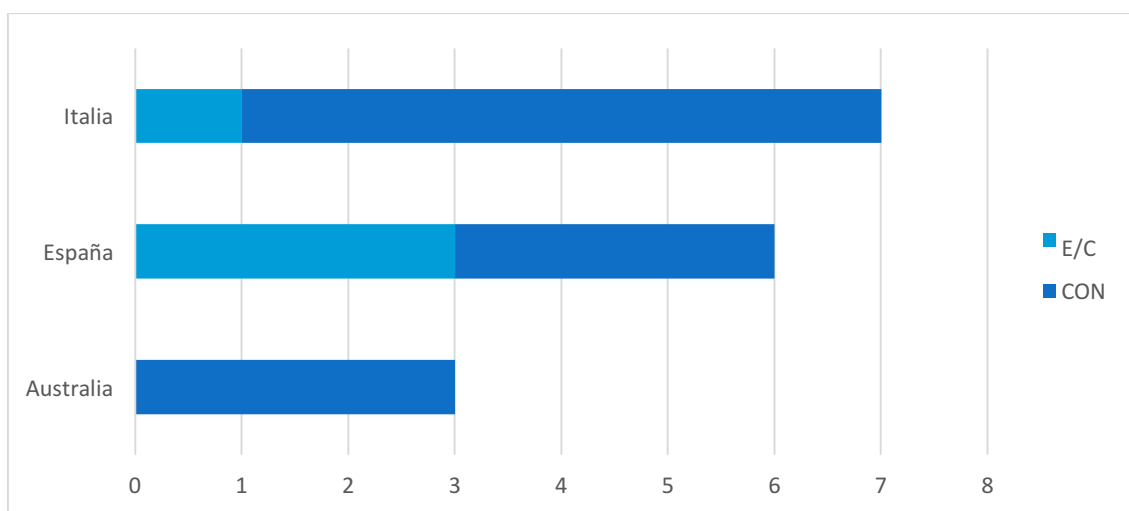


Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del cereal de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

Chiriaco et al. (2017) encontraron **menores niveles de emisión de GEI, pero mayor huella de carbono por unidad de producto, en la producción de trigo ecológico para panificación en Italia central**, frente al manejo convencional. Ello se debió a un rendimiento mucho mayor bajo manejo convencional. Sin embargo, no se tuvo en cuenta el secuestro de C en el suelo.

Gutiérrez et al. (2017) realizaron un análisis de la eficiencia de 24 fincas convencionales y 26 ecológicas de cereal de secano, situadas mayoritariamente en Andalucía, concluyendo que **el manejo ecológico fue más eficiente en la mayoría de los casos, reduciendo el uso de insumos y las emisiones de GEI**, a la vez que promovía el secuestro de C. La ineficiencia en ecológico, cuando tuvo lugar, se debió a menores rendimientos, mientras que en convencional se debió a un alto uso de insumos y sus emisiones asociadas.

Los cereales de invierno de secano estudiados en Aguilera et al. (2015a) están asociados a **niveles de emisión relativamente bajos, de alrededor de una tonelada de CO₂ equivalente por hectárea bajo manejo convencional, y media tonelada bajo manejo ecológico** (Figura 9). En el manejo convencional, estas emisiones se reparten mayoritariamente entre las asociadas a la

producción de fertilizantes y las asociadas a la maquinaria. Estas últimas son las que dominan bajo manejo ecológico, en línea con la mayoría de cultivos de secano bajo clima mediterráneo. También siguiendo esta tendencia general, **las emisiones de N₂O representan una proporción bastante pequeña del balance de GEI**, lo que refleja las bajas tasas de aplicación de fertilizantes nitrogenados y el bajo factor de emisión del secano mediterráneo. Por último, el secuestro de carbono apenas contribuyó a reducir la huella de carbono del manejo ecológico en el promedio de todos los cereales de invierno, aunque en algunos casos, como en la avena, pudo compensar casi todo el resto de emisiones. En suma, **los cereales de invierno de invierno son cultivos poco intensivos con niveles bajos de emisión de GEI por hectárea. En el manejo ecológico se reducen al evitar el uso de fertilizantes químicos, principalmente.**

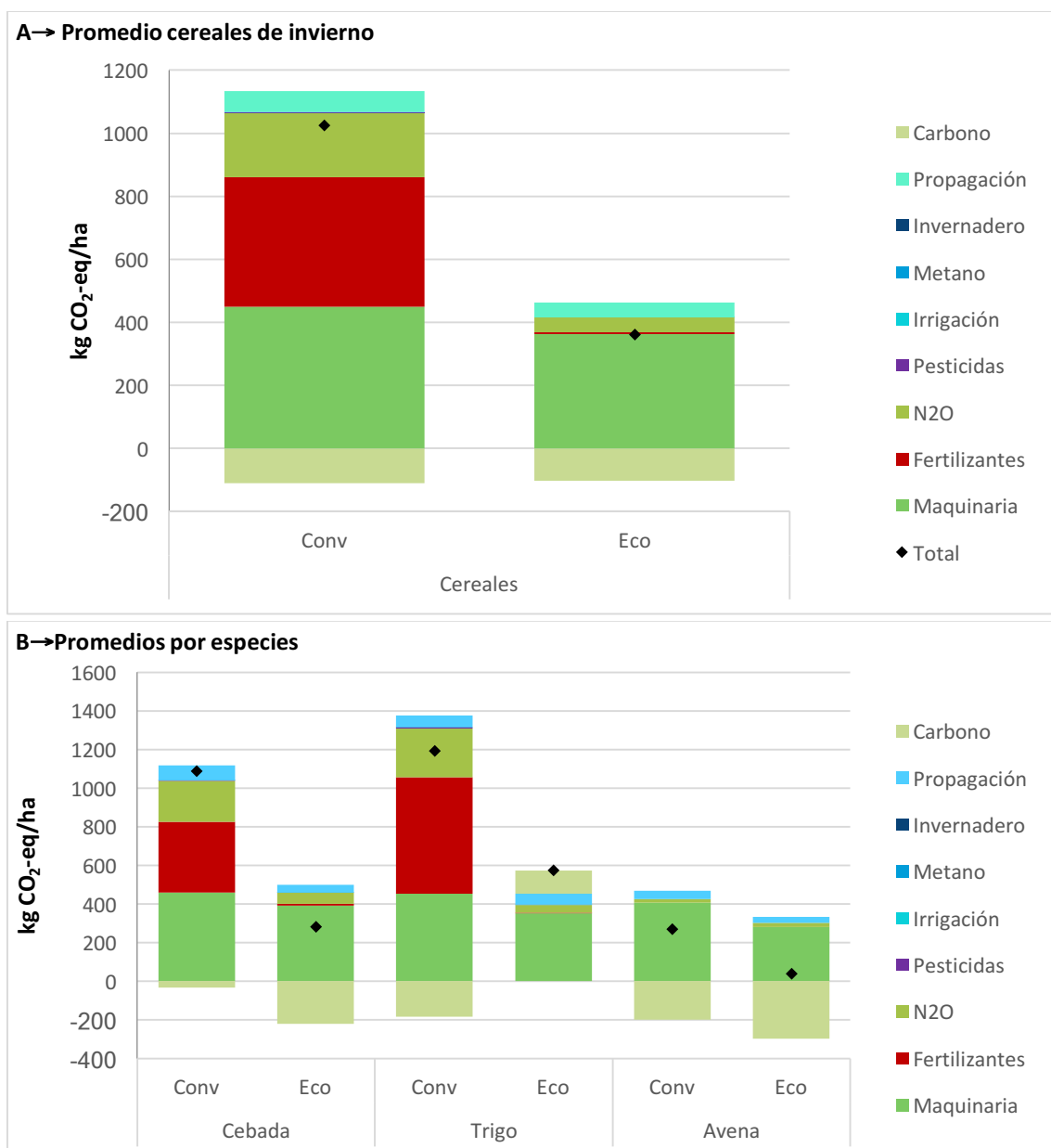
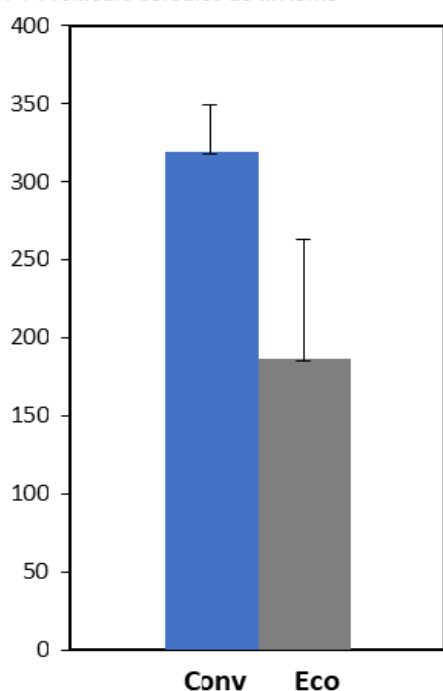


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cereales de invierno, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los

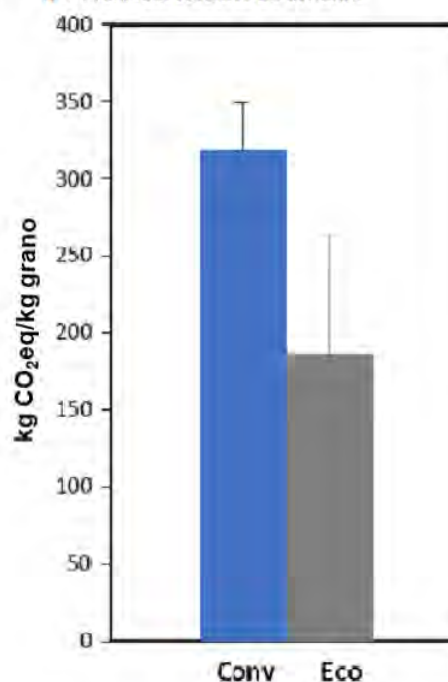
distintos cultivos, incluyendo cebada (4 pares de fincas), trigo (3 pares), y avena (1 par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b (Conv: convencional; Eco: ecológico)

La Figura 10A muestra una **reducción promedio del 42% en la huella de carbono por kg de producto de cereales de invierno de invierno bajo manejo ecológico**, respecto al manejo convencional. La Figura 10B muestra la heterogeneidad existente en la huella de carbono de los casos analizados en Aguilera et al. (2015). Así, se observan reducciones en la huella de C de solo el 6% en el trigo, mientras que en la cebada alcanzan el 64% y en la avena el 89%. En la cebada las reducciones se deben principalmente a las emisiones evitadas del fertilizante, mientras que en la avena, que no se fertilizaba en convencional, se deben al secuestro de carbono. En un meta-análisis reciente, Clark et al. (2017) encontraron que, a nivel global, el manejo ecológico no muestra diferencias con el convencional en cuanto a la huella de carbono de la producción de cereales, lo que contrasta con los datos aquí revisados para el clima mediterráneo.

A → Promedio cereales de invierno



A → Promedio cereales de invierno



B→ Promedios por especies

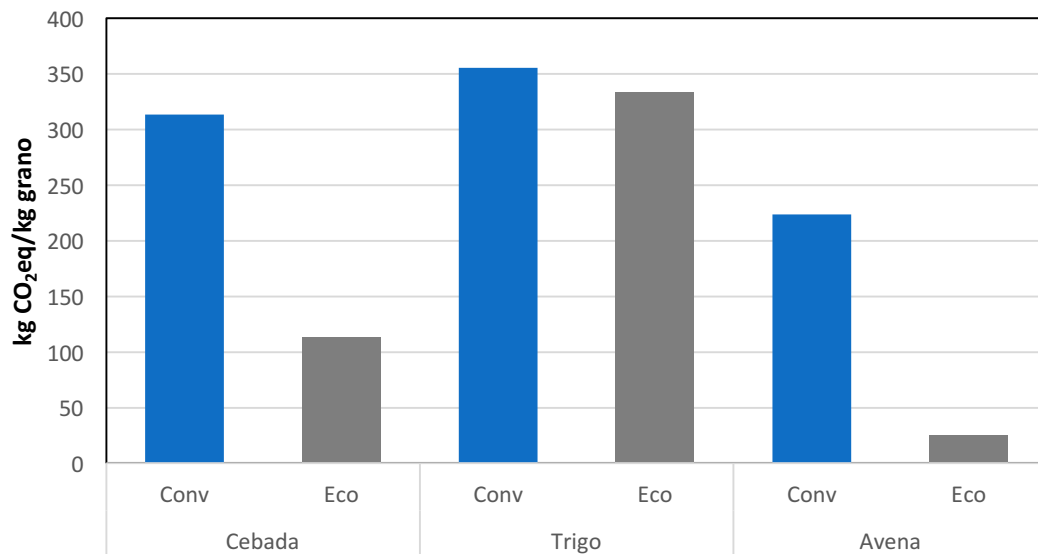


Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de cereales de invierno, mostrando el promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo cebada (promedio de 4 pares de fincas), trigo (3 pares), y avena (1 par) Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

El potencial de reducción de emisiones en ecológico pasaría principalmente por reducir el uso de maquinaria y sus emisiones, así como promover más el secuestro de carbono e incrementar los rendimientos. La reducción de emisiones en el uso de maquinaria podría lograrse mediante la **autoproducción de combustibles**, que podría lograrse con una merma muy pequeña de la productividad en sistemas asociados a la producción ganadera (Aguilera, 2009).

Por otro lado, tanto la cuestión de los rendimientos, como el secuestro de carbono, podrían abordarse desde el **empleo de material genético más adecuado para su cultivo en agricultura ecológica, como podrían ser las variedades tradicionales**, que están adaptadas a condiciones de baja disponibilidad de nutrientes agua y pesticidas, y más adaptadas a las condiciones locales. Además, estas variedades tienen un menor índice de cosecha, lo que significa que producen más paja por kilogramo de grano producido. Esta paja puede aplicarse al suelo, promoviendo el secuestro de carbono con fuentes internas de materia orgánica. En efecto, esto es lo que se ha observado en un reciente experimento con variedades antiguas y modernas de trigo realizado en Andalucía (Figura 11, Carranza-Gallego et al., 2016, 2018.)

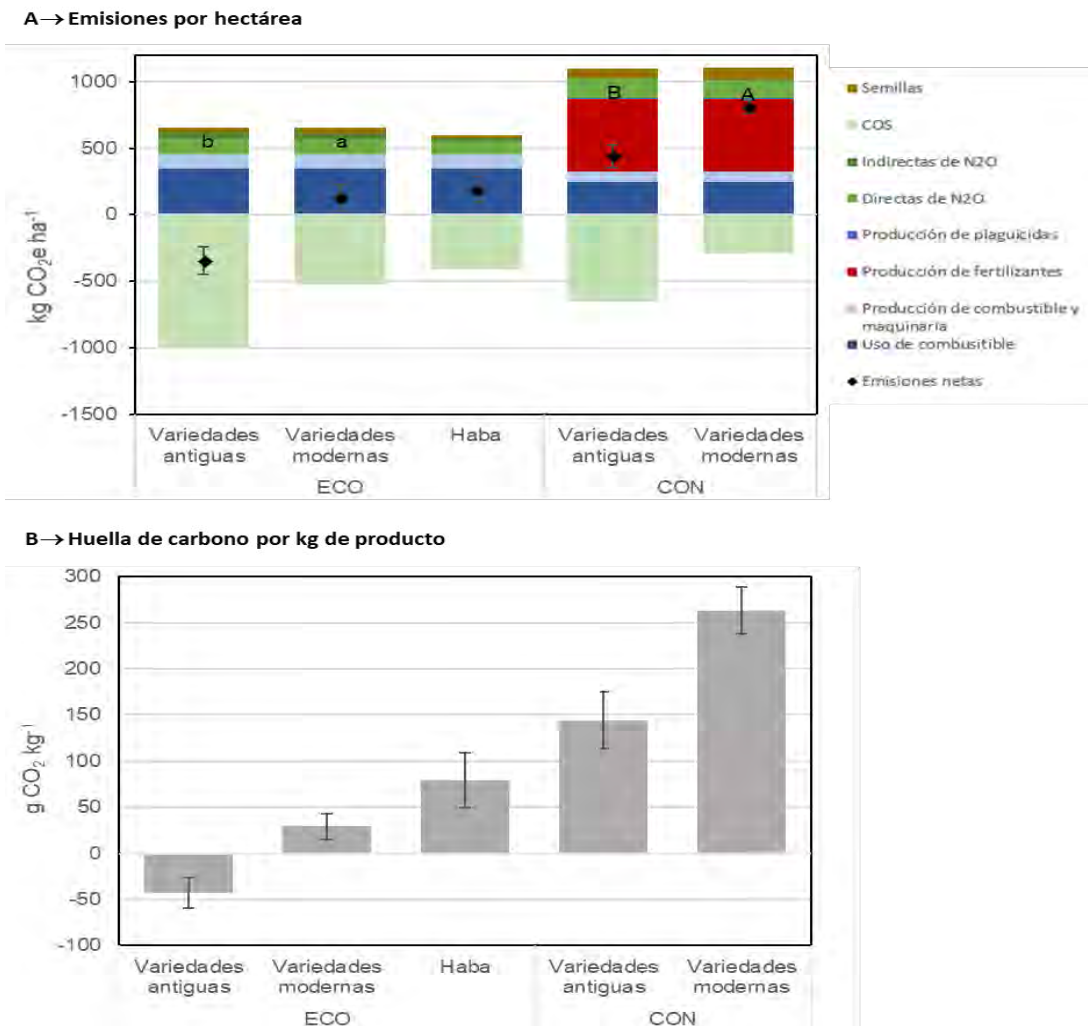


Figura 11. Emisiones de GEI por hectárea (A) y huella de carbono por kg de producto (B) de la producción en Andalucía de trigo de variedades antiguas y modernas bajo manejo ecológico (ECO) y convencional (CON). Fuente: Carranza-Gallego et al. (2018).

En este estudio se comparó la huella de carbono de 6 variedades de trigo tradicionales y 6 modernas bajo manejo ecológico y convencional. **Las variedades antiguas mostraron rendimientos similares a las modernas, y contribuyeron a reducir la huella de C mediante el incremento del secuestro de C, tanto bajo manejo ecológico como en convencional.** Este aumento del secuestro se debió en parte a la mayor producción de paja, pero también a una mayor biomasa radicular. Este hallazgo es de gran relevancia, ya que las raíces son la principal fuente de carbono orgánico del suelo. Mientras que la mayor huella de C por kg de producto se alcanzó con variedades modernas bajo manejo convencional, la menor se obtuvo con variedades antiguas bajo manejo ecológico, donde alcanzaron niveles negativos, debido a que la magnitud del secuestro de carbono fue mayor que la de todo el resto de emisiones. Por lo tanto, este estudio desvela un **gran potencial de las variedades antiguas de trigo para incrementar la producción de biomasa y promover el secuestro de carbono** en la cerealicultura mediterránea de secano, particularmente bajo manejo ecológico.



Imagen 3. Experimento con variedades antiguas y modernas de trigo en la provincia de Málaga

9.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa **abundancia de estudios sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo**, con 215 estudios, 20 de ellos incluyendo manejo ecológico. Estos estudios están distribuidos por casi todas las áreas globales con clima mediterráneo, aunque gran parte se concentra en España, con más de 100 artículos.

-**Se ha encontrado un gran número de estudios con mediciones en campo de N₂O** en cereales de invierno. Sin embargo, **solo se ha encontrado uno bajo manejo ecológico**. Existe, por tanto, una importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos de cereales de invierno ecológicos bajo clima mediterráneo.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en cereales de invierno bajo clima mediterráneo. **Sin embargo, solo un 10% de los estudios con mediciones en campo de carbono del suelo incluyen manejo ecológico**, los estudios están fuertemente concentrados en España e Italia, y existe poca información sobre prácticas de manejo concretas con mucho potencial en agricultura ecológica, como las variedades antiguas de cultivos.

-Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV** de cereales de invierno bajo clima mediterráneo, y solo 4 que analicen la huella de C del manejo ecológico. Existen varios casos en los que se integra el balance de carbono en el suelo y en la biomasa en el balance de emisiones.

Principales resultados

-Los cereales de invierno están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente bajas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido principalmente a la ausencia de fertilizantes sintéticos, y en parte también al secuestro de carbono. Sin embargo, las diferencias con el convencional en algunos casos son pequeñas e incluso hay casos con mayores emisiones.

-**Las emisiones por kg de producto también son en promedio más bajas en ecológico, aunque en algunos casos se da la situación contraria**. Esto se debe en algunos casos a mayores emisiones de GEI por hectárea en ecológico, y en otros a un menor rendimiento, que compensa las reducciones de emisiones de GEI por hectárea. Por tanto, existe margen de reducción de la huella de C en ecológico tanto mediante la reducción de emisiones y aumento del secuestro de C, como mediante la mejora de los rendimientos en ecológico.

-El secuestro de carbono en ecológico se podría promover más con el empleo de material genético más adaptado al manejo ecológico y las condiciones agroclimáticas locales, como **las variedades antiguas**. Estas variedades de tallo largo producen más paja y más biomasa de raíces sin una merma del rendimiento bajo manejo ecológico en seco. Esta biomasa adicional **contribuye al secuestro de carbono en el suelo** basado en recursos de la propia finca, por lo que

no dependen de fuentes externas, que podrían estar limitadas a nivel local, así que pueden extenderse por todo el territorio.

-El uso de maquinaria es la mayor fuente de emisiones en ecológico, lo que indica que gran parte del potencial de mitigación se halla en prácticas relacionadas con el uso de maquinaria, como el laboreo reducido, que permite ahorrar combustible, o la autoproducción de combustible, que evita el uso de derivados de los combustibles fósiles.

Recomendaciones para promover la mitigación de GEI en cereales de invierno en ecológico

-Las prácticas recomendadas pueden fomentarse mediante su **regulación en la normativa ecológica y la mejora del asesoramiento y la transferencia** de conocimiento a los agricultores.

-Otro cuello de botella importante son los **medios técnicos** para la implementación de prácticas como la autoproducción de combustible a nivel de finca o cooperativa, que requieren maquinaria específica cuya financiación debería facilitarse.

-La efectividad de las prácticas recomendadas, como por ejemplo la reincorporación de residuos o la aplicación de enmiendas orgánicas, en términos de carbono secuestrado y en otras emisiones como las de óxido nitroso y la maquinaria, es muy variable en función del manejo concreto y de las condiciones locales. **Es importante, por tanto, incrementar la investigación y transferencia de conocimiento para identificar y desarrollar las vías más efectivas para la implementación de las prácticas a nivel local.** Por ejemplo, las variedades antiguas de trigo han mostrado un alto potencial de mitigación de GEI en ecológico, pero es necesario confirmar estas tendencias, identificar las variedades más adecuadas en cada situación, u optimizar las prácticas de manejo para adecuarlas a las características de estas variedades.



Imagen 4. Espigas de cebada.

10. CEREALES DE VERANO



10.1. Introducción

Los cereales de verano pertenecen a la familia de las gramíneas (Poaceae), y su principal especie es el maíz. El sorgo y el mijo son otros ejemplos de cereales de verano cultivados en España.

En función del momento de siembra y cosecha, los cereales se pueden dividir en cereales de invierno, generalmente cultivados en secano, y **cereales de verano, generalmente cultivados en regadío**, mostrando ambos grupos importantes diferencias con relación a las emisiones de GEI, por lo que se han estudiado en capítulos separados en este informe. Además, estas diferencias se maximizan en el cultivo del arroz, por lo que su estudio se tratará en otro capítulo aparte.

En España, la producción de cereales de verano está completamente orientada hacia el consumo interno, existiendo un déficit de exportación de 5,5 millones de toneladas de maíz, es decir, más de la mitad del suministro doméstico (Tabla 1). Del total del consumo de maíz en España en 2013, un 88% es utilizado para alimentación animal (FAO, 2018).

Tabla 1. Comercio exterior neto de los cereales de verano en España, en miles de toneladas (FAO, 2018)

Producto	Suministro doméstico (t)	Exportaciones (t)	Importaciones (t)	Producción (t)	Comercio exterior neto (t)
Maíz	10.422	319	5.698	4.888	-5.379
Sorgo	221	2	179	45	-177
Mijo	11	1	11	1	-10

Según el MAGRAMA (2016), la comunidad española con mayor producción de maíz es Castilla y (30% de la superficie y 31% de la producción). En 2015, se cultivaron en España 489 hectáreas de maíz ecológico, lo que solo supone el 0,1% de la superficie estatal de maíz (Tabla 2). Andalucía concentra un 30% de la superficie en ecológico, seguida por Aragón 26%) y por Castilla y León (15%). Entre las tres suman más del 70% de la superficie estatal de maíz ecológico.

Tabla 2. Superficie de maíz ecológico por regiones españolas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.

Comunidades Autónomas	Superficie total (ha)	Superficie ecológica (ha)	Porcentaje eco (%)
Galicia	18.980	7	0,0%
P: de Asturias	400	1	0,3%
Cantabria	133	0	0,0%
País Vasco	319	6	1,9%
Navarra	18.235	0	0,0%
La Rioja	633	0	0,0%
Aragón	77.684	127	0,2%
Cataluña	41.223	44	0,1%
Baleares	182	5	2,7%
Castilla y León	117.528	75	0,0%
Madrid	6.161	0	0,0%
Castilla- La Mancha	29.430	65	0,2%
C. Valenciana	790	0	0,0%
R. de Murcia	350	1	0,3%
Extremadura	55.855	3	0,0%
Andalucía	29.462	149	0,6%
Canarias	892	6	0,7%
Total	398.257	489	0,1%



Imagen 1. Cultivo de maíz con regadío por aspersión en la provincia de Ciudad Real

10.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cereales de verano

Se revisaron 111 artículos sobre cereales de verano, 74 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 3). **Un 16% de los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, todos ellos en comparación con el manejo convencional, no habiéndose encontrado ningún artículo centrado exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 5 estudios con manejo ecológico bajo clima mediterráneo en los que no se midieron emisiones de GEI (Tabla 4).

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cereales de verano, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Límite	19	1	20
Mediterráneo	74	9	83
No Mediterráneo	7	1	8
Total	100	11	111

Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	62	4	66
Eco/Con	12	5	17
Ecológico	0	0	0
Total	74	9	83

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en cereales de verano se publicó en 1993, y en 1998 el primer estudio que incluyó algún tratamiento con manejo ecológico. A partir de 2006 se incrementó notablemente el número anual de estudios publicados. El máximo número anual de artículos con manejo convencional se alcanzó en 2017, con 11 artículos, mientras que en ecológico se alcanzó en 2007, con 3 artículos, y desde 2011 solo se ha publicado un artículo que aborde el manejo ecológico (Figura 1).

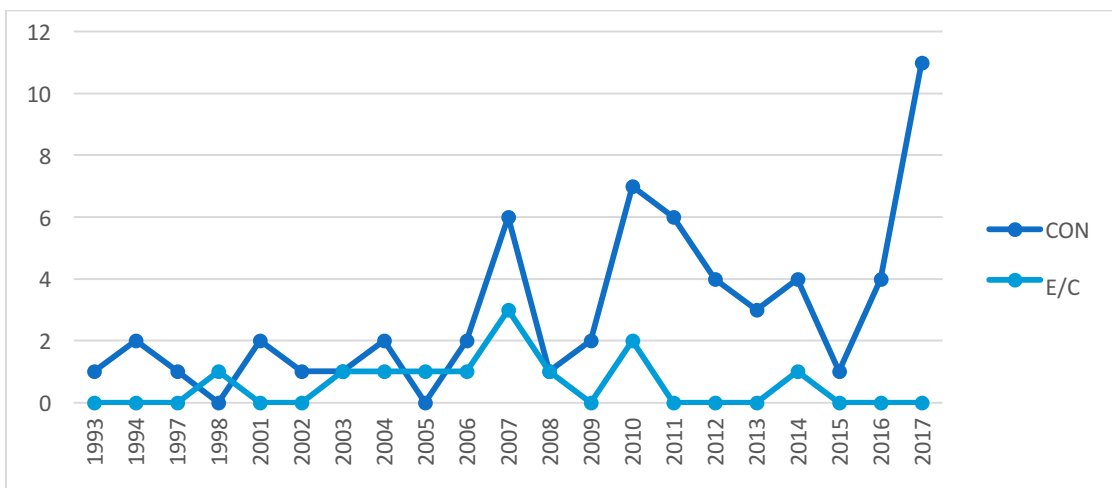


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cereales de verano y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

En España se alcanza el máximo número de artículos publicados sobre cereales de verano, con el 28% del total de estudios que incluyen emisiones de GEI, aunque no cuenta con ningún estudio que incluya manejo ecológico. En EEUU se ha realizado un 67% de los estudios que incluyen manejo ecológico de cereales de verano bajo clima mediterráneo. Italia muestra valores intermedios, tanto en términos de estudios totales (24%) como de estudios con manejo ecológico (25%) (Figura 2).

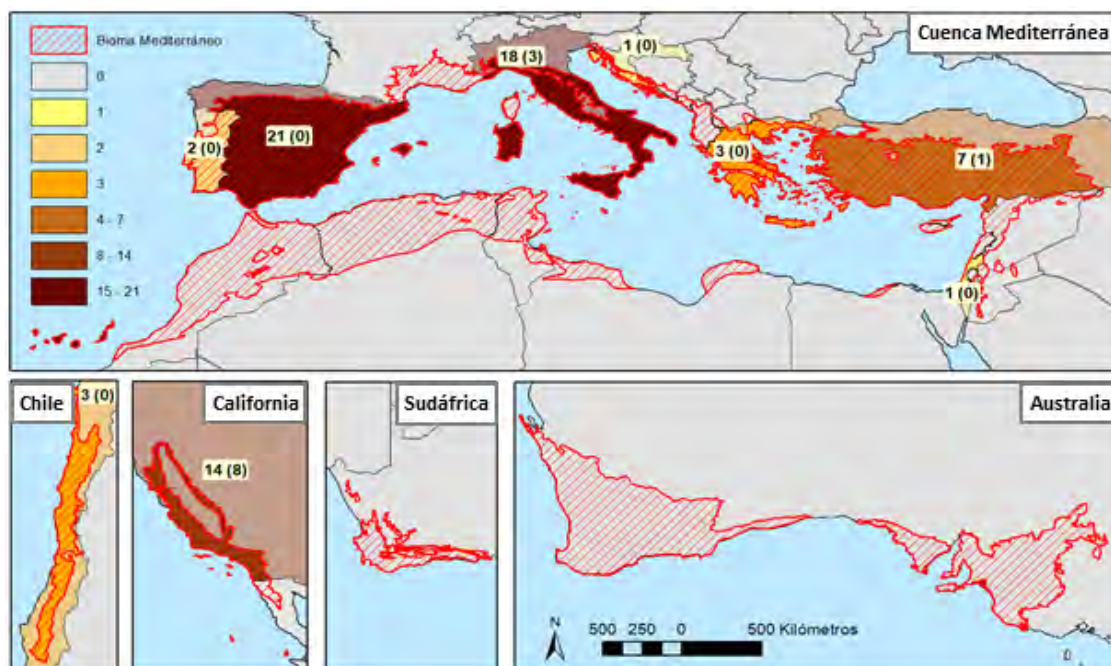


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En el caso de la distribución regional de los estudios realizados en España, el máximo número se alcanza en la Comunidad de Madrid, seguida de Andalucía y Aragón (Figura 3).

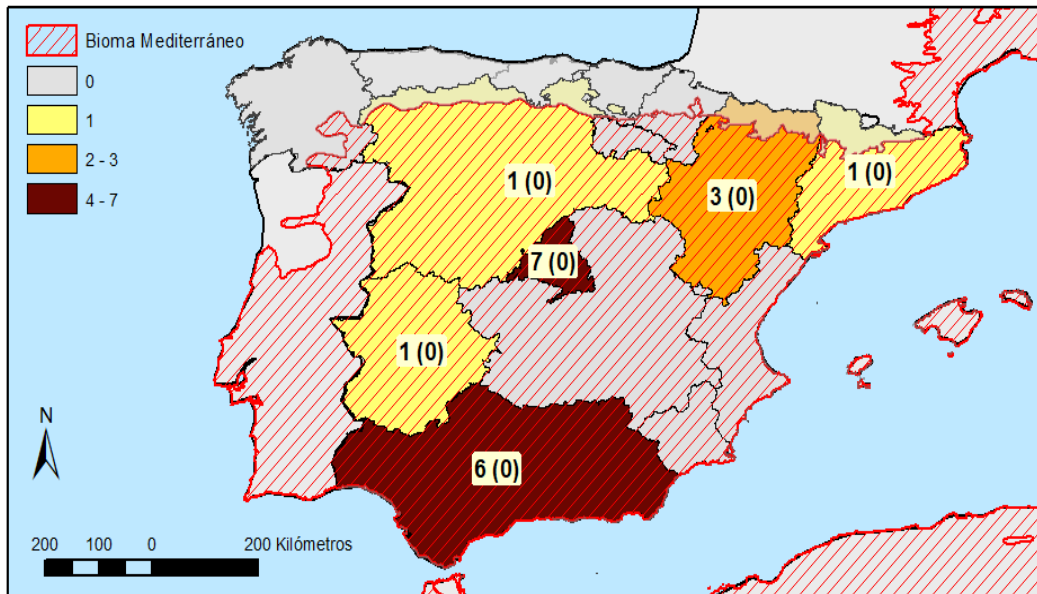


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de los cereales de verano, con 64 estudios (Figura 4A), 53 de los cuales incluyeron mediciones en campo (Figura 4B). Además, existen 24 estimaciones de N₂O del suelo, de las cuales 18 son mediciones en campo. Por otro lado, existe un número menor de artículos con mediciones de CH₄ del suelo, con 22 mediciones en campo. En cuanto al **manejo ecológico**, se incluye en el **23% de los estudios con mediciones en campo de carbono**, en el **17% de aquellos con mediciones de N₂O** y en el **20% de los que miden CH₄**, pero no se incluye en ningún ACV, excepto en uno en el que no se diferencia el tipo de producto, por lo que no hay datos específicos de cereales de verano.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

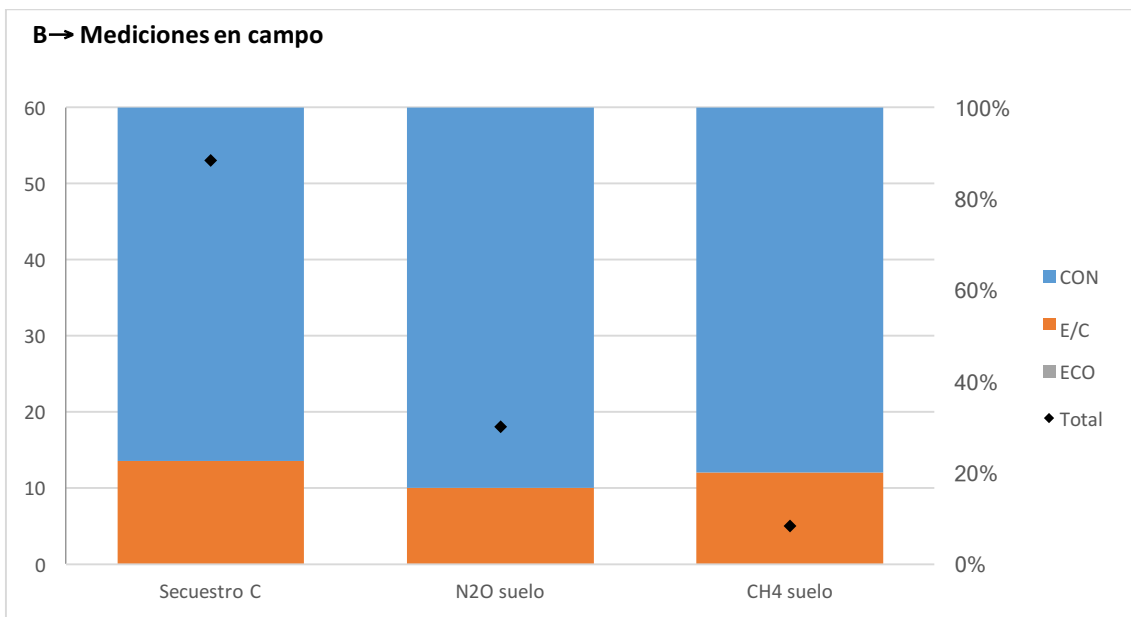
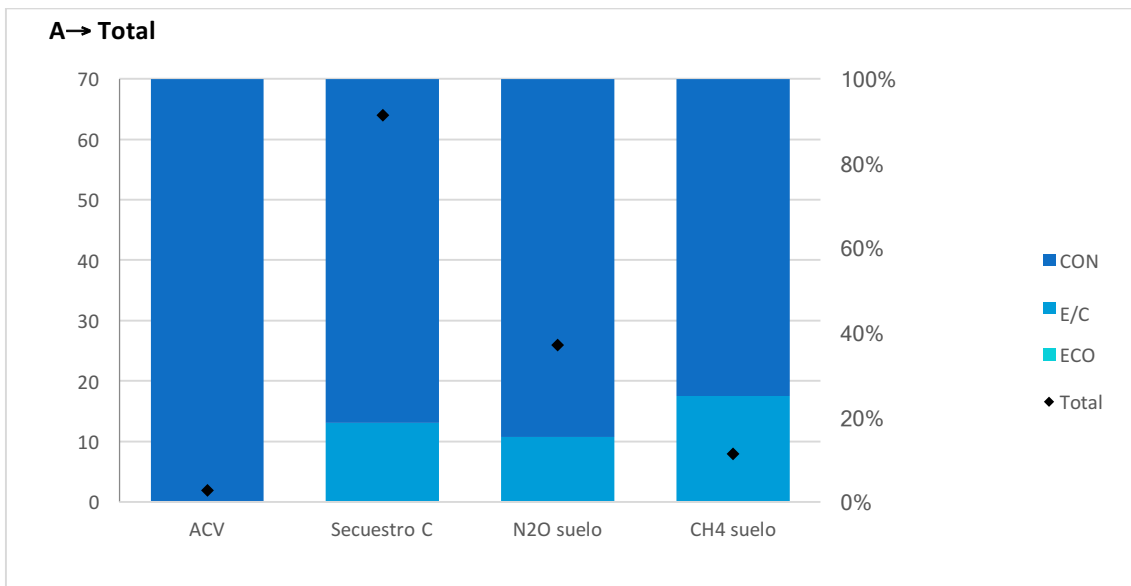


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

10.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

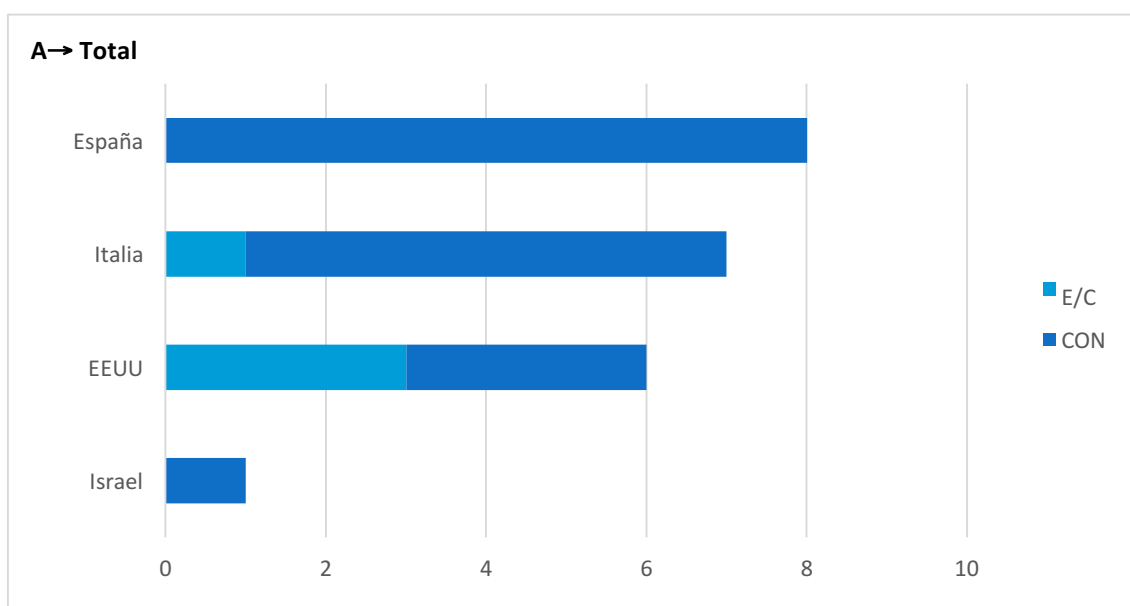
Se han encontrado 18 estudios en los que se mide N₂O en cereales de verano, **todos ellos realizados en maíz**, además de 2 estudios de modelización y otros dos en los que se emplea el factor del IPCC para estimar las emisiones de N₂O (Tabla 5).

Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	3	15	18
Modelizado	0	2	2
Revisión	0	2	2
Factor IPCC	1	1	2
Total	4	20	24

España es el primer país tanto en número total de estudios sobre N₂O, con el 33% del total (Figura 5A), como en a mediciones en campo de este gas, con el 40% de los estudios. (Figura 5B). Cabe destacar que **la totalidad de los estudios con mediciones en campo de N₂O en cereales de verano bajo manejo ecológico (tres estudios) se ha realizado en el mismo experimento California**, no existiendo datos en la cuenca mediterránea, lo que supone una importante laguna en la información.

Por otra parte, **7 de los 8 trabajos con mediciones de N₂O en cereales de verano realizados bajo clima mediterráneo en España se ha llevado a cabo en la Comunidad de Madrid**, lo que indica la ausencia de datos en la mayoría de áreas geográficas del país, con solo otro estudio en Aragón.



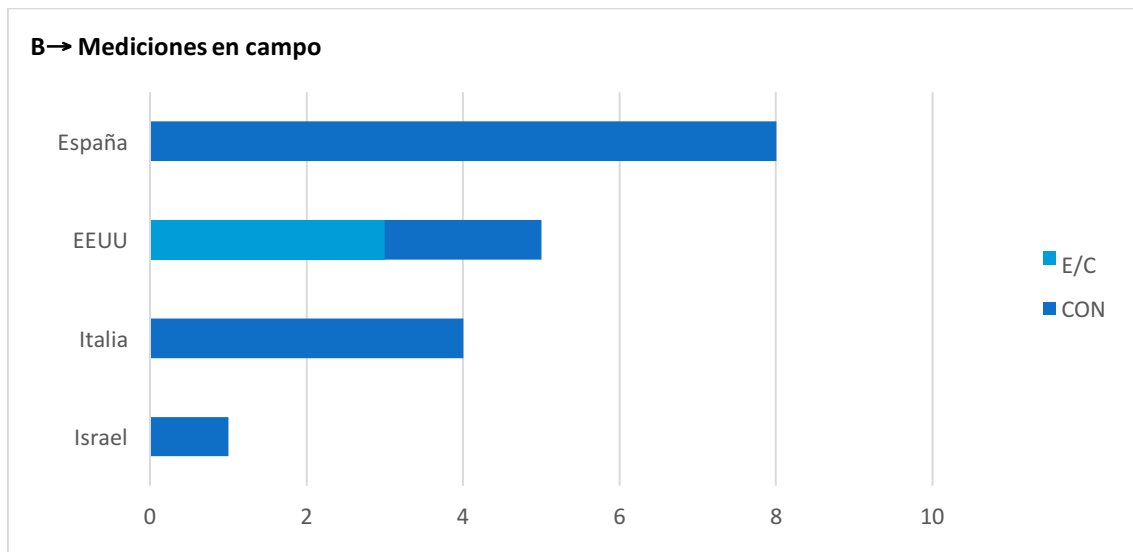


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

El meta-análisis de Cayuela et al. (2017) contiene casi todos los estudios encontrados con mediciones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo. Según este estudio, las emisiones de N₂O promedio en estos sistemas son de 4,7 kg N₂O-N por hectárea, un valor relativamente elevado en relación con otros cultivos. **Las emisiones de N₂O en cultivos de verano de regadío como el maíz son generalmente elevadas debido a la alta disponibilidad de agua y de nitrógeno en periodos de altas temperatura. Esto resulta en un factor de emisión de N₂O en cereales de verano (maíz) bajo clima mediterráneo (0,83%) que no muestra diferencias significativas con el factor del IPCC (1%).**

En las comparaciones existentes de emisiones de N₂O entre cultivos ecológicos y convencionales, realizadas en California Kong et al. (2007 y 2009) encuentra menores niveles de emisión en ecológico en maíz, mientras que De Gryze et al. (2010) encuentra niveles similares en maíz y tomate. Kong et al. (2009) encontraron mayores emisiones de N₂O en el cultivo de maíz con la combinación de manejo convencional y laboreo reducido, seguidos del manejo convencional con laboreo convencional, mientras que los niveles en ecológico fueron menores, especialmente con laboreo convencional, donde fueron cercanos a 0 durante la mayor parte del periodo de estudio.

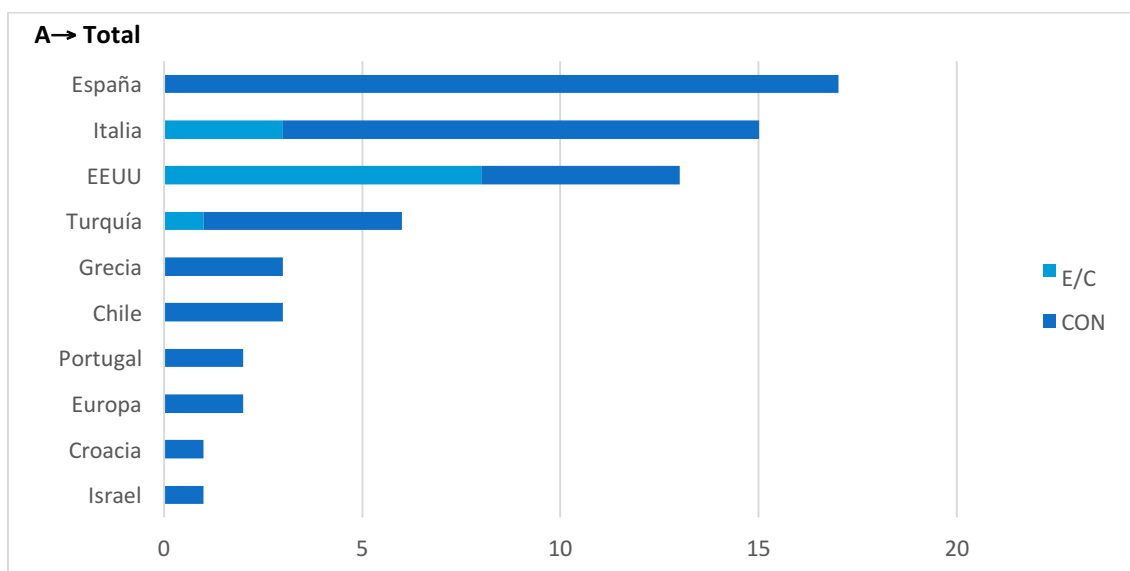
10.4. Secuestro de carbono en el suelo

Se han encontrado 64 estudios con mediciones en campo de carbono en suelo o emisiones de CO₂ bajo clima mediterráneo, 32 de las cuales comparaban manejos distintos en experimentos de al menos 3 años de duración (Tabla 6). Entre ellos se incluyen 8 estudios de larga duración sobre manejo ecológico (un 25%), más otros 4 en estudios de corta duración (un 17%). Además, se han encontrado 9 estudios de modelización bajo manejo convencional.

Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	4	19	23
Medido >3 años	8	24	32
Modelizado	0	9	9
Total	12	52	64

España es el primer país en número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de cereales de verano tanto en términos totales, con 17 estudios (Figura 6A), como en mediciones en campo, con 14 estudios (Figura 6B). Sin embargo, **en EEUU se ha realizado el 67% de los estudios con mediciones en campo bajo manejo ecológico**, un 25% en Italia y otro 8% en Turquía, no habiéndose encontrado ningún estudio en España.



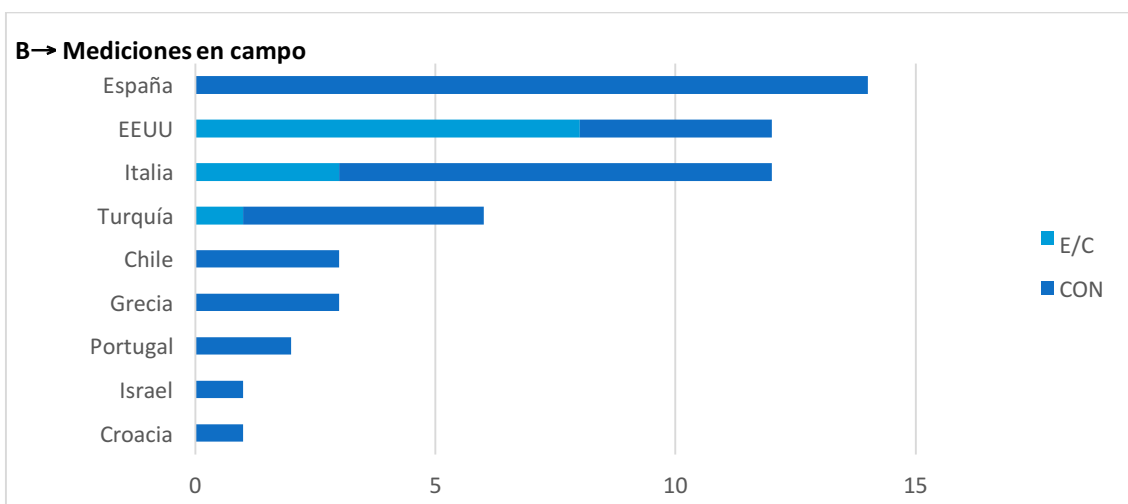


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

El trabajo de Aguilera et al. (2013b) es la única revisión sobre secuestro de carbono en clima mediterráneo que incluya cereales, si bien no se separaron cereales de verano de cereales de invierno. En este meta-análisis, que se discute en el Capítulo 5 de este informe, se encontraron **niveles significativamente más altos de carbono en suelos de cereales bajo manejo ecológico que bajo manejo convencional.**



Imagen 2. El maíz produce grandes cantidades de residuo que pueden ser aplicados al suelo

10.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han **encontrado solo 2 estudios ACV** con estimaciones de huella de C de cereales de verano bajo clima mediterráneo, **todos ellos bajo manejo convencional**, realizados en cultivos de maíz. Además, se han encontrado otros 3 ACV de maíz y sorgo que no estimaban GEI, uno de ellos incluyendo manejo ecológico. Los ACV de cereales de verano revisados están realizados en Italia y España, con un estudio en cada país. También en Italia se han realizado los 3 ACV que no estudian GEI, y otros 8 ACV de cultivos de verano en el Valle del Po, una zona limítrofe con el clima mediterráneo.

Los cereales de verano, y en particular el maíz, son cultivos de regadío bajo clima mediterráneo, con elevada productividad, que habitualmente están asociados a aportes muy elevados de N y otros insumos. Por tanto, **las emisiones por hectárea suelen ser elevadas, si bien las emisiones por kg de producto son comparables a las de los cereales de invierno** (Clune et al., 2017). Abrahão et al. (2017) estimaron una huella de carbono relativamente baja para el maíz de regadío en Castilla y León, en comparación con el trigo de secano, debido principalmente al incremento de productividad en regadío, que no se vio acompañada de un aumento sustancial de las emisiones por hectárea. Sin embargo, en este estudio no se contabilizaron las emisiones de la maquinaria, ni se tuvieron en cuenta las diferencias entre los factores de N₂O de secano y regadío en condiciones mediterráneas. Goglio et al. (2012) también encontraron una huella de C por kg de producto más baja en el maíz que en el trigo en la Toscana (Italia), de nuevo asociada a los mayores rendimientos. En este caso, la huella más alta encontrada fue la del girasol. Estos autores estudiaron 3 niveles de inputs, y hallaron que las huellas de C más bajas estuvieron asociadas a los niveles de inputs también más bajos. La huella de C del maíz estimada por Goglio et al. (2012), de 0,46 kg CO₂e/kg maíz, fue similar a la media global calculada por Clune et al. (2017), de 0,47 kg CO₂e/kg maíz.

Lazzerini et al. (2014) analizaron la huella de carbono en rotaciones de cultivos herbáceos bajo manejo ecológico y convencional, en particular una rotación de 2 años en convencional (maíz-cereal de invierno) y 4 años en ecológico (maíz precedido por abono verde en invierno-cereal de invierno con trébol-trébol-cereal de invierno). En este estudio no se analizó de forma individual la contribución de cada cultivo, pero **en conjunto las reducciones de GEI en ecológico fueron del 58% cuando se cuantificó por hectárea y del 61% cuando se cuantificó por kg de producto**, lo que refleja una productividad ligeramente mayor en ecológico. Además, en este estudio se midió carbono en suelo después de 4 años de manejo diferenciado, encontrándose una pérdida de carbono de 0,54 toneladas al año en convencional, y una acumulación de 0,48 toneladas en ecológico, lo que implica un incremento en la tasa de secuestro en ecológico de 1,02 toneladas de carbono al año. Esto equivale aproximadamente a 3,7 toneladas de CO₂eq, por lo que, con unas emisiones de 0,74 toneladas de CO₂eq, **el balance neto de GEI en el manejo ecológico fue fuertemente negativo**, de unas 3 toneladas de CO₂eq anuales por hectárea. Además, estos resultados se consiguieron aplicando tan solo 9,9 kg de N externo por hectárea al año en ecológico, frente a 81 en convencional.

La ausencia de ACV sobre cereales de verano en condiciones mediterráneas en general, y bajo manejo ecológico en particular, señala la **necesidad de más investigación en este ámbito, tanto para caracterizar los sistemas, como para identificar y desarrollar estrategias de mitigación**. El potencial de reducción de emisiones en ecológico en este tipo de cultivo incluiría prácticas como la incorporación al suelo de los residuos de cosecha, la generalización de los abonos verdes durante el periodo intercultivo, y la implementación de rotaciones complejas.



Imagen 3. Mazorcas de variedades locales de maíz de cultivo ecológico

10.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa **abundancia de estudios sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo**, con 74 estudios, 12 de ellos incluyendo manejo ecológico. La mayor parte de los estudios se ha realizado en España e Italia, mientras que en EEUU se ha realizado más de la mitad de los estudios con manejo ecológico.

-**Se ha encontrado un gran número de estudios con mediciones en campo de N₂O en cereales de verano. Sin embargo, solo se han encontrado 3 bajo manejo ecológico, todos realizados en el mismo experimento** en EEUU. Existe, por tanto, una importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos de cereales de verano ecológicos bajo clima mediterráneo.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en cereales de verano bajo clima mediterráneo. **Sin embargo, solo un 10% de los estudios con mediciones en campo de carbono del suelo incluyen manejo ecológico**, los estudios están fuertemente concentrados en España e Italia.

-Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV** de cereales de verano bajo clima mediterráneo, y ninguno que analice la huella de C del manejo ecológico.

Principales resultados

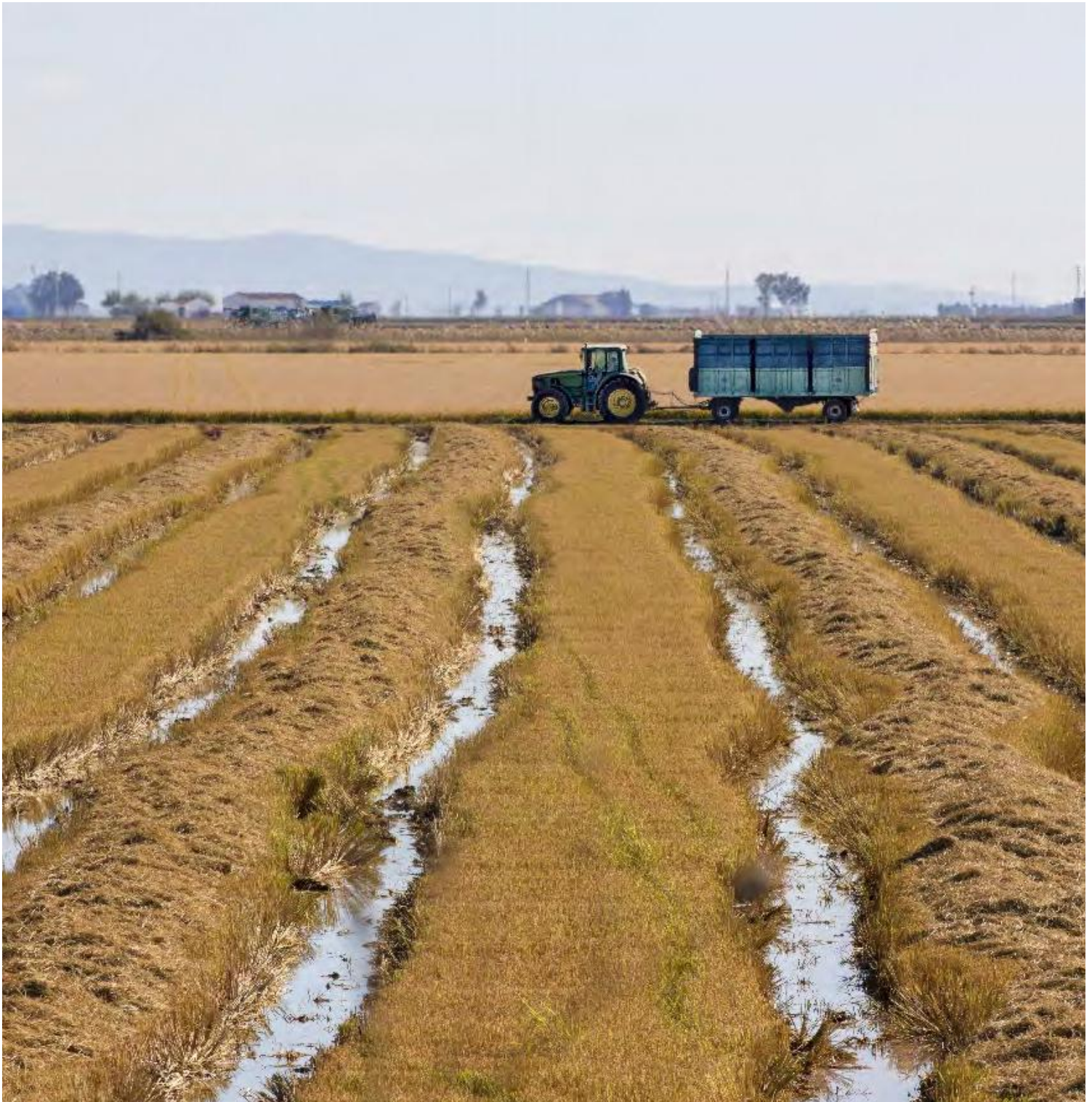
-Los cereales de verano están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente elevadas, debido a la existencia de regadío y a la aplicación de tasas elevadas de fertilizantes**. Aunque no existen datos específicos de cereales de verano en ecológico, las emisiones por hectárea serían presumiblemente menores, a la luz de lo que ocurre con otros cultivos de regadío.

-La escasa evidencia disponible sugiere que **las emisiones por kg de producto de cereales de verano bajo clima mediterráneo y manejo convencional son similares a las de los cereales de invierno y al promedio global del maíz**. En ecológico podrían reducirse e incluso llegar a niveles negativos gracias al secuestro de carbono, si bien no existen datos específicos de los cereales de verano aislados de los demás cultivos de la rotación.



Imagen 4. Granos de variedad local de maíz de cultivo ecológico

11. ARROZ



11.1. Introducción

El arroz (*Oryza sativa*) es el segundo cereal más consumido en el mundo después del maíz. Según la FAO (2018), en 2016 se cultivaron 160 millones de hectáreas de arroz, que produjeron 741 millones de toneladas de grano; siendo Asia el continente con mayor producción, con el 88% de la superficie y el 90% de la producción. Europa sólo cuenta con el 0,4% de la superficie y el 1% de la producción (Tabla 1).

Tabla 1. Producción mundial de arroz (FAO, 2018).

Área	Superficie (millones de ha)	Superficie (%)	Producción (millones de t)	Producción (%)
Asia	140,49	87,91	667,93	90,14
África	12,50	7,82	32,50	4,39
América	6,12	3,83	36,03	4,86
Europa	0,67	0,42	4,22	0,57
Oceanía	0,03	0,02	0,28	0,04
TOTAL	159,81	100,00	740,96	100,00

Italia es el principal productor de la UE, con el 53% de la superficie cultivada y el 52% de la producción de grano, seguido de España, con el 25% de la superficie y el 28% de la producción, y Grecia, con el 7% de la superficie y el 8% de la producción (FAO, 2018).

En 2016 se cultivaron en España 0,1 millones de hectáreas de arroz. La producción de grano está orientada mayoritariamente al suministro doméstico (0,4 millones de toneladas), aunque en 2013 las exportaciones fueron superiores a las importaciones, resultando un comercio exterior neto de 0,2 millones de toneladas (FAO, 2018). Andalucía es la región española con mayor producción de arroz, con el 37% de la superficie cultivada y el 42% de la producción de grano (MAPAMA, 2017). En producción ecológica, en 2015 se cultivaron en España 932 ha (1% del total nacional), siendo Andalucía, con 667 ha, la comunidad autónoma con mayor superficie en ecológico (72%); aunque sólo supone el 2% del total andaluz (Tabla 2).

Tabla 2. Superficie de arroz ecológico por productos y regiones españolas (MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017). Se excluyen comunidades con menos de 100 hectáreas totales de arroz.

	Total (ha)	Eco (ha)	Superficie eco/total (%)
Andalucía	39.897	667	1,7
Cataluña	21.017	119	0,6
Aragón	5.943	87	1,5
R. de Murcia	448	54	12,1
Navarra	2.183	2	0,1
Extremadura	24.571	0	0,0
C. Valenciana	15.113	0	0,0
España	109.287	932	0,9

El cultivo de arroz es especialmente singular desde el punto de vista de la mitigación y la adaptación al cambio climático. **Las condiciones de inundación en las que suele cultivarse generan anaerobiosis (ausencia de oxígeno)** en el suelo, lo que condiciona la actividad microbiana responsable de la emisión de gases. De este modo, la emisión de N_2O generalmente se reduce (porque el N_2O se reduce a N_2), y **la emisión de CH_4 se incrementa mucho**, representando esta última la mayor parte de la huella de C del arroz. La aplicación de materia orgánica en estas condiciones, sobre todo si tiene mucho carbono y está poco estabilizada, incrementa las emisiones de CH_4 , lo que supone un reto para la producción ecológica de arroz. Al mismo tiempo, el elevado consumo de agua en un clima seco como el mediterráneo supone un importante coste ambiental y agudiza la necesidad de adaptación en un contexto de cambio climático.



Imagen 1. Cosecha de arroz en las marismas del Guadalquivir, en la provincia de Sevilla

11.2. Estudios sobre emisiones de GEI en arroz

Se revisaron 31 artículos sobre arroz, 22 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 3). **Solo se ha encontrado un estudio sobre emisiones de GEI en arrozales mediterráneos que incluya algún tratamiento con manejo ecológico** (Tabla 4), además de otros dos situados en zonas limítrofes con las de este tipo de clima.

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre arrozales, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	2	0	2
Mediterráneo	22	3	25
No Mediterráneo	4	0	4
Total	28	3	31

Tabla 4. Número de artículos revisados sobre arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	21	1	22
Eco/Con	1	2	3
Total	22	3	25

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en arroz se publicó en 2006, y **el 71% de los artículos se ha publicado a partir de 2015**. En ese mismo año se publicó también el único estudio que incluyó algún tratamiento con manejo ecológico (Figura 1).

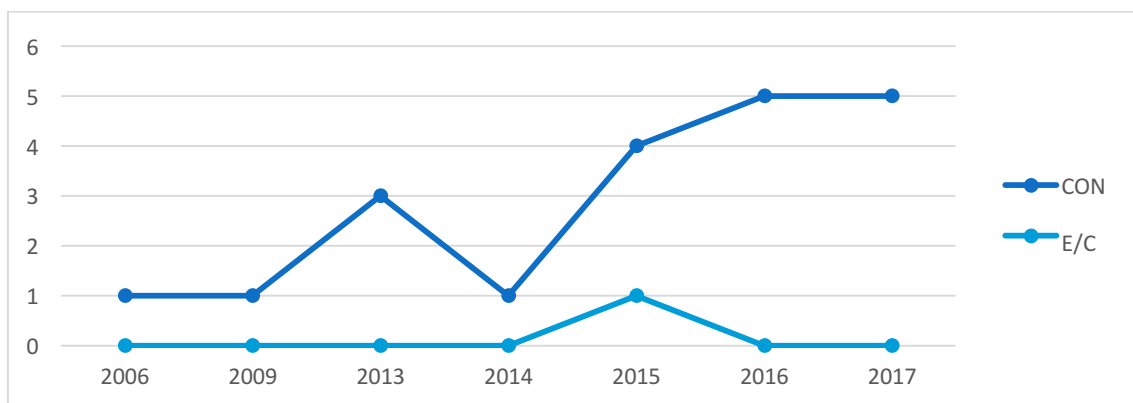


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre arrozales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En España y EEUU se alcanza el máximo número de estudios, con 7 artículos en cada país, estando localizado en España el único artículo sobre manejo ecológico (Figura 2). Además, existen estudios en Italia, Portugal y Turquía.

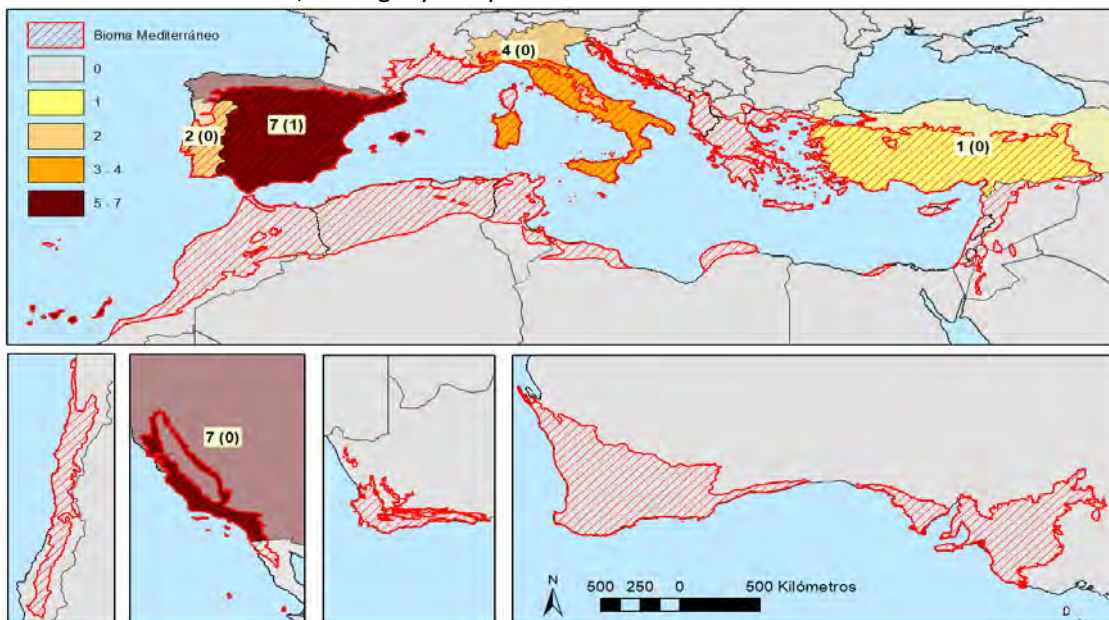


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En el caso de la distribución regional de los estudios realizados en España, estos se sitúan en Andalucía, Extremadura y Cataluña, mientras que el único artículo sobre manejo ecológico está realizado a nivel estatal (Figura 3).

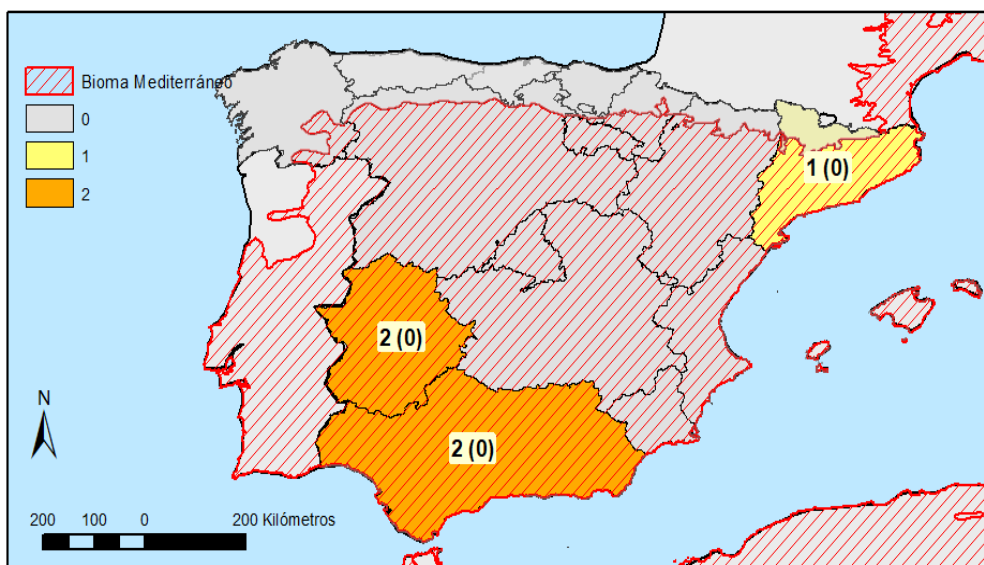


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

A diferencia de la mayoría de los demás cultivos, donde dominan los estudios sobre carbono del suelo, el N₂O del suelo y el CH₄ del suelo son los procesos más estudiados del balance de GEI de los arrozales mediterráneos. Ambos cuentan con 11 artículos con mediciones en campo, ya que en todos los estudios en los que se midió N₂O también se midió CH₄, y viceversa (Figura 4). Por otro lado, tanto el secuestro de carbono como la huella total de carbono (ACV) se han estudiado en menos artículos que las mediciones de N₂O y CH₄. Por último, es importante señalar la **ausencia de mediciones en campo de emisiones de GEI en arrozales mediterráneos bajo manejo ecológico**. Este hecho obliga a basar las estimaciones de estos gases en estudios no realizados en clima mediterráneo o bajo manejo ecológico, lo que puede comprometer la fiabilidad de los resultados.

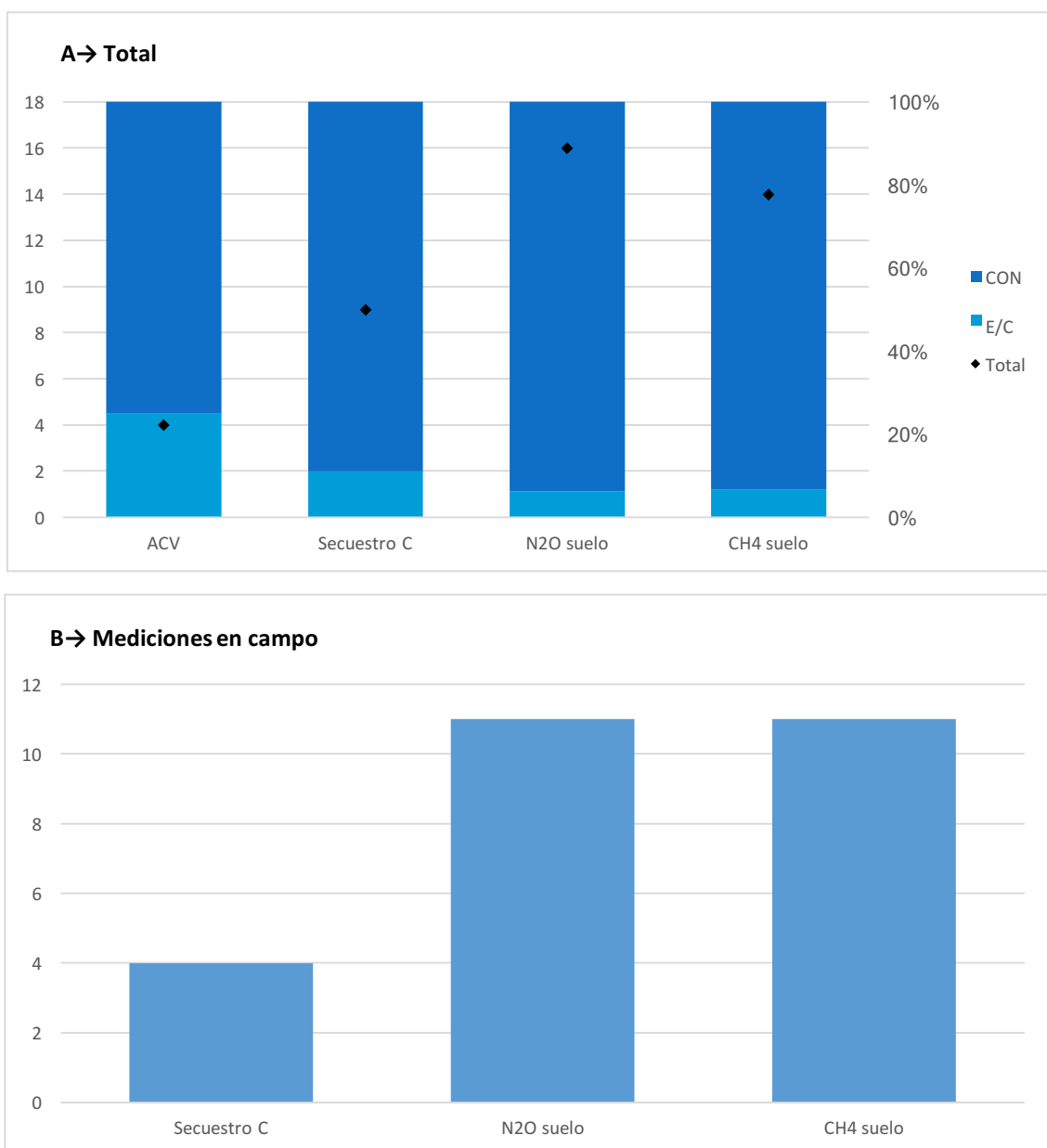


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

11.3. Emisiones de metano (CH₄) del suelo

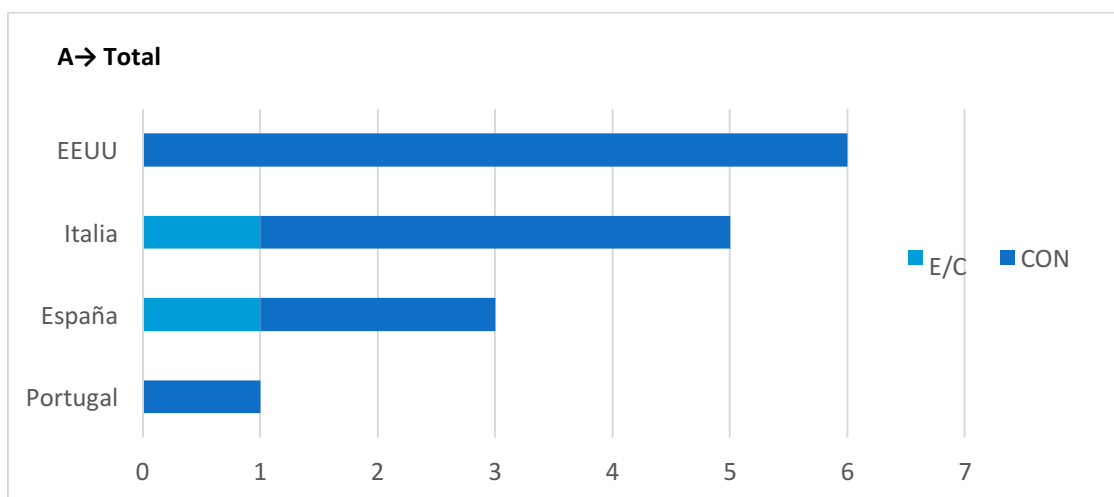
El metano del suelo es el principal proceso involucrado en el balance de emisiones del arroz, y responsable de una huella de C relativamente alta en este cultivo, en comparación con otros cereales o con los productos vegetales en general. Por ello, se le dedica un apartado específico.

La mayor parte de los estudios sobre metano en arrozales son mediciones en campo realizadas bajo manejo convencional (11 artículos). Destaca la ausencia de mediciones de CH₄ en arrozales bajo manejo ecológico (Tabla 5). Existen dos publicaciones con estimaciones de emisiones de CH₄ en arrozales ecológicos, realizadas dentro de estudios de ACV. Estos artículos serán comentados en el apartado 10.6.

Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	1	2	3
Medido	0	11	11
Total	1	13	14

EEUU es el país con mayor número de estudios totales sobre CH₄ en arrozales mediterráneos (6 artículos). Todos ellos incluyen mediciones en campo, pero en ninguno se aborda el manejo ecológico. **Las únicas estimaciones que incluyen manejo ecológico han sido realizadas en Italia y España.** También se han realizado mediciones de CH₄ en arrozales bajo clima mediterráneo en Italia, España y Portugal (Figura 5).



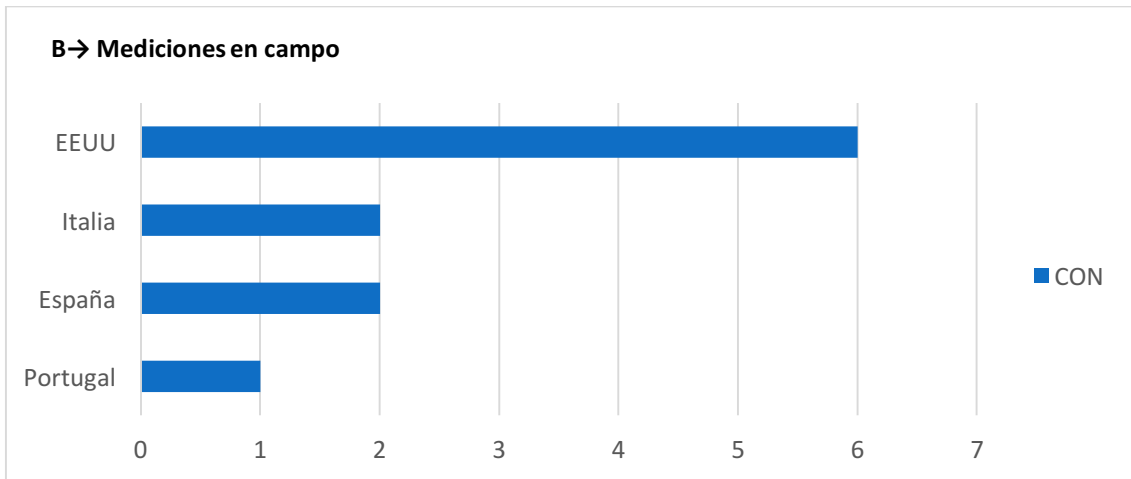


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)



Imagen 2. Las condiciones de anaerobiosis (ausencia de oxígeno) en suelos inundados, hacen que en la descomposición de la materia orgánica se genere metano, un potente gas de efecto invernadero. Arrozal en la provincia de Sevilla.

Simmonds et al. (2015a) estudiaron las emisiones de CH₄ y otros GEI en arrozales de California y Arkansas, en función de la variedad de arroz cultivada. Observaron que, si bien las variedades de mayor rendimiento fueron las que menores emisiones de CH₄ y menor huella de C tuvieron en Arkansas, en el clima mediterráneo de California se dio la situación inversa. Este resultado subraya la **necesidad de estudiar de forma específica las distintas variedades y condiciones agroclimáticas**. Pittelkow et al. (2013), también en California, observaron un incremento de las emisiones de CH₄ al aumentar la dosis de N aplicado al suelo, pero la tendencia no fue significativa. De este modo, encontraron que la mínima huella de carbono por kg de arroz se alcanzó a dosis de fertilizante de entre 140 y 200 kg N por hectárea. Estos autores llamaron la atención sobre la **relevancia del periodo intercultivo sobre las emisiones de CH₄ y N₂O en arrozales**. Por otro lado, en el Delta del Ebro, en Tarragona, Maris et al. (2016) hallaron que la aplicación de **purín de cerdo a dosis agronómicas permitió alcanzar altos rendimientos, controlar las emisiones de GEI**, y reducir las emisiones por kg de arroz, en comparación con el sulfato amónico.

La emisión de CH₄ en arrozales está muy condicionada por el manejo del agua. En el norte de Italia, Meijide et al. (2017) hallaron una importante **reducción de emisiones de CH₄ asociada a la desecación temporal del suelo durante el periodo de cultivo**, lo que señala el importante potencial del manejo del agua en la mitigación de GEI en arrozales. En efecto, en otro arrozal mediterráneo, en Extremadura, Fanguero et al. (2017a) observaron una **reducción de la emisión de N₂O del 40% y de CH₄ del 99% al sustituir el riego por inundación por riego por aspersión**. En términos de emisiones de CO₂ equivalente por unidad de producto, el riego por aspersión solo se asoció a reducciones de GEI cuando se asoció al no laboreo, pero no en el laboreo convencional.

En suma, la evidencia disponible muestra que las emisiones de CH₄ son muy elevadas en arrozales mediterráneos, siguiendo la tendencia de este tipo de cultivos a nivel global, pero que existe un **gran potencial de mitigación a través de las prácticas de manejo, principalmente las relacionadas con el manejo del agua**, pero también del laboreo y la fertilización.

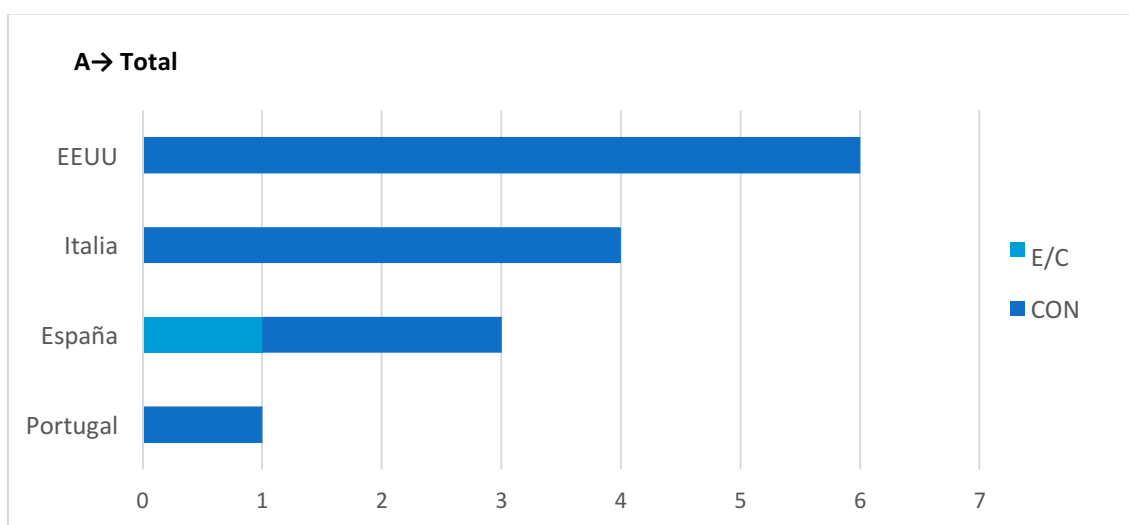
11.4. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra una relativa escasez de estudios sobre emisiones de N₂O en arrozales bajo clima mediterráneo (Tabla 6). La mayoría de los estudios revisados con estimaciones de N₂O en estos sistemas incluyen mediciones en campo, sumando un total de 11 artículos. Sin embargo, **no existe ninguna medición de N₂O en arrozales mediterráneos bajo manejo ecológico**, lo que supone una importante laguna en la información. En conjunto, se han encontrado 2 estudios que incluyan estimaciones de N₂O bajo manejo ecológico, ambos en el marco de ACV.

Tabla 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	0	11	11
Modelizado	1	0	1
Revisión	0	2	2
Factor IPCC	0	2	2
Total	1	15	16

Al igual que en el caso del CH₄, **EEUU es el país con mayor número de estudios con estimaciones sobre emisiones de N₂O** (Figura 6A), tanto en términos totales como de mediciones en campo; presentes en más de la mitad de los artículos. Los únicos dos estudios con estimaciones de N₂O en arrozales mediterráneos bajo manejo ecológico han sido realizados en Italia y España, ambos en el marco de ACV. Por tanto, el análisis geográfico de esta revisión muestra una escasez de estudios sobre emisiones de N₂O en arrozales en la cuenca mediterránea, y una ausencia de mediciones en campo bajo manejo ecológico (Figura 6B).



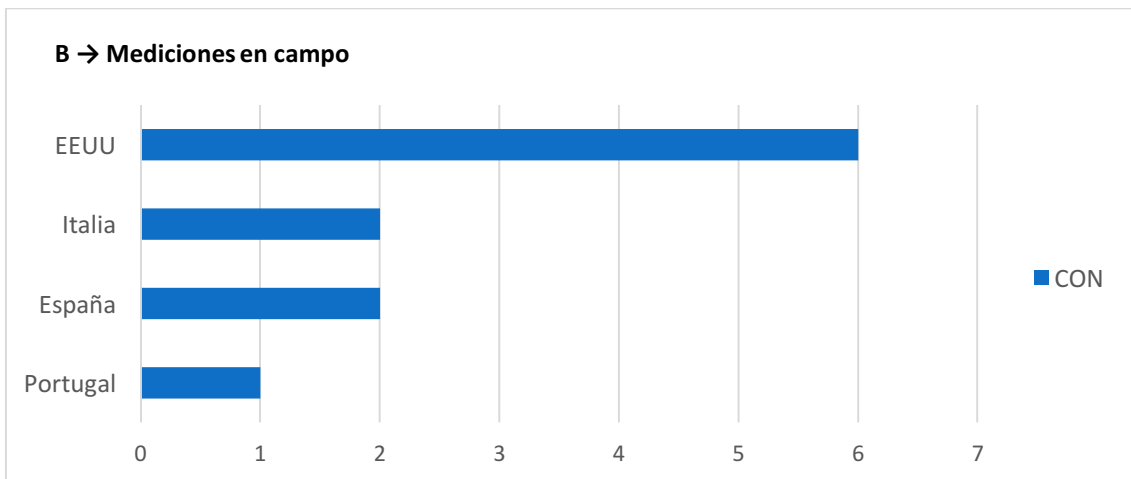


Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N_2O en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)



Imagen 3. Las condiciones de inundación de los arrozales están generalmente asociadas a niveles bajos de emisión de N_2O . Arrozal en la Albufera de Valencia.

El meta-análisis de Cayuela et al. (2017) contiene casi todos los estudios encontrados con mediciones de N_2O en arrozales bajo clima mediterráneo. Según este estudio, **el factor de emisión de N_2O del arroz es el más bajo de entre todos los cultivos mediterráneos**, siendo el único que no difiere estadísticamente de 0. Estos resultados, que están en línea con las tendencias globales recogidas en el factor de emisión del IPCC (2006), muestran el bajo nivel de emisión de N_2O en arrozales, lo que está relacionado con las condiciones de inundación en las que suele darse este cultivo, que facilitan que el N_2O se desnitrifique completamente hasta N_2 (ver Capítulo 4). Por otro lado, los estudios con mediciones en campo revisados (por ejemplo, Maris et al., 2016, Pittelkow et al., 2013, Fangueiro et al., 2017a) muestran que **el N_2O tiene un papel muy pequeño en el balance de emisiones de GEI del arroz**, en comparación con el metano, que representa la mayor parte del potencial de calentamiento global en este cultivo.

11.5. Secuestro de carbono en el suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en arroz es muy escaso (Tabla 7), con tan solo 7 mediciones en campo bajo clima mediterráneo, 4 de las cuales comparando manejos distintos durante experimentos de al menos 3 años de duración. No existe **ninguna medición en campo de secuestro de carbono en arrozales bajo manejo ecológico**, siendo una modelización el único trabajo existente sobre este manejo.

Tabla 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	0	3	3
Medido >3 años	0	4	4
Modelizado	1	1	2
Total	1	8	9

A diferencia del CH₄ y el N₂O, en los que predominan los estudios en EEUU, para el secuestro de carbono, **la mayoría de los trabajos se han realizado en España**, tanto en términos totales (7 artículos) (Figura 7A), como en mediciones en campo (5 artículos) (Figura 7B). También ha sido realizado en España el único estudio encontrado sobre manejo ecológico, pero no incluye mediciones en campo.

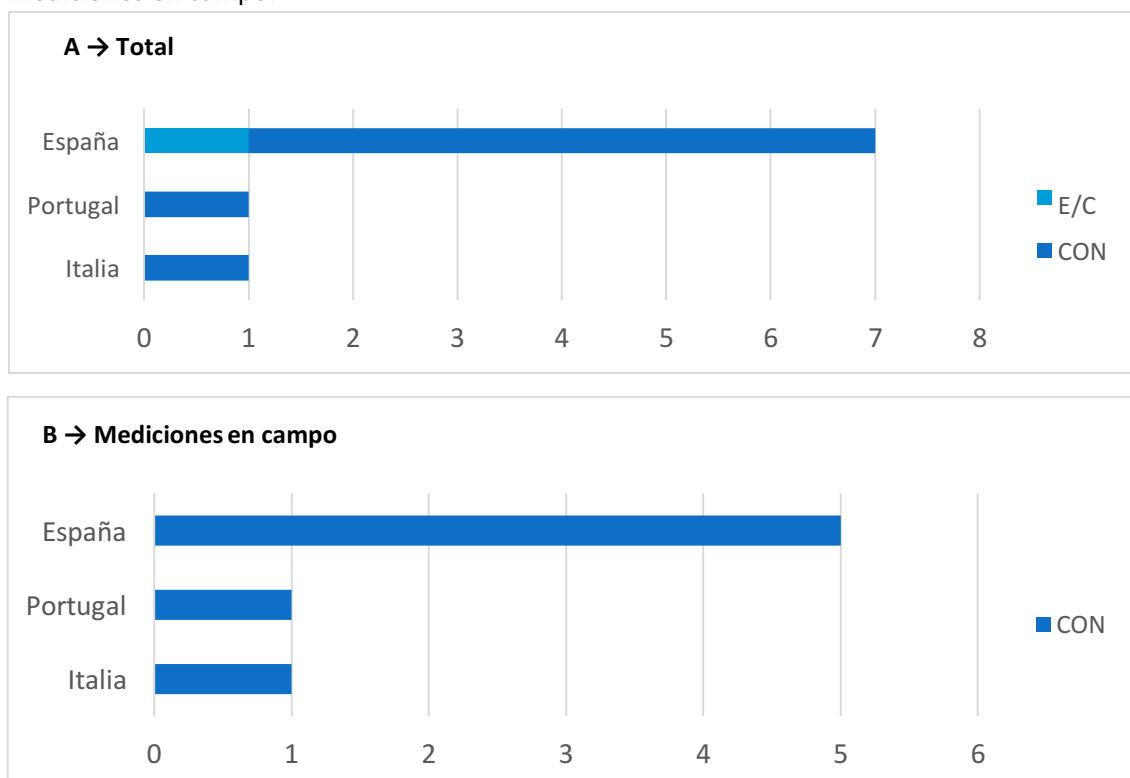


Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

El secuestro de carbono en arrozales es una estrategia de mitigación que puede ser **problemática**, debido a que la acumulación de carbono en el suelo se fomenta mediante la adición de materia orgánica, pero en cultivos inundados como los arrozales, esto puede incrementar las emisiones de CH_4 , resultando en un incremento de la huella de carbono. Por ello, **es necesario desarrollar estrategias específicas para este cultivo**, como se discute en el Apartado 11.6.



Imagen 4. El arroz produce una gran cantidad de biomasa. Cuando ésta se entierra, su carbono en parte se almacena en el suelo, retirando CO_2 de la atmósfera, pero generando también emisiones de CH_4 . Enterrado de la paja (“fanguero”) del arroz en la provincia de Sevilla.

11.6. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 4 estudios ACV sobre arroz bajo clima mediterráneo, uno de los cuales incluye manejo ecológico en comparación con el manejo convencional. **Italia y España son los dos únicos países para los que se han encontrado estudios ACV sobre arroz en clima mediterráneo**, existiendo, tanto en Italia como en España, 2 artículos publicados (Figura 8), y en total, un solo artículo sobre manejo ecológico (comparado con el convencional), realizado en España. Además, se han encontrado dos estudios que incluyen manejo ecológico en zonas limítrofes con el clima mediterráneo, en el norte de Italia.

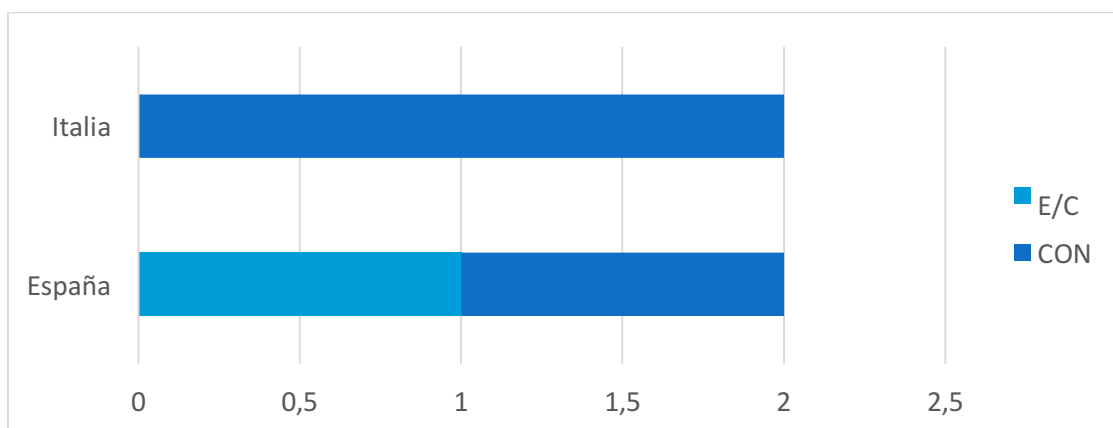


Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del arroz bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)

Blengini y Busto (2009), en arrozales en Vercelli, en el norte de Italia, estimaron una huella de C del arroz pelado de 2,9 kg CO₂-eq por kg de arroz. **El manejo ecológico estuvo asociado a un aumento del 13% en la huella de C, mientras que cuando el arroz se cultivó sin inundación, la huella se redujo en más de un 50%**. Estos resultados están en concordancia con los obtenidos sobre mediciones en campo de CH₄ en arrozales mediterráneos (ver apartado 11.3), y muestran el gran **potencial de mitigación de GEI existente en el cultivo de arroz mediante el manejo del agua**. Este potencial también es aplicable al manejo ecológico, que de esta forma podría reducir su huella de C, que generalmente alta. En el otro estudio ACV sobre arroz ecológico realizado en Italia (Bacenetti et al., 2016b) se analizó el efecto sobre las emisiones (y otros impactos ambientales) de diversas prácticas aplicables en agricultura ecológica, y encontraron que **la aireación del suelo durante el cultivo, aunque reduciría la huella de C en un 9%, incrementaría el resto de impactos ambientales**. Esto subraya la necesidad de realizar evaluaciones amplias de los impactos ambientales asociados a las prácticas de mitigación, como se discute en profundidad en Sanz-Cobeña et al. (2017).

El balance de emisiones del artículo de Aguilera et al. (2015a) es el único estudio encontrado en el que se estima la huella de carbono del arroz de cultivo ecológico bajo clima mediterráneo (Figura 9). Como puede observarse, **las emisiones de GEI por hectárea son muy elevadas, de 13 toneladas anuales de CO₂-eq en el caso del manejo convencional, y 15 en el manejo ecológico**.

Esto contrasta con niveles de emisión de alrededor de una tonelada por hectárea en secano o 2-4 toneladas por hectárea en regadío en la mayoría de los cultivos revisados. Estos niveles tan altos se deben principalmente a la emisión de CH₄ del suelo (ver apartado 11.3), que representa alrededor del 70-80% del potencial de calentamiento global de los arrozales. **La emisión de metano en el caso estudiado fue mayor en ecológico**, debido al mayor aporte de paja, y al aporte de fertilizantes orgánicos.

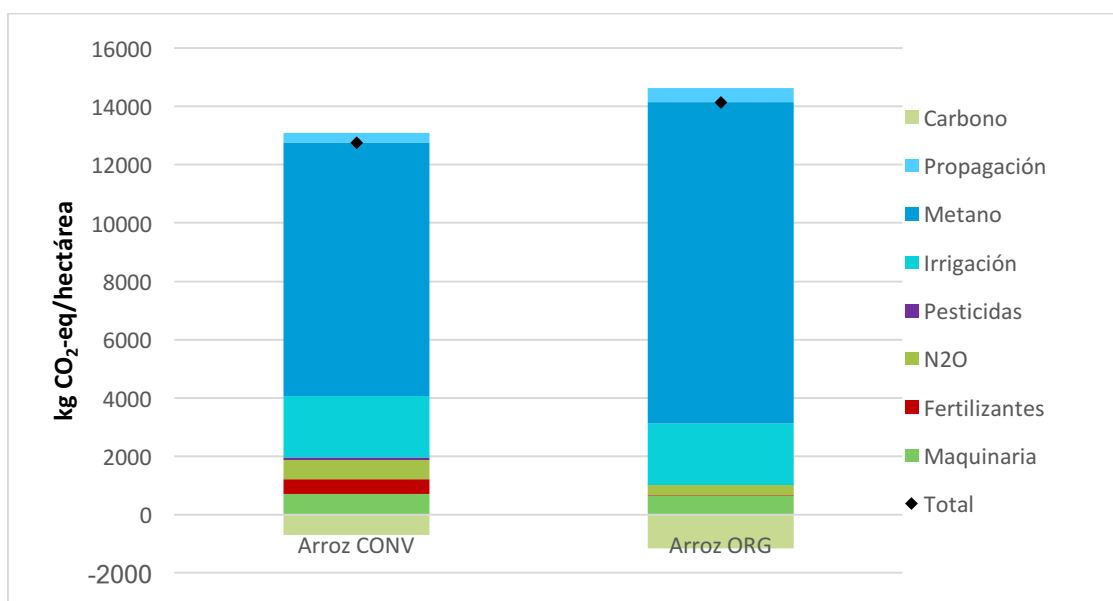


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en arroz, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 3 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. (CONV: convencional; ORG: ecológico)

El riego es el segundo factor en importancia en el balance de emisiones del arrozal. Si se excluye el metano, el riego representa alrededor del 40% de las emisiones en convencional, y un 50% en ecológico. **La reducción de la huella de C asociada al riego podría ser, por tanto, una importante estrategia de mitigación de emisiones de GEI en arrozales.** Esta reducción podría lograrse bien mediante el ahorro de agua, o mediante la reducción de la huella de C de la energía consumida en el riego, por ejemplo con energías renovables. Por último, cabe destacar que la ausencia de fertilizantes sintéticos en ecológico, y los menores niveles de aportes nitrogenados, redujeron las emisiones del manejo ecológico, aunque no fueron suficientes para compensar el incremento del metano. Algo similar ocurre en el caso del secuestro de carbono, que es mayor en ecológico que en convencional, pero no lo suficiente como para compensar el incremento del metano.

En suma, los arrozales son agroecosistemas con niveles muy altos de emisión de GEI por unidad de superficie, en los que el balance de emisiones está dominado por el CH₄. **En estos sistemas, el manejo ecológico logra la reducción de casi todos los componentes del balance de emisiones, pero estas reducciones se ven compensadas por el incremento del CH₄, debido a los mayores aportes de materiales orgánicos al suelo.**

Las diferencias encontradas en las emisiones de GEI por unidad de superficie se ven magnificadas cuando se estudia la huella de C por unidad de producto (Figura 10), debido a los menores rendimientos en ecológico. De este modo, frente a los 1,6 kg CO₂-eq por kg de arroz convencional, se obtienen 2,6 kg CO₂-eq por kg de arroz ecológico.

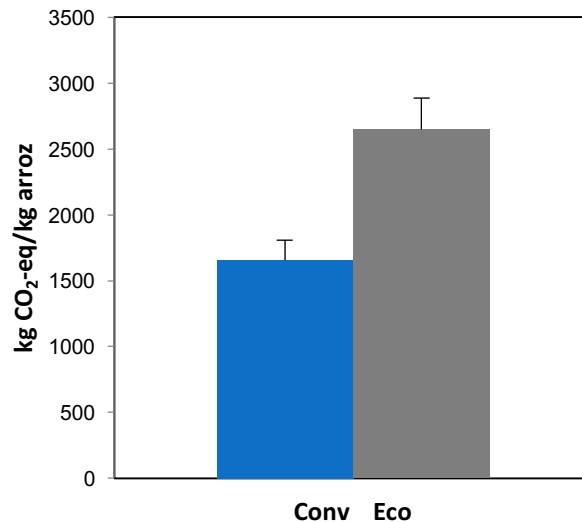


Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de arroz, mostrando el promedio de 3 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (ECO: ecológico; CON: convencional)

Estos resultados están en línea con los obtenidos por Blengini y Busto (2009), y muestran la **necesidad de realizar importantes cambios en el manejo ecológico para reducir las emisiones de GEI**. En particular, el manejo de la materia orgánica y del riego son claves, por su incidencia sobre las emisiones de CH₄. En este sentido, **debería priorizarse la aplicación de materiales altamente estabilizados**, como el compost o el humus de lombriz, frente a otros como el estiércol fresco o la paja, que se descomponen más fácilmente, dando lugar a mayores emisiones de CH₄. También es interesante **priorizar los fertilizantes con ratios C:N bajos**, es decir, que tengan más nitrógeno en relación al carbono, para que este carbono no se transforme en metano. En particular, el manejo de la paja es clave, por la elevada cantidad de biomasa que representa. **El enterrado de la paja debería limitarse a una fracción pequeña de la paja producida**, debiéndose recolectar el resto. Esta recolección y transporte suelen ser costosos, por lo que es necesario **desarrollar usos alternativos de la paja a nivel local**, como la producción de electricidad de biomasa, alimento y camas para el ganado, u otros usos más innovadores como la fabricación de distintos materiales.

En cuanto al manejo del agua, **es fundamental incrementar la investigación para determinar las mejores estrategias de riego** de entre las de mayor potencial para la reducción de las emisiones de CH₄, como la desecación temporal de las tablas de arroz. Pero, al mismo tiempo, también es fundamental estudiar los efectos adicionales de estas prácticas sobre otros indicadores ambientales y agronómicos.

Por último, la **reducción de la huella de C del riego** mediante el uso de energías renovables, y el **incremento de los rendimientos** mediante la optimización de la fertilización y el control de plagas, son otras dos importantes líneas en las que se debería trabajar para reducir la huella de C del manejo ecológico del cultivo de arroz.



Imagen 5. La paja del arroz se quema habitualmente en campo abierto, generando contaminación del aire a nivel local y emisiones de GEI. Quema de la paja de arroz en la provincia de Sevilla.

11.7. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa **escasez de estudios sobre emisiones de GEI en arroz bajo clima mediterráneo** (25 estudios), destacando especialmente la existencia de un solo estudio con manejo ecológico.

-**Se ha encontrado 11 estudios con mediciones en campo de CH₄ y N₂O** en arroz. Sin embargo, **no se ha encontrado ninguno bajo manejo ecológico**. Existe, por tanto, una importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de CH₄ y N₂O en cultivos de arroz ecológicos bajo clima mediterráneo.

-El **secuestro de carbono** ha sido estudiado en un número relativamente bajo de trabajos, **ninguno de los cuales incluye manejo ecológico**.

-Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV** de arroz bajo clima mediterráneo, y solo uno que analice la huella de C bajo manejo ecológico.

Principales resultados

-El arroz están asociados a **emisiones de GEI por hectárea muy elevadas, dominadas por el CH₄** del suelo, debido a las condiciones de inundación de este cultivo.

-**Las emisiones de GEI por hectárea podrían incrementarse bajo manejo ecológico**, sobre todo si se incorpora al suelo gran parte de la paja producida. Las emisiones **por kg de producto pueden ser aún mayores en ecológico, debido a los menores rendimientos**.

-**La mitigación de GEI en arrozales mediante secuestro de carbono es complicada**, por el efecto de las prácticas que promueven la acumulación de materia orgánica sobre las emisiones de CH₄, que tienen un impacto mucho mayor sobre el balance de GEI.

-**La mitigación de GEI en el cultivo del arroz requiere de medidas muy específicas de este cultivo**, centradas principalmente en la reducción de las emisiones de CH₄. Algunas de estas medidas, compatibles con el manejo ecológico, son:

-**El manejo del agua, acortando el periodo de inundación o regando por aspersión**. Reduce las emisiones de CH₄, y el consumo de agua, pero puede incrementar las emisiones de N₂O y otros impactos ambientales o problemas agronómicos.

-**La reducción de la paja reincorporada al suelo**. Deben encontrarse y desarrollarse usos económicamente viables y ambientalmente deseables para la valorización de la paja a nivel local, como la producción de energía de biomasa, o la fabricación de materiales.

-**La reducción del laboreo** puede contribuir a reducir las emisiones de CH₄ y N₂O (además de las asociadas a la maquinaria), particularmente en combinación con el manejo del agua.

-**La sustitución de fertilizantes orgánicos frescos y ricos en carbono por otros más estabilizados y con poco carbono** (como humus de lombriz o purines digeridos) podría reducir el incremento de emisiones de CH₄ asociado a la fertilización orgánica.

-**El incremento de los rendimientos**, mediante la optimización del riego, de la fertilización y del manejo de plagas.

Recomendaciones para promover la mitigación de GEI en arroz en ecológico

-La ausencia de información específica sobre emisiones en campo de GEI **en arrozales bajo manejo ecológico** indica que **la investigación sobre este tema debería ser una medida prioritaria**. Esta investigación, además, debería realizarse de manera regionalizada, para abordar de forma específica los retos de cada situación geográfica.

-A pesar de estas lagunas en la información, los datos existentes en otros sistemas similares sugieren que hay una serie de medidas que podría ser efectivas en la mitigación de GEI en arrozal ecológico mediterráneo. Estas prácticas recomendadas pueden fomentarse mediante su **regulación en la normativa ecológica y la mejora del asesoramiento y la transferencia de conocimiento** a los agricultores.

-Otro cuello de botella importante se encuentra en los **medios técnicos y en la viabilidad económica** de la implementación de estas prácticas. Por ejemplo, para evitar la reincorporación de la paja al suelo, así como su quema en campo, que son dos usos de la paja con muchos problemas ambientales en arrozales, es necesaria una infraestructura agroindustrial que genere demanda para esa paja, como ocurre con las centrales eléctricas de biomasa.

12. LEGUMINOSAS

GRANO



12.1. Introducción

Las leguminosas constituyen una familia botánica (Fabaceae) que cuentan con la importante **capacidad de fijar N atmosférico**, mediante su simbiosis con bacterias del género *Rhizobium*. Las leguminosas grano (en adelante, “leguminosas”) se cultivan para la cosecha de su semilla seca, e incluyen especies tan relevantes para la alimentación humana y la dieta mediterránea como **lenteja, haba, judía, guisante o garbanzo**. Por su riqueza en proteínas, son tremendamente valoradas en alimentación animal, destacando para este fin especies como guisante, haba, yero, veza o algarroba. La soja, que también es una leguminosa, por sus características y usos es tratada en este trabajo como cultivo herbáceo industrial y, por tanto, se habla de ella en el capítulo 14. De igual modo, las leguminosas para cosecha del fruto en verde, como judías, habas y guisantes, se incluyen en el capítulo 13, y las cultivadas para cosecha de la planta completa en verde, o como cubiertas vegetales, se tratan en el capítulo 15.

Según la FAO (2018), en 2016 se cultivaron en el mundo más de 82 millones de ha de leguminosas grano, siendo Asia el continente con mayor superficie de cultivo (47%), seguido por África (30%), América (15%), Europa (5%) y Oceanía (3%). La UE, en 2016, tenía más de 2 millones de hectáreas cultivadas de leguminas grano. De ellas, España es el país con mayor porcentaje (19%), seguido por Francia (15%), Polonia (14%), Lituania (11%), Reino Unido (9%), Alemania (7%) e Italia (5%).

Según el MAPAMA (2017), **en 2015 se cultivaron en España algo menos de 0,5 millones de hectáreas de leguminosas grano, mayoritariamente guisantes (33%), veza (21%), yeros (15%) y habas (10%)**. Estos valores representan la situación actual, después de una gran caída en la superficie cultivada de leguminosas, desde más de un millón de hectáreas en los años 60, hasta poco más de 0,2 millones a principios de los 90 (Figura 1). Posteriormente hubo una cierta recuperación, y desde entonces la superficie cultivada oscila entre 0,2 y 0,6 millones de hectáreas. La caída de la superficie y producción de leguminosas está vinculada al proceso de industrialización, en particular la expansión del uso de fertilizantes nitrogenados (que pasaron a ser la principal entrada de N) y de la importación de soja (que pasó a ser el principal aporte proteico en la alimentación animal). La producción de leguminosas está orientada principalmente hacia el consumo interno; por ejemplo, la importación neta de guisante supuso en 2013 el 9% del consumo aparente, la de judías el 79% y la del resto de leguminosas grano el 41%.

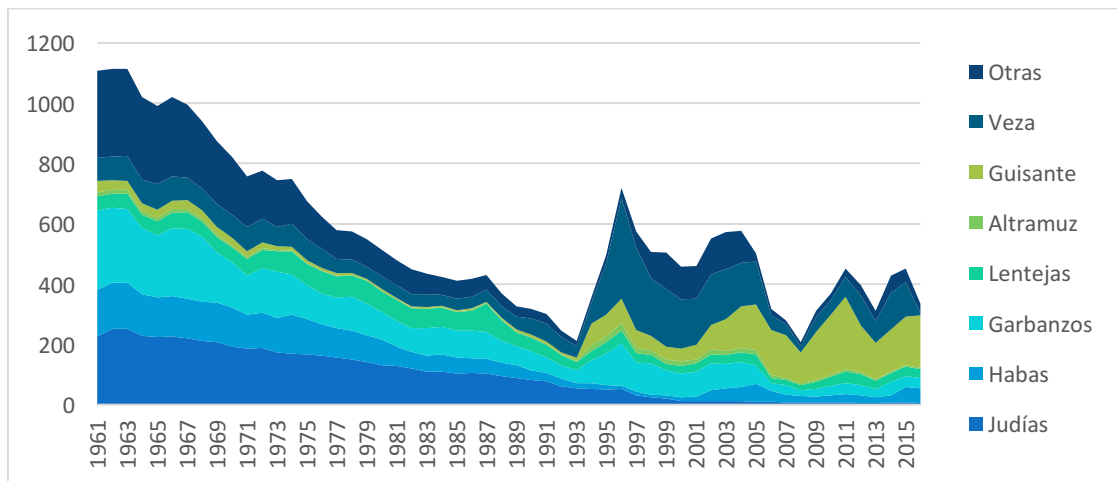


Figura 1. Evolución de la superficie de leguminosas grano en España, 1961-2016. Fuente: FAO, 2018

Según el MAPAMA (2017), la comunidad española con mayor superficie cultivada de leguminosas es Castilla-La Mancha (38%), seguida por Castilla y León (28%) y por Andalucía (17%). En 2015, se cultivaron casi **40 mil hectáreas de leguminosas ecológicas, lo que supone un 8% de la superficie** española destinada al cultivo de leguminosas (Tabla 1). Castilla-La Mancha concentra un 69% de esa superficie, seguida por Andalucía (15%) y por Castilla y León (9%). Sólo las dos primeras suman el 84% de la superficie estatal de leguminosas ecológicas.

Tabla 1. Superficie española de cultivos de leguminosas totales y ecológicas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017

Comunidad autónoma	Superficie total (ha)	Superficie eco (ha)	Superficie eco/total (%)
Castilla-La Mancha	180.318	27.234	15,1
Andalucía	78.072	5.996	7,7
Castilla y León	144.567	3.683	2,5
Aragón	32.323	910	2,8
Baleares	3.216	904	28,1
Cataluña	8.104	221	2,7
Murcia	590	212	36,0
Navarra	8.745	132	1,5
Madrid	7.154	113	1,6
Extremadura	16.029	61	0,4
País Vasco	3.848	53	1,4
La Rioja	1.343	21	1,6
Asturias	1.035	11	1,1
Canarias	408	2	0,5
Galicia	2.113	1	0,0
Cantabria	3	0	0,0
C. Valenciana	1.522	0	0,0
España	489.390	39.555	8,1

El cultivo de leguminosas grano tiene un papel fundamental en la agricultura sostenible y en la mitigación de GEI en agricultura, principalmente por su capacidad de fijación de N atmosférico (ya que son la única fuente de N “nuevo” en la producción ecológica) y por su producción rica en proteína, tanto para alimentación humana (donde deben sustituir gran parte de la proteína animal para lograr una dieta baja en carbono) como animal (donde deben recuperar su papel como principal fuente de proteína, frente a la dominancia actual de la soja). **En este sentido, la recuperación de la superficie de leguminosas cultivada históricamente, integrándolas en las rotaciones de cultivo, aparece como un paso esencial en una transición agroecológica y baja en carbono.** Por otro lado, los cultivos de leguminosas suelen ser sensibles al déficit hídrico, por lo que el cambio climático supone importantes retos agronómicos para mantener la productividad en un contexto de aumento de temperaturas.



Imagen 1. Cultivo de guisantes bajo manejo ecológico en la provincia de Sevilla

12.2. Estudios sobre emisiones de GEI en leguminosas

Se revisaron 62 artículos sobre leguminosas, 51 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 2), de los cuales, **17 (un 33%) incluían algún tratamiento con manejo ecológico**: 16 comparaciones de ecológico frente a convencional, y uno centrado exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 2 estudios con manejo ecológico bajo clima mediterráneo en los que no se midieron emisiones de GEI (Tabla 3). Los estudios revisados incluyen altramuz, alubia carilla, garbanzo, guisante, haba, judía, lenteja y veza (común, amarga, húngara, narbona).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de leguminosas grano, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Mediterráneo	51	7	58
No Mediterráneo	3	1	4
Total	54	8	62

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	34	5	39
Eco/Con	16	2	18
Ecológico	1	0	1
Total	51	7	58

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en leguminosas se publicó en 1998, e incluyó el manejo ecológico. A partir de 2005 se han ido publicando todos los años al menos un artículo sobre este tema, alcanzando su máximo en 2011 con 7 artículos. En cuanto al manejo ecológico, fue predominante hasta 2010, pero a partir de 2011 el porcentaje de publicaciones que representa es mucho menor (Figura 2).

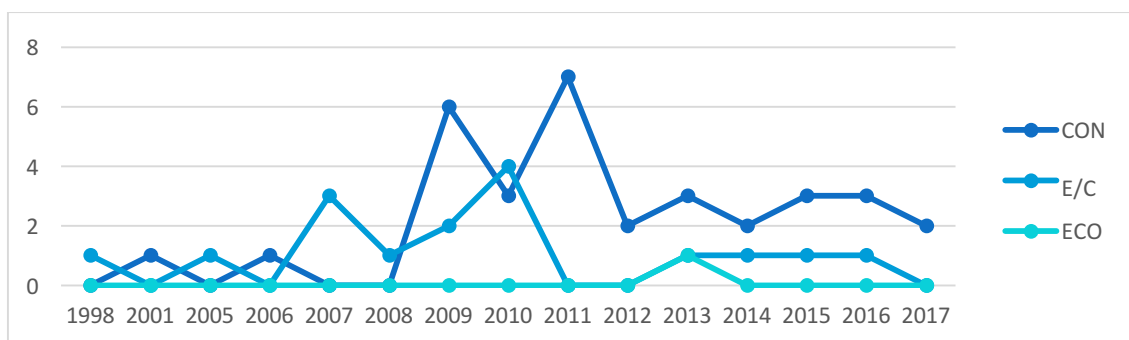


Figura 2. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de leguminosas grano y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional; ECO: ecológico)

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En España se alcanza el máximo número de estudios, con casi la mitad (45%) del total de estudios sobre GEI en leguminosas, y un 35% de los estudios que incluyen manejo ecológico. En Italia se ha realizado un 18% de los estudios sobre leguminosas, incluyendo el 29% de los estudios con manejo ecológico. Además, hay estudios sobre GEI en leguminosas bajo manejo ecológico en Grecia, EEUU y Turquía (Figura 3).

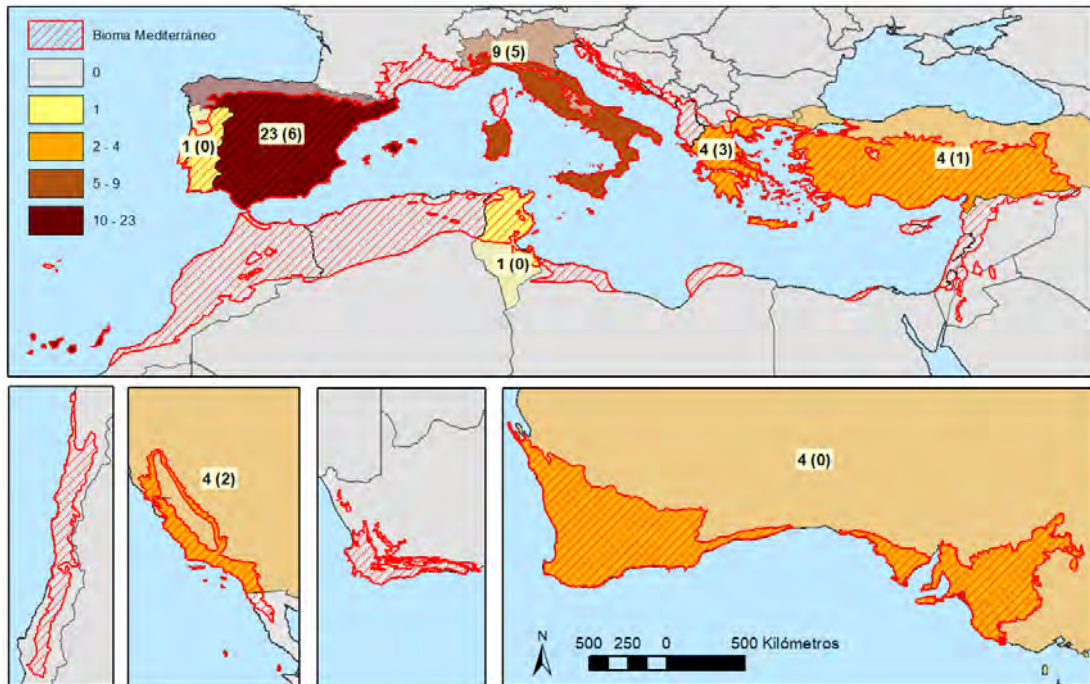


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En España, la comunidad con mayor número de estudios es Andalucía (52% del total y 33% de los que incluyen manejo ecológico), seguida de Madrid (sin estudios en ecológico). Andalucía, Aragón y la Comunidad Valenciana son las únicas comunidades autónomas en las que se han realizado estudios sobre emisiones de GEI en leguminosas ecológicas (el otro realizado en España es a nivel estatal) (Figura 4).

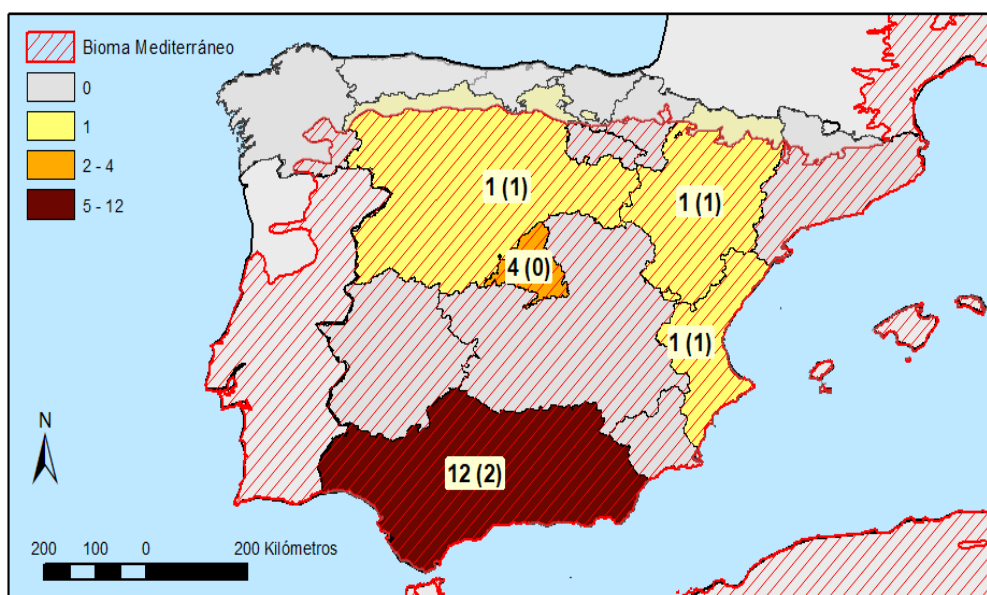


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de las leguminosas bajo clima mediterráneo, con 42 estudios; incluyéndose mediciones en campo en 38 de ellos. Además, existen 5 artículos sobre ACV y 15 con estimaciones de N₂O del suelo; de estos últimos, 9 son mediciones en campo. Por otro lado, el número de artículos con mediciones de CH₄ del suelo es menor, y sólo 3 hacen mediciones en campo. **En cuanto al manejo ecológico, se incluye en el 40% de los ACV y en el 40% de los estudios con mediciones en campo de carbono, pero no existe ninguna medición en campo ni de N₂O ni de CH₄** (Figura 5). Cabe destacar que en todos los casos de secuestro de carbono estudiados, las leguminosas estaban incluidas en rotaciones, por lo que no fue posible estimar un balance de carbono específico de las leguminosas (ver Apartado 12.4).

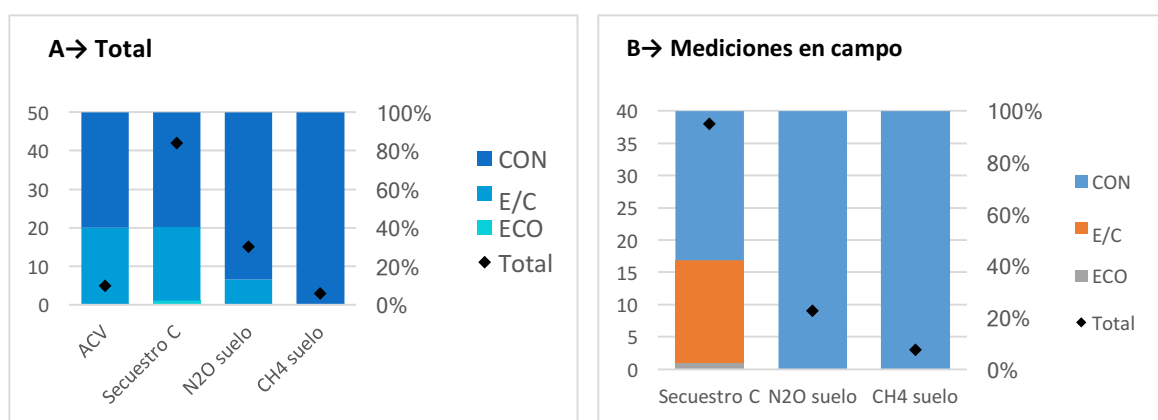


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

12.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra que la mayor parte de los estudios sobre emisiones de N₂O en leguminosas son mediciones en campo, con 10 estudios sobre un total de 16 (Tabla 4). Estas mediciones en campo incluyen cultivos de haba, altramuz, veza y garbanzo. Además, existen 2 modelizaciones, 3 estudios ACV en los que se emplea el factor del IPCC para estimar el N₂O, y una revisión. **Destaca la ausencia de mediciones de N₂O en ecológico**, del que solo hay una modelización y una estimación con factor del IPCC.

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	0	9	9
Modelizado	1	1	2
Revisión	0	1	1
Factor IPCC	1	2	3
Total	2	13	15

España es el país con mayor número de estudios con estimaciones de N₂O, y el segundo tras Australia en mediciones de este gas. También existen mediciones de N₂O en campo en condiciones mediterráneas en Italia y EEUU (Figura 6).

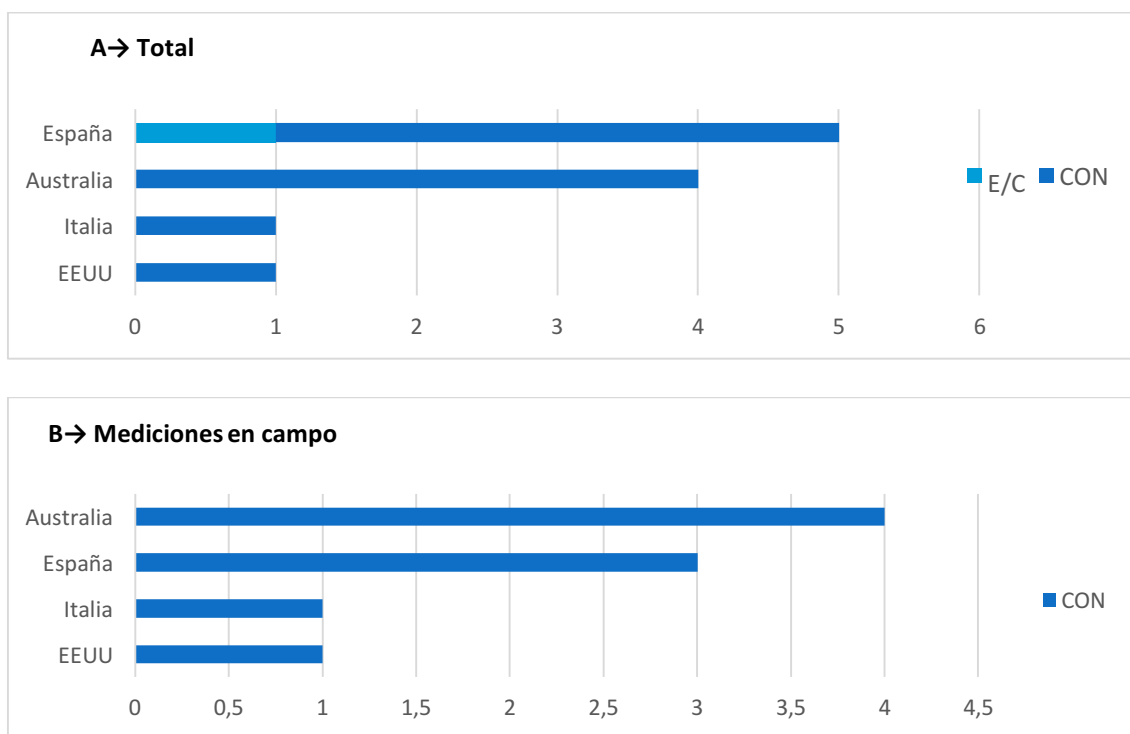


Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Las leguminosas fijan de la atmosfera gran parte del nitrógeno que utilizan, a través de una simbiosis con bacterias del género *Rhizobium*, que tiene lugar en unos nódulos en sus raíces. Debido a esta capacidad, a menudo, el contenido de N en el suelo puede ser elevado, ya que no lo absorben tanto como un cultivo no fijador. Ello conlleva el riesgo de producir mayores emisiones de N_2O , a pesar de ser cultivos que habitualmente no reciben fertilización nitrogenada. No obstante, **los niveles de emisión de N_2O en los cultivos de leguminosas bajo clima mediterráneo que se han observado en campo son generalmente bajos**. Aguilera et al. (2013a) dieron un promedio de 0,7 kg N_2O -N por hectárea para cultivos de leguminosa, sobre un total de 5 casos estudiados bajo clima mediterráneo. Este valor contrasta con una media de 2,8 kg N_2O -N para todos los cultivos mediterráneos (Cayuela et al., 2017). En un estudio posterior a la revisión de Aguilera et al. (2013a), Guardia et al. (2016) encontraron mayores niveles de emisión de N_2O en el cultivo de veza que en el de cebada bajo condiciones de secano mediterráneo con laboreo o mínimo laboreo, mientras que las emisiones en ambos cultivos fueron similares bajo no laboreo. De cualquier modo, en todos los casos, la emisión fue muy baja, oscilando entre 0,2-0,3 kg N_2O -N al año en el conjunto de todos los tratamientos, por lo que la contribución del N_2O a la huella de carbono de estos cultivos fue también muy pequeña.



Imagen 2. Cultivo de almorta (planta completa y detalle de flor), una leguminosa grano para consumo humano casi olvidada.

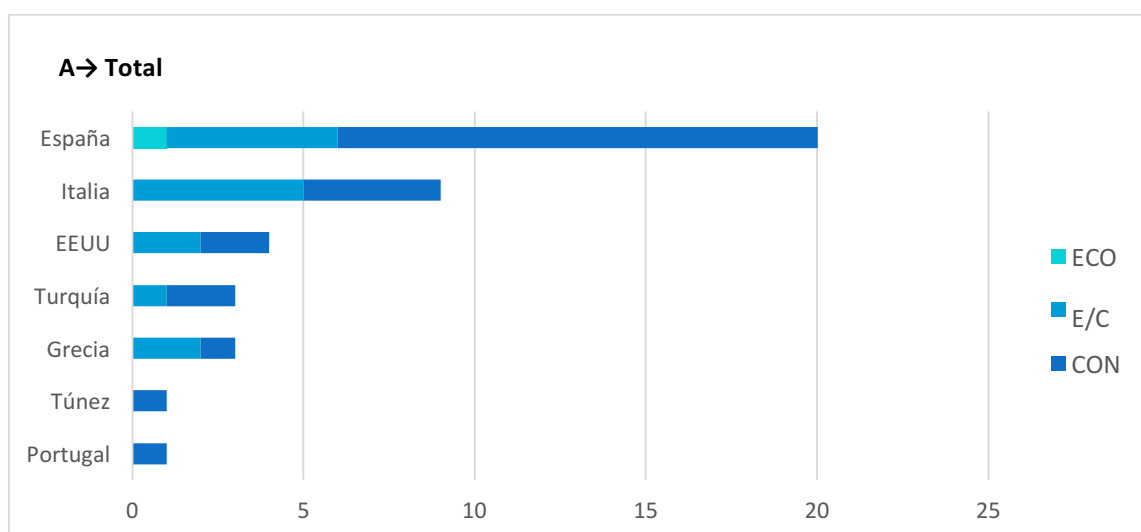
12.4. Secuestro de carbono del suelo

Se han encontrado 38 estudios que miden carbono en suelo o flujos de CO₂ en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo (Tabla 5), 29 de los cuales comparaban manejos distintos durante experimentos de al menos 3 años de duración. Cabe destacar el **elevado porcentaje de estudios de larga duración que incluyen manejo ecológico, con un total de 14 estudios, lo que representa el 48% de este tipo de experimentos**. Además, se han encontrado 2 estudios de corta duración que incluyen manejo ecológico (categoría “Medido <3 años”). La abundancia de tratamientos ecológicos en los estudios sobre secuestro de carbono en leguminosas podría explicarse porque en todos los casos se trata de experimentos con rotaciones de varios cultivos, y las rotaciones en ecológico suelen incluir cultivos de leguminosa. Es importante señalar el hecho de que **todos los casos estudiados fuesen rotaciones de varios cultivos herbáceos, por lo que el secuestro de carbono observado (o la diferencia en el secuestro en ecológico y convencional) no puede atribuirse solamente al cultivo de leguminosas**, sino a la rotación en su conjunto.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	0	2	7	9
Medido >3 años	1	13	15	29
Modelizado	0	1	3	4
Total	1	16	25	42

España cuenta con aproximadamente la mitad de los estudios sobre carbono en suelos de cultivos de leguminosas, tanto en términos totales (20 artículos) (Figura 7A), como en mediciones en campo (17 artículos) (Figura 7B). De estos últimos, los que se han desarrollado bajo manejo ecológico han sido realizados mayoritariamente en España e Italia, seguidos de EEUU y Grecia, y de Turquía.



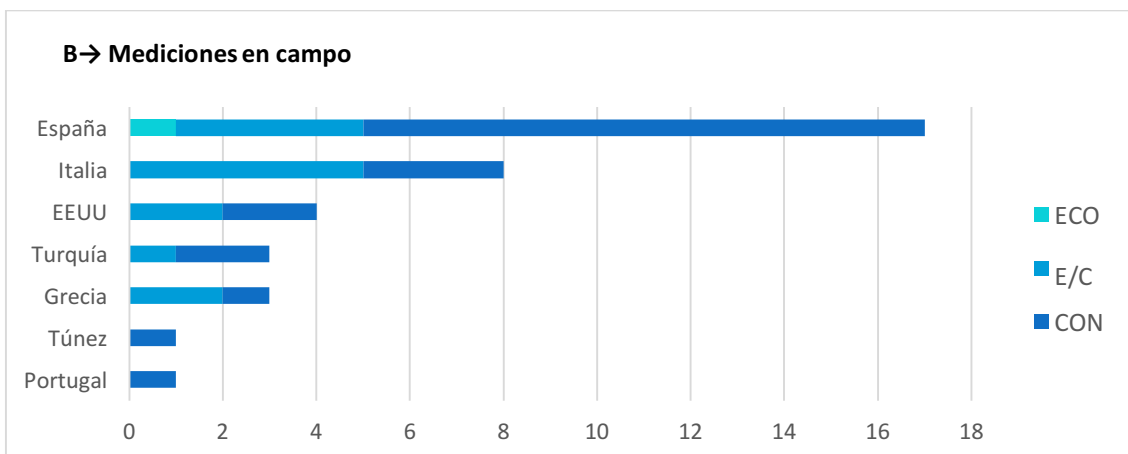


Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El trabajo de Aguilera et al. (2013b) es la única revisión sobre secuestro de carbono en clima mediterráneo que incluye cultivos herbáceos, pero no cuenta con una categoría específica de leguminosas. Como se mencionó anteriormente, las leguminosas están integradas en rotaciones más amplias, en las que el cereal suele ser el cultivo principal. En la categoría “Cereals rotations” de este meta-análisis, que incluye leguminosas en casi todos los casos, se comparó el secuestro de carbono en ecológico y convencional sobre un total de 20 casos revisados. El resultado fue una tasa de secuestro de carbono promedio de 0,77 toneladas de C por hectárea y año superior en ecológico, unas diferencias que fueron estadísticamente significativas. Sin embargo, no se ha encontrado información específica sobre el efecto de la inclusión de leguminosas sobre el secuestro de C en estas rotaciones.



Imagen 3. Cultivo de habas en la provincia de Sevilla.

12.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 5 estudios ACV sobre leguminosas bajo clima mediterráneo, 2 de los cuales (un 20%) incluían manejo ecológico: **uno sobre judías y otro sobre leguminosas grano de seco, en los que se compara el manejo ecológico y el convencional**. Además, hay estudios ACV sobre veza y altramuz bajo manejo convencional.

Tanto en Australia como en España se han realizado dos estudios ACV sobre leguminosas bajo clima mediterráneo, existiendo otro estudio en Grecia. Los trabajos en Australia han sido realizados sobre altramuz, mientras que en España hay un estudio sobre veza y otro sobre leguminosas grano en seco (que incluye manejo ecológico), mientras que en Grecia se estudiaron distintas variedades de judía, bajo manejo ecológico y convencional (Figura 8).

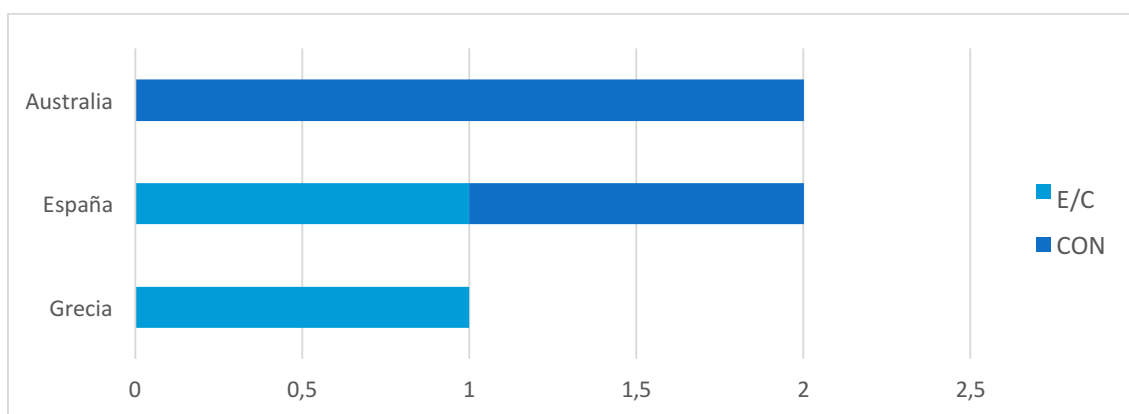


Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo.

En su estudio en Grecia, Albeliotis et al. (2013) encontraron **mayores niveles de emisión por hectárea, así como mayores rendimientos, en judías bajo manejo ecológico que en aquellas bajo manejo convencional**. Esta tendencia es la inversa a la observada en la mayoría de los cultivos estudiados. En cualquier caso, las emisiones por hectárea fueron bajas, no alcanzando la tonelada de CO₂-eq por hectárea en ningún caso. A pesar de los mayores rendimientos, la huella de C por kg de producto también fue mayor en ecológico. Hay que tener en cuenta que **el secuestro de carbono no se incluyó en este estudio**, lo que podría haber alterado sustancialmente los resultados, ya que se aplicó estiércol y otros materiales orgánicos en varios de los tratamientos estudiados. Con unos niveles tan bajos del resto de emisiones, es posible que este secuestro de carbono hubiese podido compensar buena parte del potencial de calentamiento global del cultivo.

Las leguminosas grano de seco estudiadas en Aguilera et al. (2015a) (Figura 9) están asociadas a niveles de emisión relativamente bajos, de menos de una tonelada de CO₂ equivalente por hectárea en casi todos los casos, excepto el haba bajo manejo convencional. En promedio, las emisiones de GEI por hectárea son de alrededor de 700 kg CO₂-eq por hectárea en convencional y 400 en ecológico, valores que se reducen a 568 y 232 kg CO₂-eq, respectivamente, cuando se

incluye el secuestro de C en el balance (Figura 9A). Cabe destacar que, cuando se reincorporó el residuo de leguminosa o se aplicaron fertilizantes orgánicos (como en el caso del haba y la veza), el secuestro de C en ecológico alcanzó una magnitud similar al del resto de emisiones (Figura 9B). En el manejo convencional, las emisiones se reparten mayoritariamente entre las asociadas a la producción de fertilizantes y las asociadas a la maquinaria. Estas últimas son las que dominan bajo manejo ecológico, en línea con la mayoría de cultivos de secano bajo clima mediterráneo. También siguiendo esta tendencia general, las emisiones de N₂O representan una proporción bastante pequeña del balance de GEI, lo que refleja las bajas tasas de aplicación de fertilizantes nitrogenados y el bajo factor de emisión del secano mediterráneo. En conclusión, **las leguminosas son cultivos poco intensivos con niveles bajos de emisión de GEI por hectárea. En el manejo ecológico se reducen parcial o totalmente al evitar el uso de fertilizantes químicos y al promover el secuestro de carbono.**

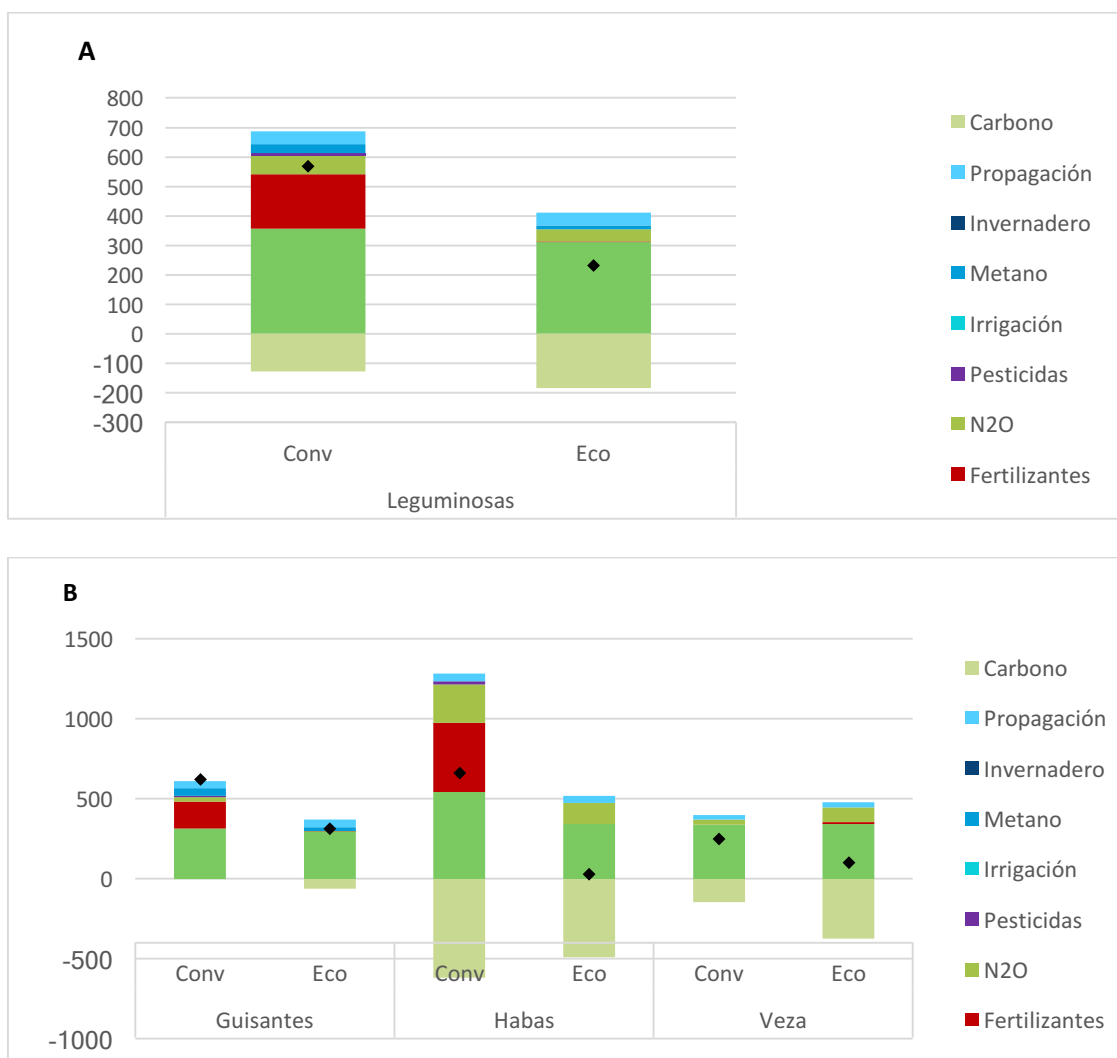


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo guisantes (promedio de 4 pares de fincas), habas (un par), y veza (un par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

La Figura 10A muestra una reducción promedio del 16% en la huella de carbono de las legumbres bajo manejo ecológico, pero la variabilidad es muy alta. La Figura 10B muestra la heterogeneidad existente en la huella de carbono de los casos analizados en Aguilera et al. (2015). Así, se observa que en los guisantes, la huella de carbono es un 10% mayor en ecológico que en convencional, mientras que en el haba ecológica se reduce en un 94% respecto a la convencional, y en la veza en un 59%. En el guisante, los menores rendimientos compensan las reducciones de GEI por hectárea observadas en ecológico, equiparando la huella de C de ambos productos. En cambio, como se observó en el balance de emisiones por hectárea, en el haba y la veza en ecológico se producen grandes reducciones en las emisiones debido al secuestro de carbono, principalmente, que compensa buena parte de las emisiones. En un meta-análisis reciente, Clark et al. (2017) encontraron que, a nivel global, el manejo ecológico no muestra diferencias significativas con el convencional en cuanto a la huella de carbono de la producción de “leguminosas y oleaginosas”, lo que está en línea con el conjunto de los datos aquí revisados para el clima mediterráneo.

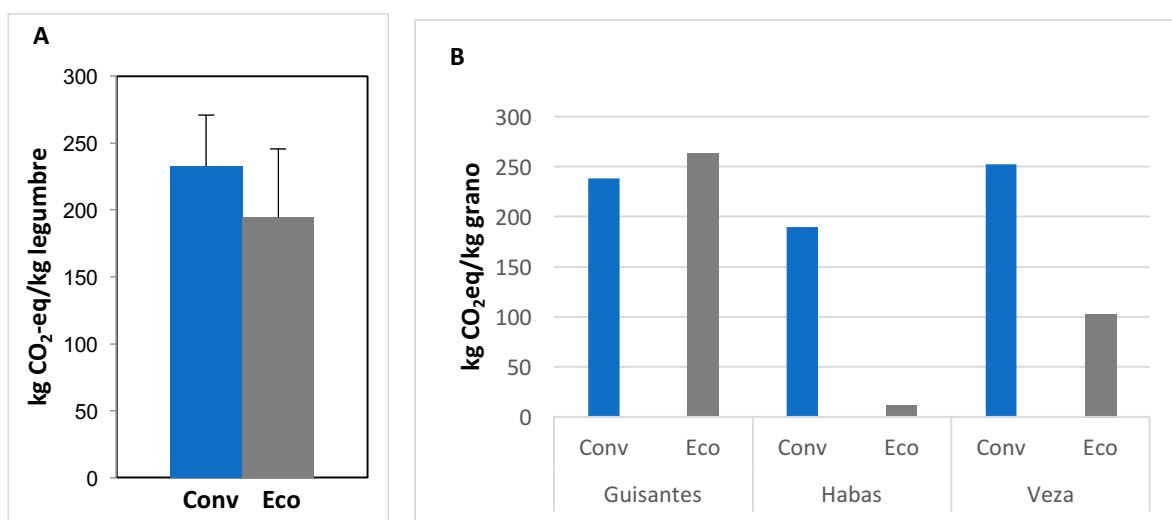


Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de distintas legumbres de secano, mostrando el promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo guisantes (4 pares de fincas), haba (un par), y avena (un par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico, Conv: convencional)

El potencial de reducción de emisiones en ecológico pasaría principalmente por **reducir el uso de maquinaria** y sus emisiones, así como **promover más el secuestro de carbono e incrementar los rendimientos**. La reducción de emisiones en el uso de maquinaria podría lograrse mediante la autoproducción de combustibles, que en sistemas herbáceos extensivos podría lograrse con una merma muy pequeña de la productividad en sistemas asociados a la producción ganadera (Aguilera, 2009). Por otro lado, el secuestro de carbono podría promoverse incrementando el porcentaje de residuo de cosecha reincorporado al suelo, así como con fertilizantes orgánicos externos (con bajo contenido en nitrógeno, para evitar la inhibición de la fijación de nitrógeno). Asimismo, se podrían explorar opciones como la selección de variedades con mayor producción de biomasa aérea y, sobre todo, radicular.



Imagen 4. Garbanzos y lentejas de cultivo ecológico

12.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Se han encontrado **51 estudios sobre emisiones de GEI en leguminosas bajo clima mediterráneo**, 17 de ellos incluyendo manejo ecológico. Sin embargo, gran parte de estos estudios se han realizado sobre secuestro de carbono en rotaciones en las que no es posible estudiar las leguminosas por separado.

-**Se han encontrado 9 estudios con mediciones en campo de N₂O** en leguminosas. Sin embargo, **no se ha encontrado ninguno bajo manejo ecológico**. Existe, por tanto, una importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos de leguminosas ecológicos bajo clima mediterráneo.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en leguminosas bajo clima mediterráneo, con un alto porcentaje manejado en ecológico. **Sin embargo, en ningún estudio de larga duración se analizan las leguminosas por separado**, algo lógico, ya que las leguminosas suelen ser una fase de rotaciones con más cultivos (particularmente bajo manejo ecológico), pero que limita las posibilidades de derivar conclusiones específicas para leguminosas.

-Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV** de leguminosas bajo clima mediterráneo, y solo dos que analicen la huella de C del manejo ecológico.

Principales resultados

-Las leguminosas están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente bajas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido principalmente a la ausencia de fertilizantes sintéticos y al secuestro de C, que en algunos casos llega a compensar todo el resto de emisiones.

-**Las emisiones por kg de producto también son en promedio más bajas en ecológico, aunque la diferencia es pequeña y en algunos casos se da la situación contraria**. Esto es debido al menor rendimiento, que compensa la disminución de emisiones de GEI por hectárea. **En los cultivos en los que se da un secuestro de carbono importante, las diferencias en la huella de C entre ecológico y convencional son muy acusadas**. Por tanto, existe margen de reducción de la huella de C en ecológico, tanto mediante la reducción de emisiones y la mejora de los rendimientos en ecológico, como mediante el secuestro de carbono en el suelo.

-El **secuestro de carbono** puede promoverse destinando al suelo una proporción mayor de la **paja** producida, añadiendo **fertilizantes orgánicos externos pobres en nitrógeno**, o con otras medidas que promuevan la producción de biomasa en el sistema, como el **intercultivo** de leguminosas con otras especies no fijadoras de nitrógeno como cereales o crucíferas.

-El uso de **maquinaria es la mayor fuente de emisiones en ecológico**, lo que indica que gran parte del potencial de mitigación se halla en prácticas relacionadas con el uso de maquinaria,

como el laboreo reducido, que permite ahorrar combustible, o la autoproducción de combustible, que evita el uso de derivados de los combustibles fósiles.

Recomendaciones para promover la mitigación de GEI en leguminosas en ecológico

-Las prácticas recomendadas pueden fomentarse mediante su **regulación en la normativa ecológica y la mejora del asesoramiento y la transferencia** de conocimiento a los agricultores.

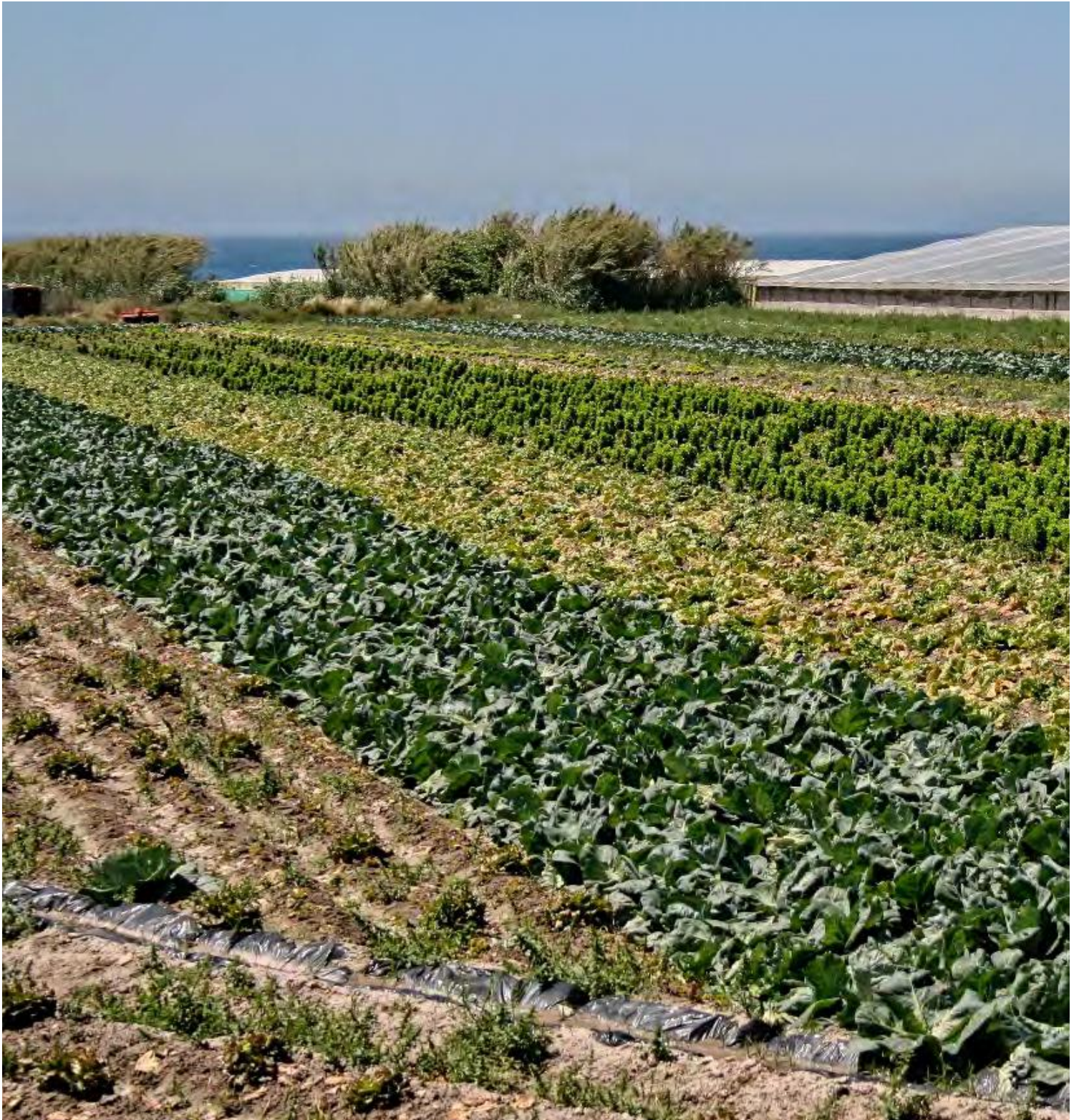
-Otro cuello de botella importante son los **medios técnicos** para la implementación de prácticas como la autoproducción de combustible a nivel de finca o cooperativa, que requieren maquinaria específica cuya financiación debería facilitarse.

-La efectividad de las prácticas recomendadas, como por ejemplo la reincorporación de residuos o la aplicación de enmiendas orgánicas, en términos de carbono secuestrado y en otras emisiones como las de óxido nitroso y la maquinaria, es muy variable en función del manejo concreto y de las condiciones locales. Además, existe muy **poca información sobre prácticas con un alto potencial, como el intercultivo**. Es importante, por tanto, **incrementar la investigación y transferencia de conocimiento** para identificar y desarrollar las vías más efectivas para la implementación de las prácticas a nivel local.



Imagen 5. Flor de haba

13. HORTÍCOLAS



13.1. Introducción

Las hortalizas u hortícolas son plantas comestibles que se cultivan generalmente en regadío, al aire libre o en invernaderos. Incluyen una amplia variedad de cultivos de distintas familias botánicas, como **tomate, pimiento, lechuga, col, coliflor, calabacín, pepino, calabaza, cebolla, ajo o puerro**. En este grupo se incluyen también frutas de cultivos herbáceos como **melón, sandía o fresa**. Además, se incluyen las raíces y tubérculos como **patatas, boniatos**, etc, así como leguminosas para cosecha de su fruto en verde, como **habas, guisantes o judías**.

Según la FAO (2018) la superficie mundial de hortalizas se ha duplicado en los últimos 30 años, pasando de contar con una superficie de cultivo de casi 28 millones de hectáreas en 1987, a más de 57 millones de hectáreas en 2016. Actualmente, es Asia, con mucha diferencia, el continente con mayor superficie en producción de hortalizas (71%), seguido de África (16%), Europa (7%), América (6%) y Oceanía (0,3%). La UE cuenta con más de 2 millones de hectáreas de cultivo de hortalizas, siendo Italia el país con mayor porcentaje (23%), seguido de España (15%), Francia (11%) y Rumanía (10%).

En España, según el MAPAMA (2017), en 2015 se cultivaron 365.178 hectáreas de hortalizas, siendo el tomate la especie con mayor superficie de cultivo (16%), seguido de la lechuga (9%), la coliflor y el brócoli (9%), la cebolla (6%) y el melón (6%).

La producción de hortalizas está orientada en España, en general, hacia la exportación, aunque esto varía mucho en función de la especie cultivada. Por ejemplo, según la FAO, el comercio exterior neto de raíces y tubérculos en 2013 fue de 269.915 toneladas, mientras que para el tomate fue de -1.564.353 toneladas, y para la cebolla, de -223.637.

Según el MAPAMA (2017), la comunidad autónoma española con mayor superficie de cultivos hortícolas es Andalucía (35%), seguida de Murcia (14%) y Castilla-La Mancha (12%); entre las tres, sobrepasan el 60% del total.



Imagen 1. Las leguminosas para consumo en fresco, como los tirabeques, se incluyen dentro del grupo de cultivos hortícolas. Tirabeques en flor.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En cuanto a la producción ecológica, según el MAGRAMA (2016), siguen estando a la cabeza las mismas comunidades autónomas: Andalucía (47% de la superficie ecológica nacional de hortalizas, y 5% de la superficie total de hortalizas de la comunidad), Murcia (21% y 6%, respectivamente) y Castilla-La Mancha (9 % y 3%, respectivamente); sumando, entre las dos primeras, casi el 70% de la superficie ecológica nacional de cultivos hortalizas. En España, la superficie dedicada al cultivo ecológico de hortalizas es de 13.578 hectáreas, lo que supone el 4% de la total. En ecológico, en relación a los grupos de hortalizas, las de fruto son las más cultivadas (24% de la superficie de hortalizas ecológicas), destacando entre ellas el tomate (8%), el pimiento (4%) y el melón (3%); le siguen las leguminosas de verdeo (19%), donde destaca el guisante (17%); en tercer lugar se encuentran las raíces y bulbos (17%), donde destacan el ajo (5%), y la cebolla (3%); en cuarto lugar se sitúan las hortalizas de hojas o tallo (15%), destacando entre ellas la lechuga (5%) y el espárrago (4%); y finalmente se encuentran las hortalizas de flor (10%), donde destaca el conjunto formado por coliflor y brócoli (9%). El resto de especies (15%) se agrupan como hortalizas varias. En conjunto, el porcentaje de la superficie de hortalizas que se maneja en ecológico es relativamente pequeño, del 4%, oscilando entre el 1% y el 17% según el tipo de cultivo (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie total y ecológica de cultivos hortalizas en España. Solo se muestran los principales cultivos. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.

Hortalizas de hojas o tallo	Superficie total (ha)	Superficie eco (ha)	Superficie eco/total (%)
Lechugas	34.314	707	2,1
Espárragos	11.251	539	4,8
SUBTOTAL	70.914	2.065	2,9
Hortalizas de flor			
Coliflor y brócoli	32.263	1.263	3,9
Alcachofas	15.002	154	1,0
SUBTOTAL	47.265	1.417	3,0
Hortalizas de fruto			
Tomates	58.134	1.083	1,9
Pimientos	18.263	588	3,2
Melones	22.144	406	1,8
Calabacines	10.717	330	3,1
Pepinos	8.095	239	3,0
Fresas	7.267	155	2,1
Sandías	19.147	97	0,5
SUBTOTAL	152.765	3.287	2,2
Raíces y bulbos			
Ajos	19.996	636	3,2
Cebollas	23.480	402	1,7
Zanahorias	6.692	138	2,1
SUBTOTAL	55.324	2.323	4,2
Leguminosas de verdeo			
Guisante	13.740	2.331	17,0
Judías	9.445	129	1,4
Habas	6.169	52	0,8
SUBTOTAL	29.354	2.512	8,6
TOTAL HORTÍCOLAS	365.178	13.578	3,7



Imagen 2. El regadío es un elemento esencial en la mayoría de cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo. Cultivo de coles en la provincia de Alicante. Se observan las tuberías del trasvase Tajo-Segura al fondo por la derecha.

Los principales retos a los que se enfrenta la producción hortícola en un contexto de cambio climático están relacionados con el agua. **Las hortícolas se cultivan generalmente en regadío**, y su producción se concentra **en áreas semiáridas** como la costa mediterránea de la Península Ibérica. Esto implica, por un lado, que **la producción es muy vulnerable a los impactos del cambio climático sobre la disponibilidad de agua**, así como al propio agotamiento de los acuíferos debido a la sobreexplotación. Por otro lado, también significa que **el coste ambiental (y en emisiones de GEI) del agua utilizada puede ser muy alto**, particularmente cuando se obtiene mediante trasvases, pozos profundos o desalación. En este contexto, una producción de hortícolas sustentable, también bajo manejo ecológico, debería priorizar un uso sustentable del agua, limitándolo a la capacidad de renovación natural, y con bajos requerimientos energéticos.

13.2. Estudios sobre emisiones de GEI en hortícolas

Se revisaron **146 artículos sobre hortícolas**, 118 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 2). De los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, 42 (**un 36%**) **incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, de los cuales 36 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 6 estuvieron centrados exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 3 estudios con manejo ecológico bajo clima mediterráneo en los que no se midieron emisiones de GEI (Tabla 3). Los estudios revisados incluyen una amplia variedad de cultivos hortícolas, tanto cultivados al aire libre como en invernadero: lechuga, espárrago, brócoli, coliflor, tomate, patata, pimiento, melón, cebolla, judía verde, zanahoria o espinaca, entre otros.

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos hortícolas, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	6	1	7
Mediterráneo	118	16	134
No Mediterráneo	3	2	5
Total	127	19	146

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	76	2	78
Eco/Con	36	11	47
Ecológico	6	3	9
Total	118	16	134

Los primeros estudios encontrados sobre emisiones de GEI en hortícolas se publicaron en 1995, e incluyen un estudio bajo manejo convencional y otro que incluye el manejo ecológico. En algunos periodos, particularmente durante la primera década del siglo XXI, el número anual de publicaciones que incluyen agricultura ecológica es superior al de las que solo incluyen manejo convencional. El máximo número anual de artículos totales publicados se alcanzó en 2010, con 13 artículos (Figura 1).

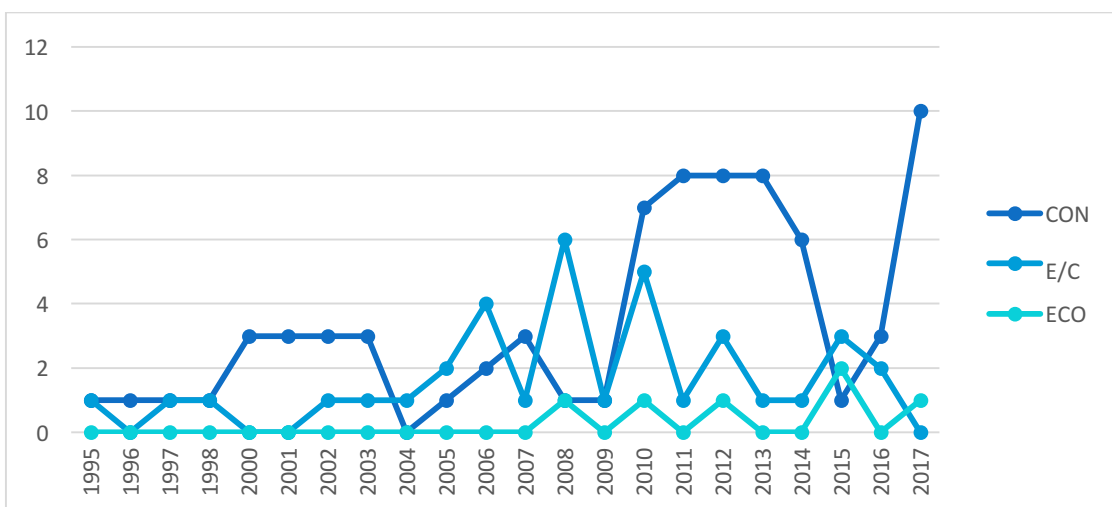


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos hortícolas y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional; ECO: ecológico)

EEUU es el país con mayor número de estudios sobre GEI en hortícolas (30% del total y 40% de los que incluyen manejo ecológico), seguido de España (28% del total) e Italia (24% del total). Tanto en Grecia como en España se ubica el 19% de los artículos que incluyen manejo ecológico, y en Italia, el 17%. También hay estudios sobre GEI en hortícolas bajo manejo ecológico en Portugal (Figura 2).

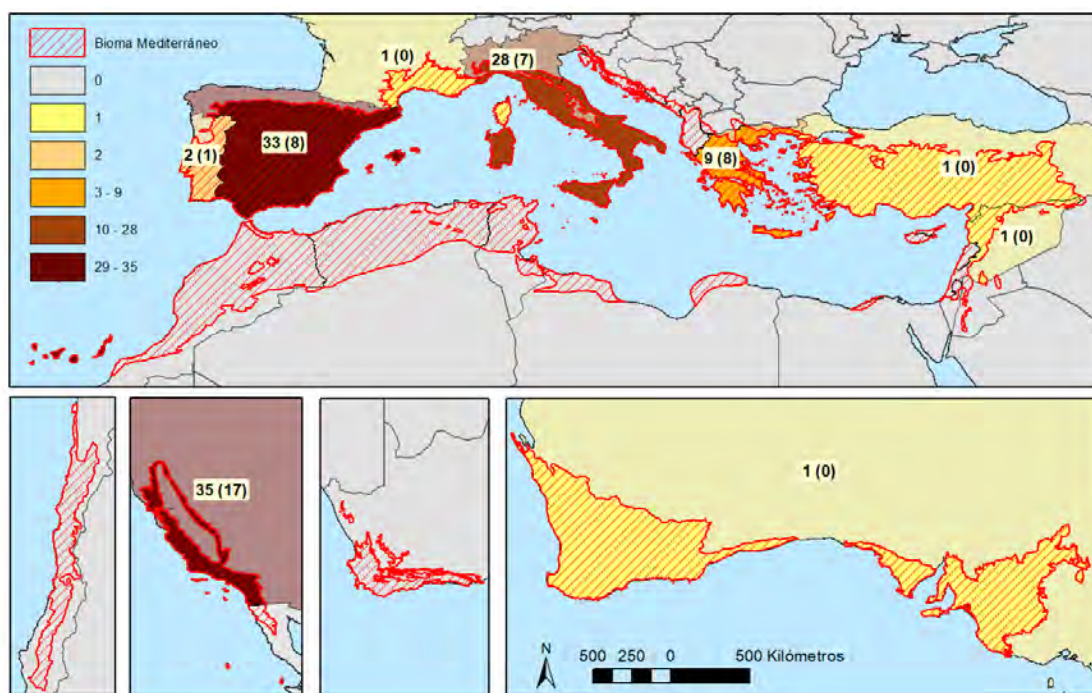


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

Andalucía la comunidad autónoma con mayor número de estudios realizados (el 35% del total y el 35% de los que incluyen manejo ecológico), seguida de la Comunidad de Madrid; aunque en esta última no hay estudios en ecológico. Andalucía, Murcia y la Comunidad Valenciana son las únicas comunidades autónomas en las que se han realizado estudios sobre emisiones de GEI en hortícolas bajo manejo ecológico (hay otro realizado en España a nivel estatal) (Figura 3).

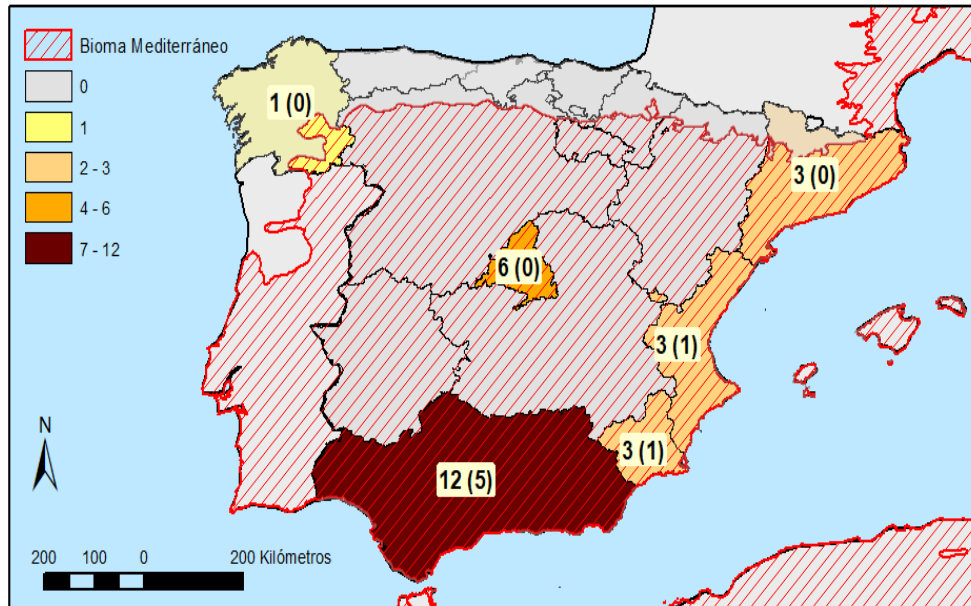


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono, con 89 estudios, es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de las hortícolas bajo clima mediterráneo; incluyéndose mediciones en campo en 72 de ellos (Figura 4). Además, existen 20 artículos sobre ACV y 44 con estimaciones de N₂O del suelo, de los cuales 20 incluyen mediciones en campo de N₂O. Por otro lado, existe un número menor de artículos con mediciones en campo de CH₄ del suelo (sólo 5). En cuanto al **manejo ecológico, se incluye en el 25% de los ACV y en el 50% de los estudios con mediciones en campo de carbono, así como en el 30% de las mediciones en campo de N₂O y en el 40% de las de CH₄.**

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

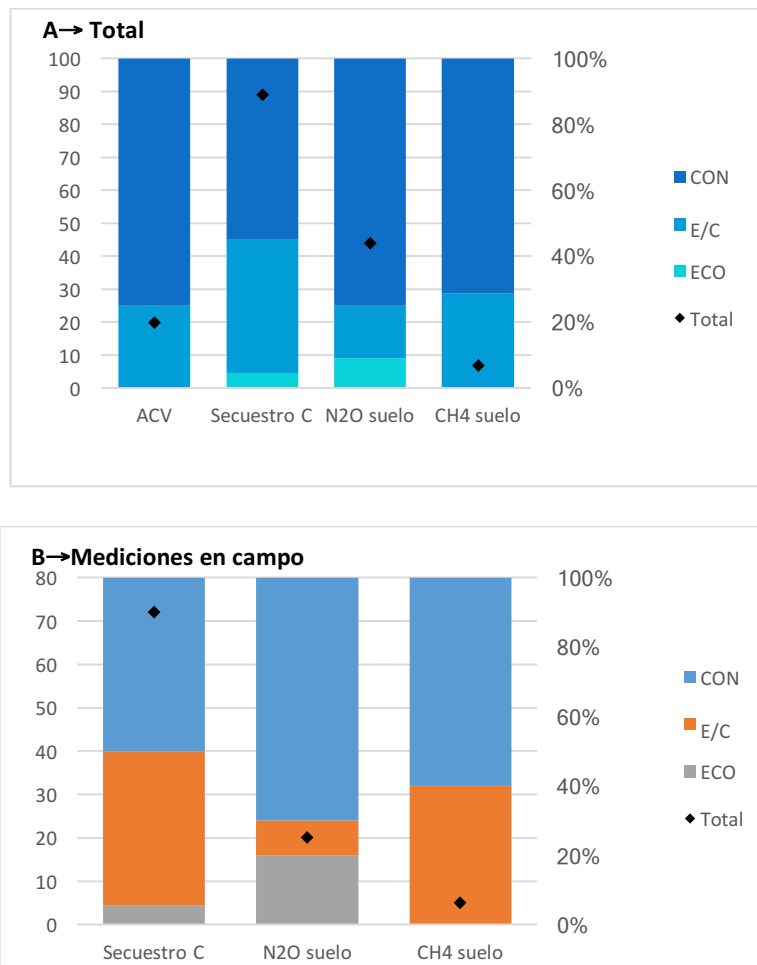


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)



Imagen 3. Los hortícolas son cultivos generalmente de regadío bajo clima mediterráneo, pero tradicionalmente también se han cultivado a menudo en secano. Ello es posible mediante variedades y prácticas de manejo que ahora tienen un gran valor en un contexto de cambio climático. Tomate ecológico de secano en Mallorca.

13.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra que gran parte de los estudios sobre emisiones de N₂O en hortalizas son mediciones en campo: 20 sobre un total de 44 (Tabla 4). Además, existen 21 modelizaciones, 18 estudios ACV en los que se emplea el factor del IPCC para estimar el N₂O, y 3 revisiones. **En ecológico, destaca la existencia de 6 estudios con mediciones de N₂O (30% del total),** otros 4 con estimaciones con factor del IPCC, y una modelización.

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos hortalizas bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	4	2	14	20
Modelizado	0	1	2	3
Revisión	0	0	3	3
Factor IPCC	0	4	14	18
Total	4	7	33	44

En términos totales, en EEUU y España existe un número similar de artículos con estimaciones e N₂O en hortalizas bajo clima mediterráneo (Figura 5A). Sin embargo, EEUU es el país con mayor número de mediciones en campo (5), además de contar con todas las mediciones en campo bajo manejo ecológico, salvo una realizada en Grecia (Figura 5B).

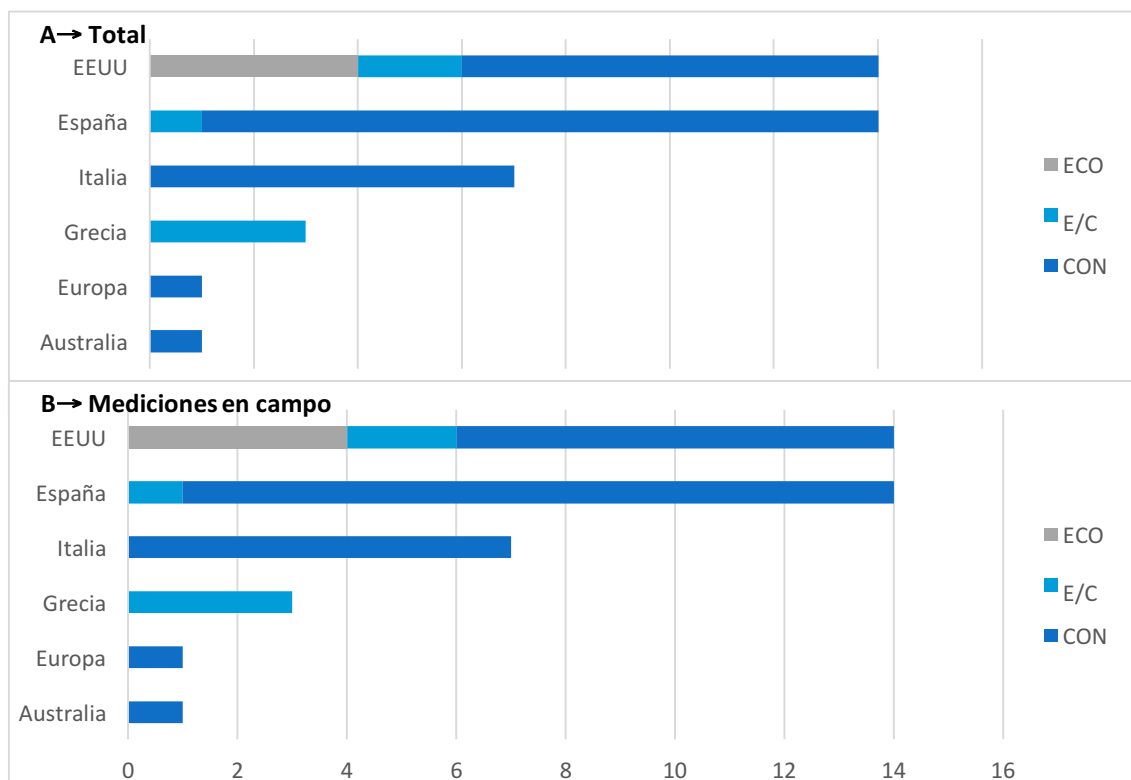


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos hortalizas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo.

Los niveles de emisión de N_2O en los cultivos de hortalizas bajo clima mediterráneo que se han observado en campo son relativamente altos, en comparación con otros cultivos. Cayuela et al. (2017) dieron un promedio de 3,4 kg N_2O -N por hectárea para cultivos hortalizas, sobre un total de 36 casos estudiados bajo clima mediterráneo. Este valor contrasta con una media de 2,8 kg N_2O -N para todos los cultivos mediterráneos (Cayuela et al., 2017). En cuanto al factor de emisión, **el promedio de los hortalizas (0,6% del N aplicado) es similar al del promedio de los cultivos de regadío, y algo inferior al del maíz (0,8%), pero significativamente inferior al valor del IPCC (1%).**

En el cultivo de judías verdes en Grecia, Kontopoulou et al. (2015) encontraron **menores emisiones de N_2O por hectárea bajo manejo ecológico frente al manejo convencional**, siendo relativamente bajas en ambos casos; aunque, debido a los menores rendimientos, no hubo diferencias en las emisiones por unidad de producto. No obstante, el contenido de materia seca de las judías ecológicas fue mayor que el de las judías convencionales, de modo que no hubo diferencias en los rendimientos cuando éstos se expresaron en términos de materia seca. Esto significa que **tomar los kilogramos de producto fresco como unidad funcional puede introducir un sesgo cuando se estudian productos que pueden diferir en el contenido de materia seca y, por tanto, de nutrientes.** Este suele ser el caso de la fruta y verdura ecológica, cuyo contenido de materia seca suele ser mayor que el de la fruta y verdura cultivada en convencional (Raigón, 2007).

En el otro estudio comparativo de emisiones de N_2O en hortalizas bajo manejo ecológico y convencional (De Gryze et al., 2010) no hay datos específicos de emisiones en cada cultivo y manejo. Los otros 3 estudios con mediciones en campo de N_2O en ecológico se centran en este manejo exclusivamente. Smukler et al. (2010) estudiaron las emisiones de N_2O en puntos funcionalmente distintos de una finca ecológica en California, incluyendo un corredor ripario, setos, diques de drenaje, balsas de recepción del drenaje y dos campos de cultivo. Las diferencias encontradas entre los distintos puntos llaman la atención sobre la **necesidad de tener en cuenta la heterogeneidad espacial en fincas ecológicas diversificadas a nivel de paisaje.** Por otro lado, las emisiones fueron generalmente bajas en todos los sitios estudiados.

En dos estudios de mesocosmos en Portugal, Pereira et al. (2015, 2017) simularon el cultivo ecológico de lechuga en condiciones controladas, estudiando el efecto de distintos tipos de biocarbón sobre las emisiones de N_2O , las pérdidas de NO_3^- por lixiviación, y la productividad del cultivo. Encontraron que algunos tipos de biocarbón, a determinadas dosis de fertilización, contribuyeron a aumentar la productividad y reducir las emisiones de N_2O y el NO_3^- lixiviado. Estos resultados manifiestan el **potencial de técnicas innovadoras como el biocarbón para incrementar la productividad y reducir el impacto ambiental de la producción ecológica.** Al mismo tiempo, sin embargo, la variabilidad entre distintos tratamientos señala la necesidad de mucha más investigación para identificar las prácticas más efectivas en cada situación y que este potencial se pueda realizar.

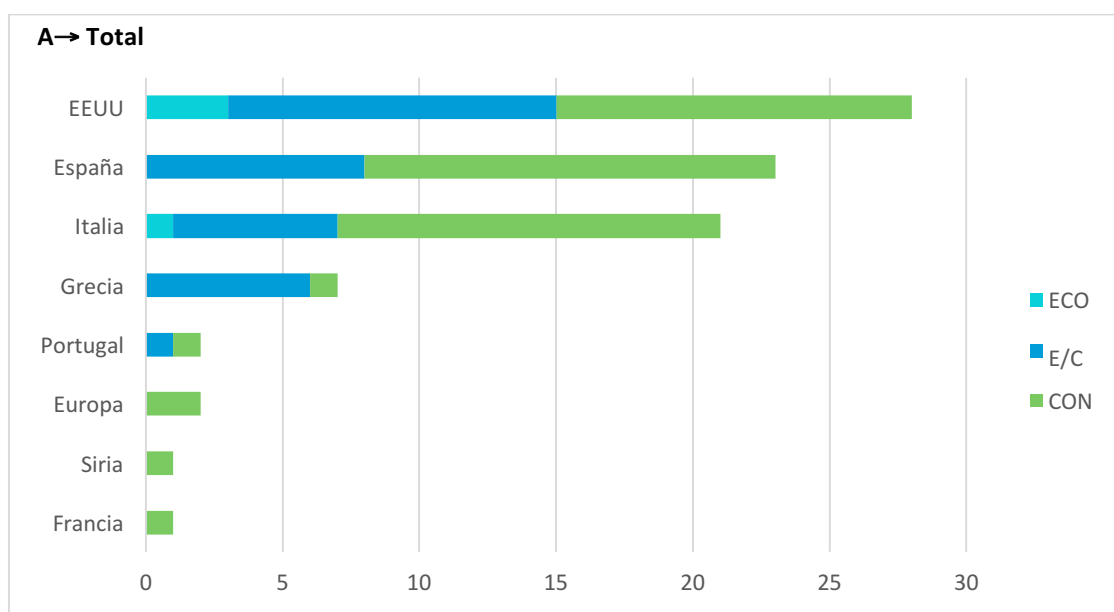
13.4. Secuestro de carbono del suelo

Se han encontrado 89 estudios que miden carbono en suelo o flujos de CO₂ en cultivos de hortalizas bajo clima mediterráneo (Tabla 5), 42 de los cuales comparaban manejos distintos durante experimentos de al menos 3 años de duración. Cabe destacar el **elevado porcentaje de estudios de larga duración que incluyen manejo ecológico, con un total de 28 estudios, lo que representa el 67% de este tipo de experimentos**. En la mayoría de los casos, estos estudios de larga duración son sobre rotaciones de hortalizas con varios tipos de cultivo, por lo que no es posible distinguir el efecto específico de cada cultivo. Algunos de los cultivos más frecuentes analizados incluyen tomate, patata, melón, cebolla, judía verde, zanahoria o espinaca.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos hortalizas bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

Secuestro C	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	1	7	22	30
Medido >3 años	3	25	14	42
Modelizado	0	3	13	16
Revisión	0	1		1
Total	4	36	49	89

EEUU es el país con mayor número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de hortalizas, tanto en términos totales (28 estudios) (Figura 6A), como en mediciones en campo (25 estudios) (Figura 6B). También es el país donde hay más estudios sobre manejo ecológico; contando con el doble de estudios con mediciones en campo que en Italia y España. También existen trabajos sobre manejo ecológico de hortalizas en Grecia y Portugal.



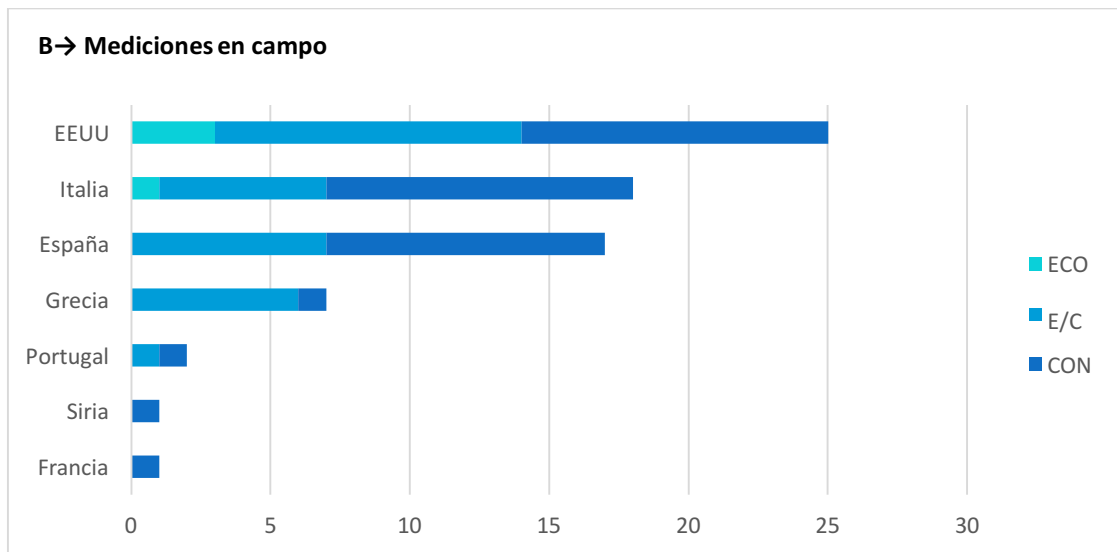


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En un metaanálisis del secuestro de carbono en cultivos hortícolas mediterráneos, Aguilera et al. (2013a) hallaron que **el manejo ecológico estuvo asociado a un incremento promedio en la concentración de C del suelo del 48%, y en la tasa de secuestro de C de una tonelada de C por hectárea y año** (sobre un total de 24 observaciones). Estos valores tan elevados de secuestro de carbono en hortícolas mediterráneos bajo manejo ecológico indican un alto potencial de mitigación en estos cultivos mediante agricultura ecológica. La mayor parte de este incremento en el secuestro de C puede explicarse por la aplicación de fertilizantes orgánicos en ecológico. La disponibilidad de estos materiales a nivel local puede ser una limitación para la producción hortícola ecológica, por lo que es importante realizar un adecuado aprovechamiento de los residuos de la propia finca, así como aprovechar para la producción hortícola los residuos de la producción ganadera, la agroindustria y los núcleos urbanos.



Imagen 4. Cultivo ecológico de hortícolas en invernadero en la provincia de Granada

13.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 22 estudios de ACV sobre hortalizas bajo clima mediterráneo, 7 de los cuales (un **32%**) incluían **manejo ecológico**. Todos los estudios sobre manejo ecológico son comparaciones con el convencional. Incluyen estudios sobre fresa, brócoli, lechuga, endivia, espárrago, judía, pimiento y tomate.

España es el país con mayor número de estudios de ACV sobre hortalizas bajo clima mediterráneo (8 estudios), pero es Grecia el que tiene más estudios que incluyan manejo ecológico (4 estudios). Además, hay un estudio sobre manejo ecológico en España, otro en Italia y otro en EEUU (Figura 7).

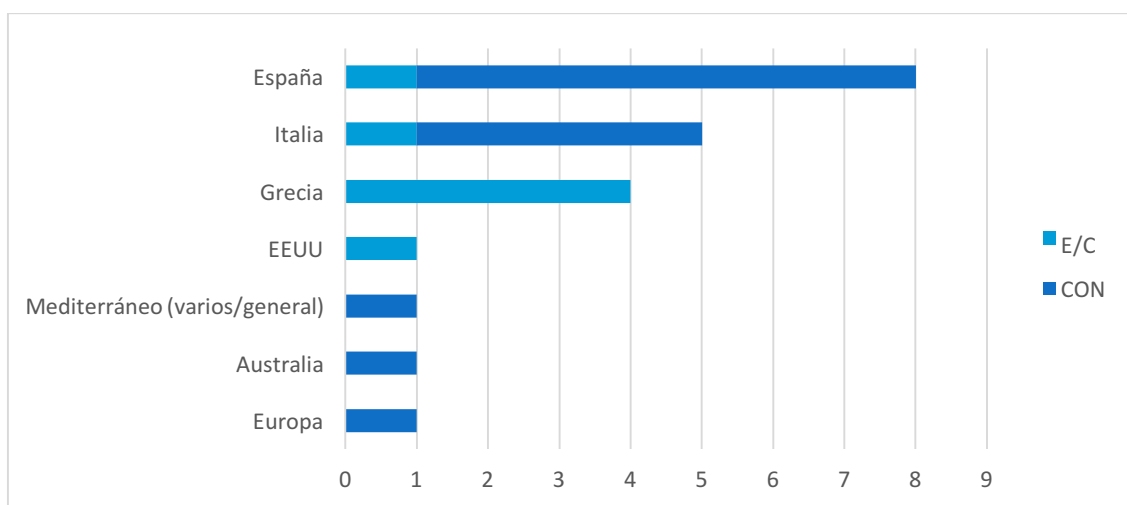


Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

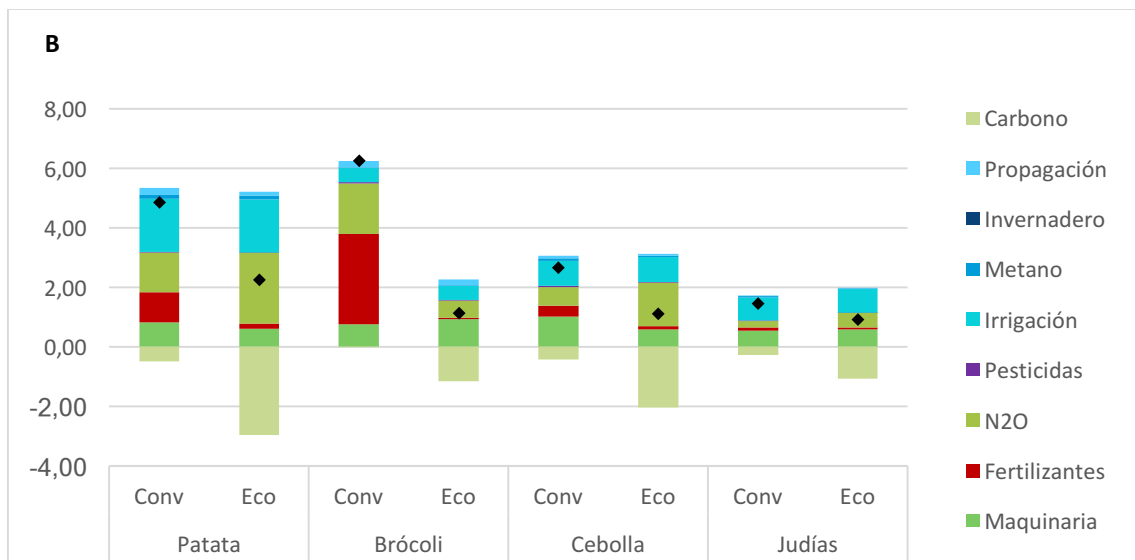
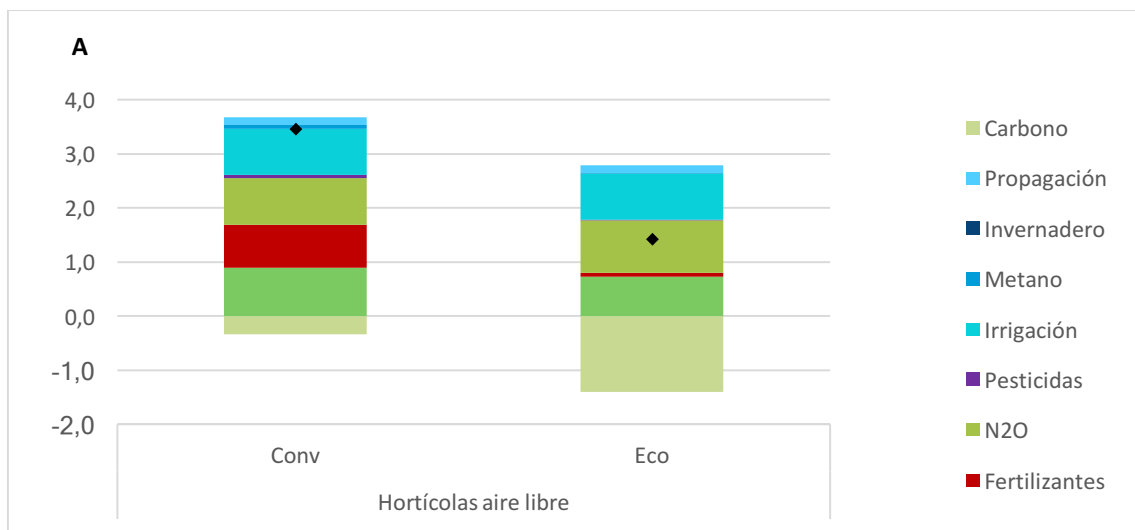
En Grecia, Zafiriou et al. (2012) encontraron menores niveles de emisión por hectárea y por kilogramo de producto en el cultivo de espárrago ecológico que en el convencional, pero bajo manejo integrado, las emisiones fueron menores. Foteinis y Chatzisyneon (2016) hallaron menores emisiones por hectárea, pero mayores por kilogramos de producto, en el cultivo de lechuga. En Italia, Tamburini et al. (2015) hallaron una huella de C por kg de producto mucho mayor para la achicoria convencional que para el tomate ecológico, aunque no compararon ambos tipos de manejo para un mismo cultivo. Por su parte, Venkat (2012) hallaron mayor huella de C en brócoli y lechuga ecológicas que en convencionales, pero en el caso del brócoli la situación se invirtió al incluir el secuestro carbono.

Los cultivos hortícolas al aire libre estudiados por Aguilera et al. (2015a) (Figura 8) están **asociados a niveles de emisión relativamente elevados**, de 3,5 toneladas de CO₂ equivalente por hectárea en promedio bajo manejo convencional, y 1,4 toneladas bajo manejo ecológico; una reducción promedio del 59% (Figura 8A). A pesar de la amplia variabilidad en los balances de emisiones de los distintos cultivos, la tendencia de reducción de emisiones en ecológico es

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

común a todos ellos, oscilando estas reducciones entre el 37% y el 82%, respecto a las emisiones del manejo convencional.

En el manejo convencional, las emisiones se reparten de forma bastante equitativa entre las asociadas a la producción de fertilizantes, al N₂O, al regadío y a la maquinaria. En el manejo ecológico dominan las asociadas al regadío y al N₂O, con un papel también importante de las asociadas a la maquinaria. El secuestro de carbono en ecológico compensa un 50% de las emisiones en este manejo. En conclusión, las hortalizas son cultivos intensivos con niveles altos de emisión de GEI por hectárea. **En el manejo ecológico se reducen notablemente al evitar el uso de fertilizantes químicos y al promover el secuestro de carbono.**



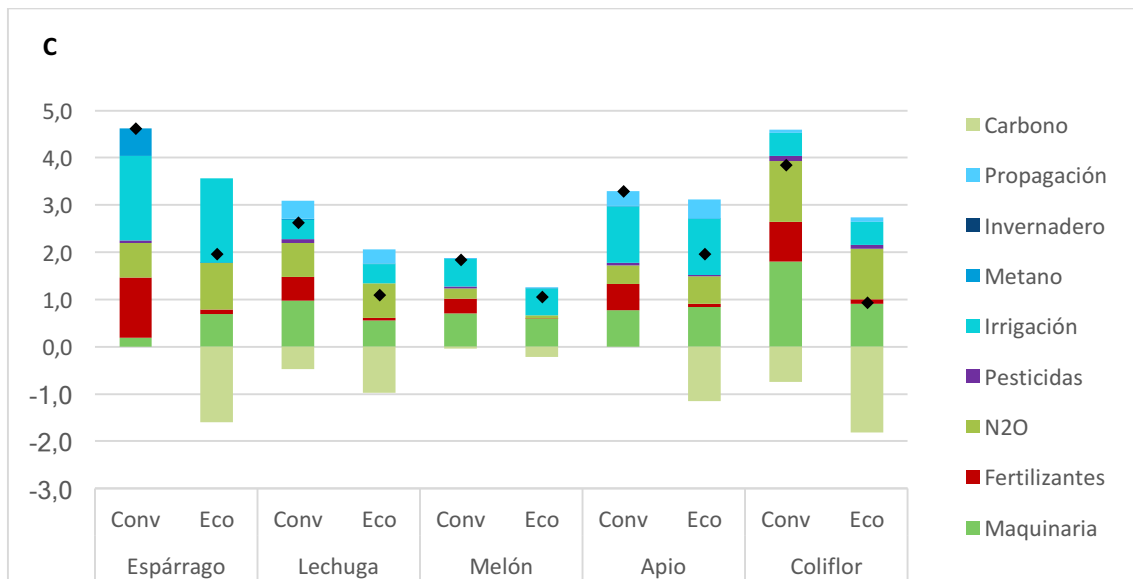


Figura 8. Balance de emisiones de GEI en hortalizas al aire libre, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 13 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos (B y C), incluyendo espárrago (un par de fincas), lechuga (promedio de dos pares), melón (dos pares), apio (un par), coliflor (un par), patata (un par), brócoli (un par), cebolla (dos pares) y judías (dos pares). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

Los cultivos hortalizas en invernadero estudiados en Aguilera et al. (2015a) (Figura 9) están asociadas a niveles de emisión muy elevados, de 11,8 toneladas de CO₂ equivalente por hectárea en promedio bajo manejo convencional, y 7,6 toneladas bajo manejo ecológico, una reducción promedio del 36% (Figura 9A). La tendencia de reducción de emisiones en ecológico se observa en todos los cultivos menos en la lechuga.

En ambos tipos de manejo, el invernadero (sobre todo la fabricación de plástico) es el principal componente del balance de emisiones, suponiendo un 64% en el manejo ecológico y un 42% en el convencional. El resto de emisiones se reparten de manera similar a las de los hortalizas al aire libre, con una menor participación de la maquinaria en convencional, por el elevado peso de la fertilización, que es mayor que al aire libre. El secuestro de carbono en ecológico apenas compensa el 14% de las emisiones, debido a que es relativamente bajo (1,2 toneladas de CO₂-eq) y a que las emisiones del invernadero son muy elevadas. En conclusión, las hortalizas de invernadero son cultivos muy intensivos con niveles altos de emisión de GEI por hectárea. En el manejo ecológico se reducen principalmente debido a la ausencia de fertilizantes químicos y menores aportes nitrogenados.

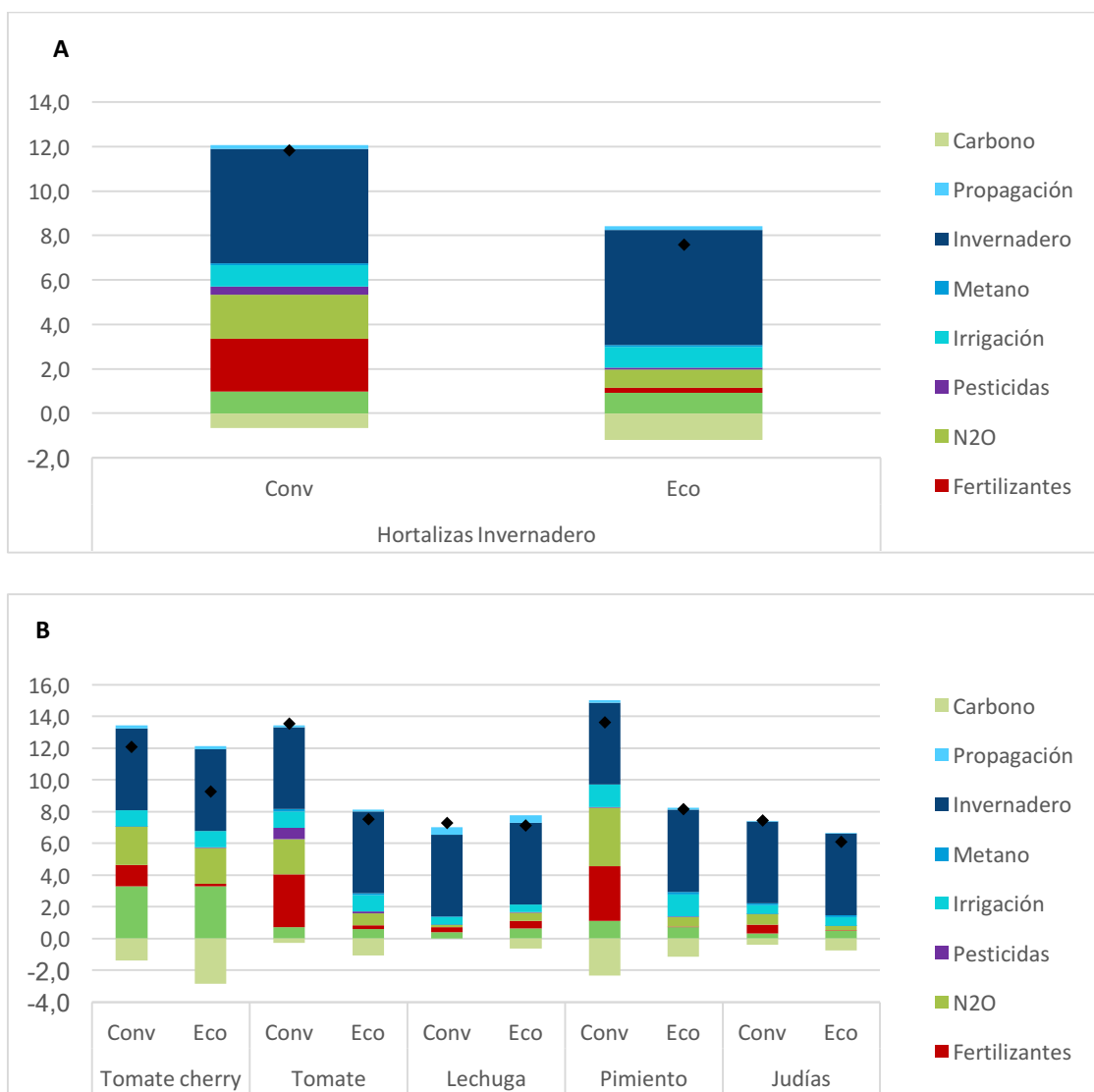


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en hortalizas en invernadero, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos (B), incluyendo tomate cherry (un par de fincas), tomate (4 pares), lechuga (un par), pimiento (un par) y judías (un par). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

La figura 10A muestra una reducción promedio del 32% en la huella de carbono de las hortalizas ecológicas al aire libre, y de un 17% en la de las de invernadero. A pesar de la alta variabilidad, **se observa una menor huella de C en ecológico en todos los casos (Figura 10B)**, con reducciones que oscilan entre el 2% y el 69%. Esta tendencia tan consistente hacia la reducción de emisiones por kg de producto en ecológico, no observada en los otros estudios sobre hortalizas en clima mediterráneo revisados, **se debe en gran parte al secuestro de carbono**, que no se consideró en la mayoría de los otros estudios. En un meta-análisis reciente, Clark et al. (2017) encontraron que, a nivel global, el manejo ecológico mostró niveles más altos de huella de carbono, aunque sin diferencias significativas respecto al convencional. De nuevo, en la mayoría de los estudios contenidos en ese meta-análisis no se incluyó el secuestro de carbono.

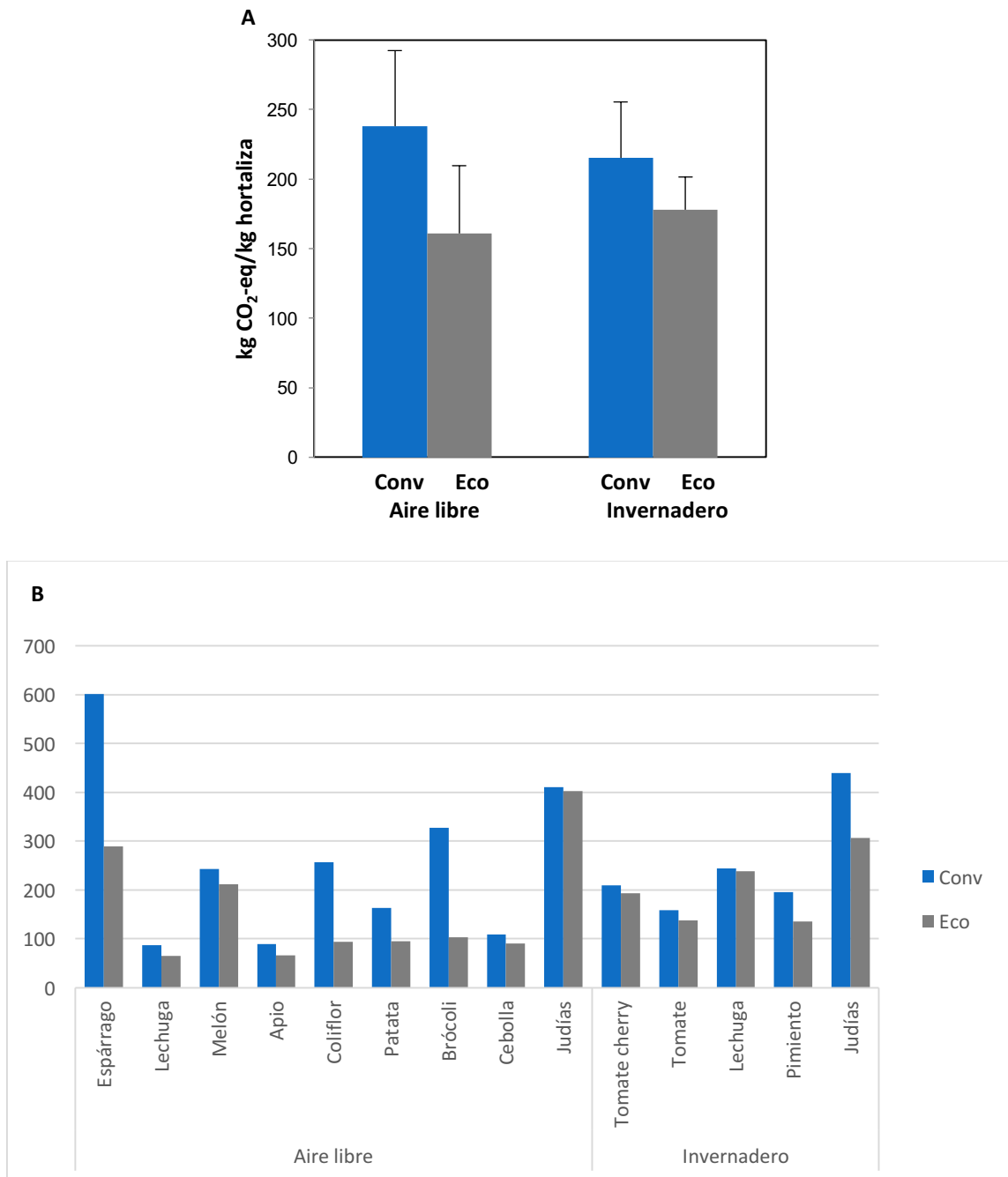


Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de distintos cultivos hortícolas, mostrando el promedio de 17 pares de cultivos ecológicos y convencionales al aire libre y 8 pares en invernadero en España (A), y desagregadas en los distintos cultivos. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

El **potencial de reducción de emisiones en ecológico** pasaría principalmente por reducir la huella de carbono del regadío y, en menor medida, de la maquinaria, así como promover más el secuestro de carbono e incrementar los rendimientos. La reducción de emisiones en el **regadío podría lograrse mediante el uso de energía renovable para la impulsión del agua, como la energía solar**. La intermitencia de las renovables puede ser un problema para muchas

aplicaciones, y a menudo conlleva la necesidad de un costoso almacenamiento de la energía. Sin embargo, las particularidades del regadío, que no necesita funcionar en un horario determinado, y puede hacer uso de almacenamiento de agua, facilitan la implementación de este tipo de energías sin la necesidad de almacenarlas. En particular, la energía solar, cuyo ciclo anual coincide en gran medida con el de las necesidades de agua de los cultivos bajo clima mediterráneo, resulta especialmente indicada.

En cuanto a las **emisiones asociadas al uso de maquinaria** podrían reducirse mediante la autoproducción de combustibles y la realización manual o con tracción animal de algunas tareas. Por otro lado, el **secuestro de carbono** podría promoverse incrementando el porcentaje de residuo de cosecha reincorporado al suelo, así como con fertilizantes orgánicos externos, para lo que debería **vincularse con la producción ganadera y la agroindustria**. Los **residuos sólidos urbanos** son otra fuente potencial de materia orgánica, que permitirían devolver al suelo los nutrientes que se retiran con las cosechas, aunque su gestión presenta retos muy importantes para evitar la presencia de sustancias tóxicas.

En el norte de Italia, Tasca et al. (2017) encontraron una importante reducción en la huella de carbono de la endivia cuando ésta se distribuyó mediante cestas en grupos de consumo, respecto a cuándo se distribuyó por el canal convencional, que incluía mayor procesado, envasado y kilometraje. Estas diferencias contribuyeron más a la reducción de GEI que el manejo ecológico. La energía consumida y emisiones producidas en la distribución de verduras podrían reducirse aún mucho más si las cadenas de distribución, además de locales, son directas (del agricultor/a al consumidor/a), como ocurre en la distribución por grupos de consumo (Pérez-Neira y Grolimus-Venegas, 2018). En el caso de las verduras, por tanto, **la distribución representa un papel crucial en la huella de carbono**, que debe tenerse en cuenta para el diseño de políticas de mitigación. En este caso, la orientación de la producción hacia la exportación, y una fuerte especialización en la producción hortícola en determinadas áreas geográficas, son tendencias que no ayudan a que la horticultura ecológica sea una buena herramienta de mitigación de GEI.



Imagen 5. Hortícolas bajo manejo ecológico en la provincia de Sevilla

13.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Los hortícolas son el grupo de cultivos herbáceos con **mayor porcentaje de estudios sobre manejo ecológico**, con alrededor de un tercio del total. Gran parte de estos estudios son sobre secuestro de carbono en rotaciones en las que no es posible estudiar las distintas especies hortícolas por separado.

-**Se ha encontrado 20 estudios con mediciones en campo de N₂O** en hortícolas, 6 de los cuales incluyen **manejo ecológico**. Los hortícolas, por tanto, son uno de los tipos de cultivo con mayor número de mediciones en campo de N₂O bajo manejo ecológico.

-**El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en hortícolas bajo clima mediterráneo, con un alto porcentaje de los estudios incluyendo manejo ecológico**. El 67% de los estudios de larga duración incluye manejo ecológico, el porcentaje más alto de entre todos los grupos de cultivo.

-Se ha encontrado un **número limitado de ACV** de hortícolas bajo clima mediterráneo, y solo 5 que analicen la huella de C del manejo ecológico.

Principales resultados

-Los hortícolas están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente elevadas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido principalmente a la ausencia de fertilizantes sintéticos y al secuestro de carbono.

-**Las emisiones por kg de producto también son en promedio más bajas en ecológico, a pesar de los menores rendimientos**. Esta tendencia se verifica en la mayoría de cultivos estudiados, aunque el grado de reducción es variable. **El secuestro de carbono es en gran parte responsable de las menores emisiones en ecológico, de manera que cuando no se contabiliza, estas reducciones a menudo desaparecen**, e incluso pueden darse mayores emisiones en ecológico.

-Existe margen de reducción de la huella de C en ecológico tanto mediante la reducción de emisiones y la mejora de los rendimientos en ecológico, así como mediante el secuestro de carbono en el suelo.

-El **secuestro de carbono** puede promoverse mediante la incorporación al suelo de los residuos de cultivo (directamente o previo compostaje) así, como mediante la **vinculación con la ganadería y la agroindustria**. **Los residuos urbanos podrían aportar una cantidad significativa de materia orgánica y nutrientes, pero su gestión debe mejorarse mucho** para evitar compuestos tóxicos.

-**El regadío, y en particular el uso de electricidad, es la mayor fuente de emisiones en ecológico**, lo que indica que gran parte del potencial de mitigación se halla en la reducción de estas

emisiones, lo que puede lograrse mediante el ahorro de agua, por un lado, y el uso de energía renovable (particularmente, solar fotovoltaica), por otro.

Recomendaciones para promover la mitigación de GEI en hortalizas en ecológico

-Las prácticas recomendadas pueden fomentarse mediante su **regulación en la normativa ecológica y la mejora del asesoramiento y la transferencia** de conocimiento a los agricultores.

-Otro cuello de botella importante son los **medios técnicos y logísticos** para la implementación de prácticas de mitigación. Por ejemplo, la instalación de sistemas solares de bombeo y la autoproducción de combustible a nivel de finca o cooperativa requieren maquinaria específica cuya financiación debería facilitarse. Asimismo, el aprovechamiento de residuos urbanos debe abordarse desde su origen en la separación de residuos hasta la elaboración y distribución de materiales adecuados para uso agrícola.

-La efectividad de las prácticas recomendadas, como por ejemplo la reincorporación de residuos o la aplicación de enmiendas orgánicas, en términos de carbono secuestrado y en otras emisiones como las de óxido nitroso y la maquinaria, es muy variable en función del manejo concreto y de las condiciones locales. Además, existe muy poca información sobre prácticas con un alto potencial como el intercultivo. Es importante, por tanto, **incrementar la investigación y transferencia de conocimiento** para identificar y desarrollar las vías más efectivas para la implementación de las prácticas a nivel local.

14. CULTIVOS INDUSTRIALES



14.1. Introducción

Se conocen como cultivos industriales aquellos cuyo producto no admite consumo directo o resulta más provechoso tras su transformación. Generalmente se utilizan en alimentación animal o humana (**soja, colza, caña de azúcar, girasol, remolacha...**), en la industria textil (**algodón, lino...**), del perfume (**plantas aromáticas**) o tabacalera (**tabaco**). No se incluyen en esta categoría determinados cultivos industriales como el olivo o la vid, que por su entidad se han considerado en apartados separados.

Según la FAO (2018), entre los cultivos industriales con mayor superficie a nivel mundial se encuentran la soja (122 millones de hectáreas), la colza (34 millones de hectáreas), el algodón (30 millones de hectáreas), la caña de azúcar (27 millones de hectáreas) y el girasol (26 millones de hectáreas). En la UE, los cultivos industriales que cuentan con mayor superficie son la colza (6,5 millones de hectáreas) y el girasol (4,1 millones de hectáreas) (FAO, 2018). Francia es el principal productor de colza (24%), y Rumanía de girasol (25%), seguido por Bulgaria (20%) y España (17%).

La producción española de cultivos industriales está orientada principalmente hacia el consumo interno, existiendo un severo déficit de importación en muchos de los cultivos y de los productos de su procesado (Tabla 1). Por ejemplo, el 81% del azúcar consumido fue importado, así como el 40% del aceite (excluyendo el de oliva). El porcentaje importado es del 100% en productos con altos niveles de consumo y severos impactos ambientales, como el aceite de palma. La importación neta supone un 24% del consumo de semilla de girasol, y un 100% del de soja, representando en conjunto un 77% del consumo de oleaginosas. La soja es el principal cultivo industrial consumido en España representando 2/3 del consumo de oleaginosas y 2/3 del de tortas de semillas (subproductos de la elaboración de aceite ricos en proteínas, empleados para alimentación animal), a pesar de que no se produce prácticamente nada dentro del país. España es exportadora neta de aceite de soja, que elabora con soja importada cuyo principal producto es la torta. Esta situación muestra el **papel central de la torta de soja en el sistema agroalimentario español**, como la base principal de la alimentación del ganado, en términos de proteína.

Tabla 1. Producción y comercio exterior de cultivos industriales y sus productos en España en 2013 (millones de toneladas). Fuente: FAO, 2018.

	Producción	Exportación	Importación	Consumo aparente (CA)
Oleaginosas				
Colza	0,11	0,02	0,04	0,10
Girasol	1,04	0,03	0,32	1,23
Soja	0,00	0,02	3,39	3,38
Otras	0,15	0,06	0,24	0,34
Total oleaginosas	1,31	0,13	3,99	5,05
Aceites (excluyendo oliva)				
Soja	0,59	0,67	0,05	0,23
Girasol	0,44	0,12	0,34	0,66
Palma	0,00	0,17	1,22	0,80
Otros	0,12	0,10	0,21	0,23
Total aceites	1,16	1,06	1,81	1,91
Tortas de semillas				
Colza	0,05	0,01	0,83	0,86
Girasol	0,45	0,06	0,33	0,73
Soja	2,61	0,44	1,38	3,54
Otras	0,13	0,07	0,03	0,09
Total tortas	3,25	0,59	2,57	5,22
Azucareras y otros				
Remolacha azucarera	2,52	0,00	0,00	2,52
Azúcar	0,32	0,25	1,40	1,41
Melaza	0,12	0,00	0,21	0,33
Fibras	0,05	0,05	0,03	0,03
Otros industriales	0,04	0,07	0,24	0,20

Según el MAPAMA (2017), en 2015 se cultivaron en España casi un millón de hectáreas de cultivos industriales, mayoritariamente de oleaginosas (86%), correspondiendo el 90% de los mismos al girasol. La comunidad española con mayor superficie de cultivos industriales es Andalucía (37%), seguida por Castilla y León (33%) y Castilla-La Mancha (21%); sobrepasando, juntas, el 90% del total nacional (MAPAMA, 2017).

En cuanto a la **producción ecológica**, en 2015 se alcanzaron en España las 16.038 hectáreas de cultivos industriales, lo que supone el **2% de la superficie** española destinada a esos cultivos (Tabla 2). Castilla-La Mancha concentra un 69% de esa superficie, seguida por Andalucía (15%) y Castilla y León (9%); sumando, sólo las dos primeras, el 84% del total (MAGRAMA, 2016). Por cultivos ecológicos, el de mayor superficie es, con 10.348 ha, el de girasol (65% del total de cultivos industriales ecológicos), pero sólo supone el 1% de todo el girasol cultivado en España (MAGRAMA, 2016); en cambio, **casi la mitad de la superficie de plantas medicinales, aromáticas y condimentarias cultivadas en España está bajo manejo ecológico.**

Tabla 2. Superficie total y bajo manejo ecológico de cultivos industriales en España en 2015 Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.

	Total (ha)	Eco (ha)	Eco/Total (%)
Girasol	738.851	10.348	1,4
Otros cultivos oleaginosos	82.630	1.783	2,2
Plantas medicinales, aromáticas y condimentarias	5.631	2.489	44,2
Otros cultivos industriales	51.242	1.312	2,6
Plantas textiles (cultivos de fibra)	63.415	71	0,1
Lúpulo	515	34	6,6
Tabaco	9.022	0	0,0
TOTAL	951.306	16.038	1,7



Imagen 1. Detalle de la inflorescencia del girasol, con fruto.

En un contexto de cambio climático, el consumo de cultivos industriales en España es profundamente problemático, pues se basa mayoritariamente en productos cultivados en áreas tropicales sometidas a una severa deforestación, como son Sudamérica, en el caso de la soja, y el Sudeste Asiático, en el caso de la palma aceitera (véase el capítulo 1, Apartado 1.3, para una discusión sobre los impactos de esta deforestación). Por tanto, **la reducción de emisiones de GEI en estos cultivos, además de basarse en la aplicación de prácticas de mitigación de GEI en cultivos locales como el girasol, implicaría necesariamente una reducción de las emisiones de los productos importados.** Por tanto, desde el punto de vista de la responsabilidad española en esas emisiones, debería plantearse la reducción del consumo de estos dos productos, así como del azúcar. En este sentido, sería conveniente una regulación ambiental más restrictiva de los productos importados por la Unión Europea. La torta de soja se emplea principalmente en la ganadería industrial, y el aceite de palma y de soja se emplea mayoritariamente en la producción de “biodiésel”, y en menor medida en la elaboración de productos alimentarios procesados, además de otras aplicaciones. Desde el punto de vista individual, la reducción del consumo de carne, de combustible y de productos muy procesados contribuiría a reducir estos impactos de forma importante, además de conllevar beneficios para la salud.



Imagen 2. Cultivo de remolacha en la provincia de Sevilla

14.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cultivos industriales

Se revisaron 74 artículos sobre cultivos industriales, 53 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 3), de los cuales **un 13% incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, todos ellos en comparación con el convencional y centrados en el secuestro de carbono (Tabla 4). Los estudios revisados incluyen una amplia variedad de cultivos industriales, tanto cultivados al aire libre como en invernadero: girasol, colza, soja, remolacha, cártamo, ramio, lino, camelina, clavel, tabaco.

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos industriales, según región climática. (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Límite	4	2	6
Mediterráneo	53	6	59
No Mediterráneo	7	2	9
Total	64	10	74

Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	46	6	52
Eco/Con	7		7
Total	53	6	59

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en cultivos industriales se publicó en 1997, sobre manejo convencional, y fue seguido de otro, en 1998, que incluía manejo ecológico. Los siguientes estudios se publicaron en 2002, 2005 y 2007, y a partir de este último año se publican estudios todos los años, con un pico de 8 estudios en 2009 para el manejo convencional, y de 2 estudios en 2007 para la comparación del convencional con el ecológico (Figura 1).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

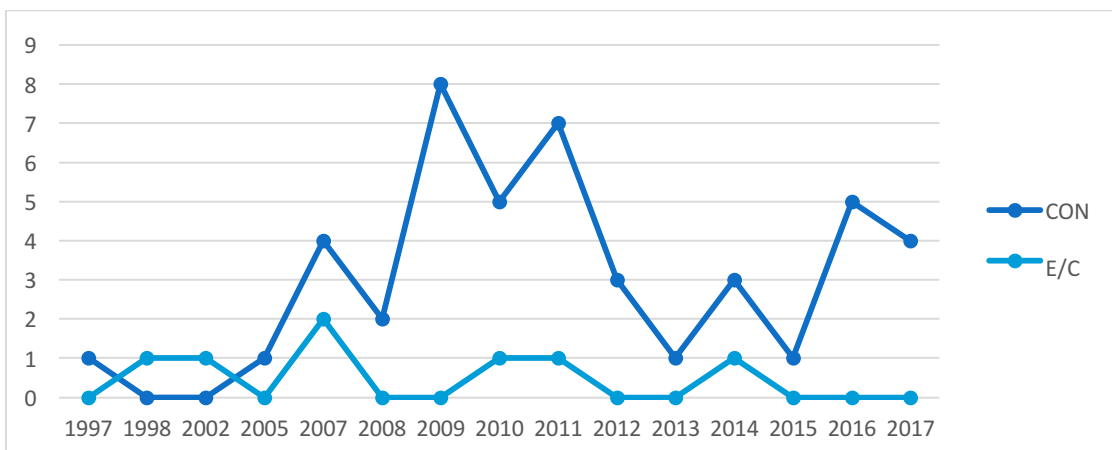


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos industriales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional)

En España se alcanza el máximo número de estudios, con un 34% del total de estudios sobre GEI en cultivos industriales, y un 44% de los estudios que incluyen manejo ecológico. En Italia se ha publicado otro 43% de los estudios que incluyen manejo ecológico, existiendo otro estudio más (14%) en EEUU (Figura 2).

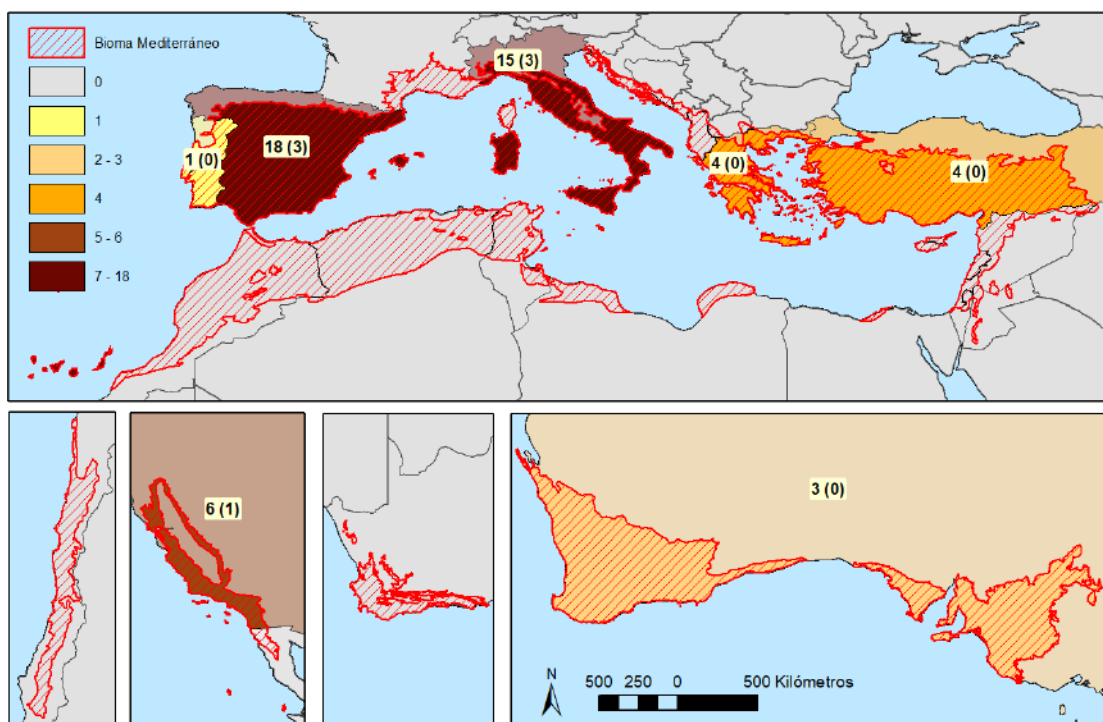


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En España, la comunidad con mayor número de estudios es **Andalucía (79% del total y 100% de los que incluyen manejo ecológico)**, existiendo otros estudios sobre manejo convencional en el País Vasco y Aragón (Figura 3).

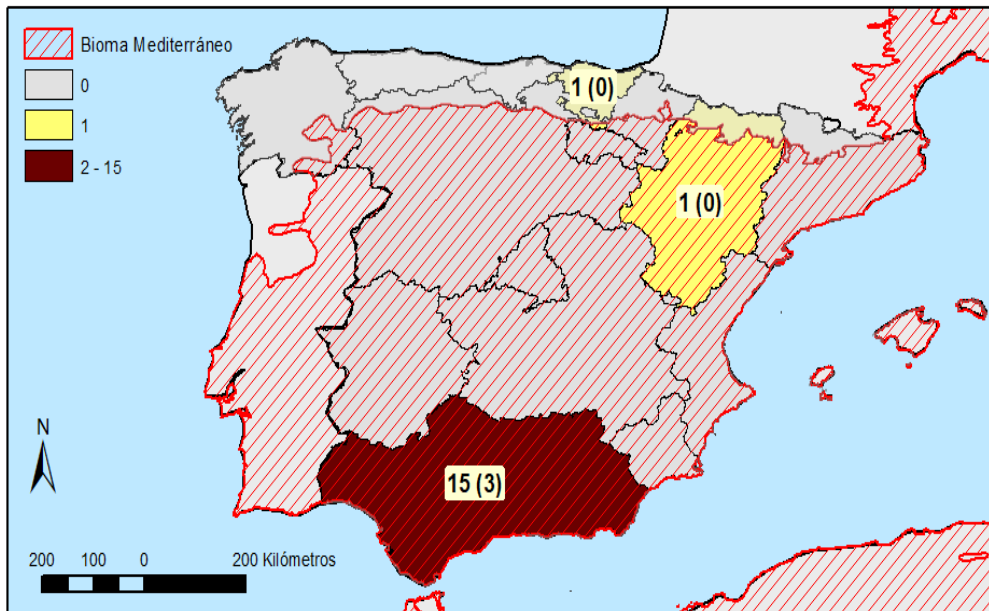


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de los cultivos industriales bajo clima mediterráneo (Figura 4A), con 47 estudios; incluyéndose mediciones en campo en 36 de ellos (Figura 4B). Además, existen 6 artículos sobre ACV y 14 con estimaciones de N₂O del suelo, de los cuales, 5 incluyen mediciones en campo. Por otro lado, existe un número menor de artículos con mediciones de CH₄ del suelo, con 4 mediciones en campo. En cuanto **al manejo ecológico, solo se incluye en los estudios sobre secuestro de C, representando un 15% de estos estudios.**

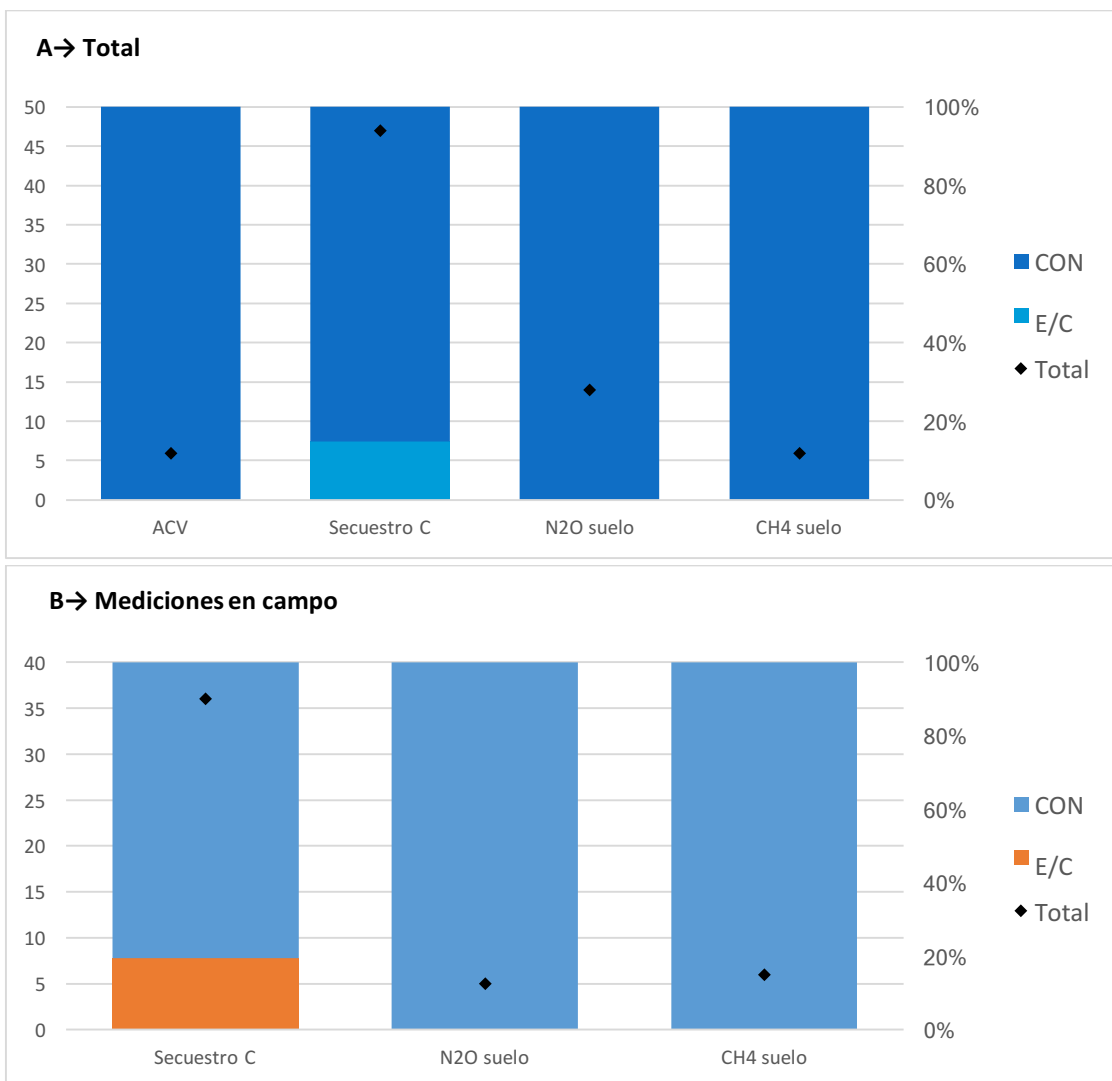


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)



Imagen 3. Las plantas aromáticas, condimentarias y medicinales son uno de los grupos de cultivo con mayor porcentaje de su superficie en ecológico. Flores de romero.

14.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra que casi la mitad de los estudios con estimaciones de N₂O en cultivos industriales emplean el factor del IPCC, con un número menor de mediciones en campo y solo dos modelizaciones (Tabla 5). **Destaca la ausencia de estudios con estimaciones de N₂O en ecológico**, no existiendo estudios de campo ni de otro tipo. Las mediciones en campo de cultivos industriales encontradas están realizadas principalmente en colza (4 estudios, más otro en zona limítrofe con el clima mediterráneo) y girasol (2 estudios), no habiéndose encontrado estudios en ningún otro cultivo industrial.

Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Convencional	Total
Medido	5	5
Modelizado	2	2
Factor IPCC	7	7
Total	14	14

Australia y EEUU son los países donde se han realizado la mayoría de estudios sobre N₂O en cultivos industriales bajo clima mediterráneo (Figura 5A), tanto en términos totales como de mediciones en campo. Todos los de Australia están realizados en cultivos de colza, mientras que los de EEUU en girasol. Destaca la **ausencia de estudios en la cuenca mediterránea, donde no se han encontrado mediciones en campo de N₂O en cultivos industriales (Figura 5B)**.

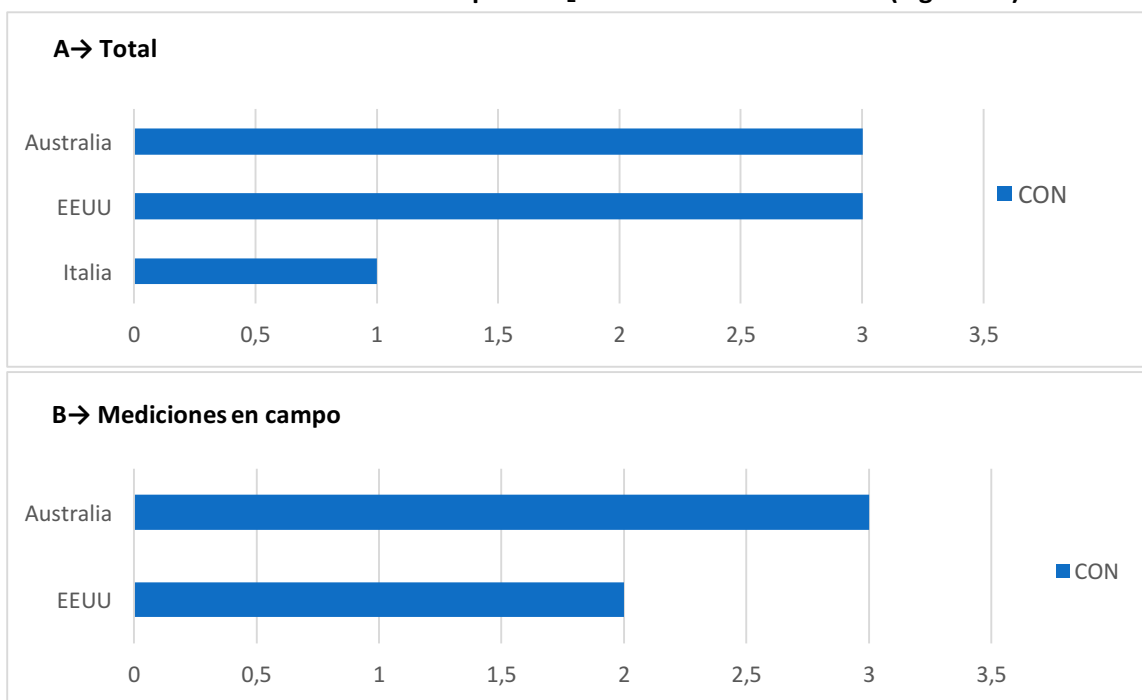


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)

Los niveles de emisión de N_2O observados en campo son bastante heterogéneos. En condiciones de secano semiárido, los factores de emisión en la colza en Australia fueron inferiores a 0,1%, esto es, un orden de magnitud por debajo del factor del IPCC (1%) (Barton et al., 2010, 2016, Biswas et al., 2011). En cuanto al cultivo de girasol en regadío en California, Lee et al. (2009a) hallaron niveles de emisión muy dispares, en función de la posición dentro del cultivo (en las filas, entre filas, en el lugar de aplicación del fertilizante), y el tipo de laboreo. Los niveles de emisión oscilaron entre 1 y 11 kg N_2O -N por hectárea y año. En suma, estos resultados refuerzan la idea de que, en condiciones mediterráneas, **las emisiones de N_2O están fuertemente asociadas al uso del agua**, siendo mucho más bajas en secanos que en regadío, particularmente cuando los secanos tienen baja pluviometría (Cayuela et al., 2017).

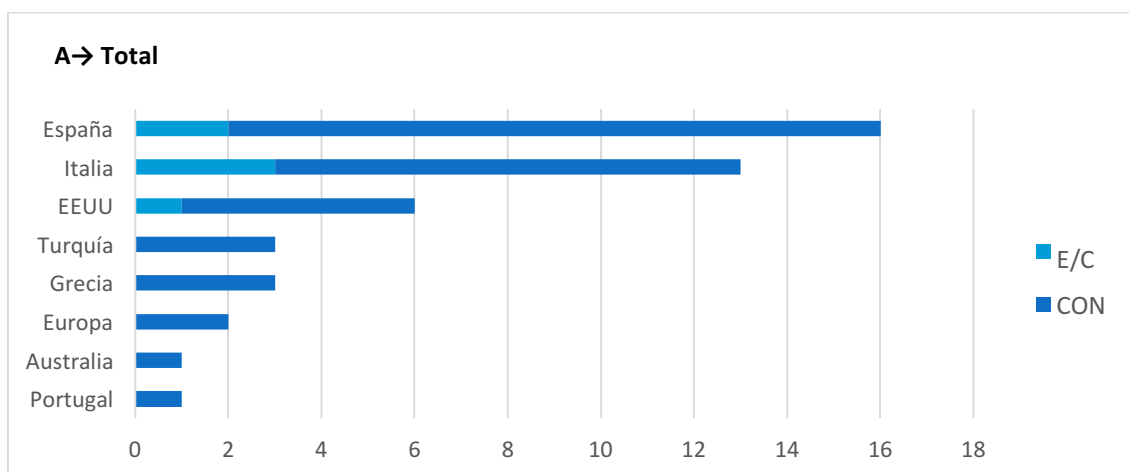
14.4. Secuestro de carbono del suelo

Se han encontrado 47 estudios que miden carbono en suelo o flujos de CO₂ en cultivos industriales bajo clima mediterráneo (Tabla 6), 25 de los cuales comparaban manejos distintos durante experimentos de al menos 3 años de duración. Un 24% de los experimentos de larga duración (categoría “Medido >3 años”) sobre secuestro de C incluyen manejo ecológico. Sin embargo, cabe destacar que, en todos los casos, estos estudios de larga duración se realizan sobre rotaciones de cultivos herbáceos con varios tipos de cultivo, por lo que **no es posible distinguir el efecto de los distintos tratamientos sobre los cultivos industriales de manera específica**. Algunos de los cultivos más frecuentes analizados incluyen girasol, soja, colza, remolacha y algodón. También hay datos en cultivos más minoritarios como el cártamo o el ramio (*Boehmeria nivea*).

Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	1	10	11
Medido >3 años	6	19	25
Modelizado		11	11
Total	7	40	47

España es el país con mayor número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos industriales, tanto en términos totales (16 estudios) (Figura 6A), como en mediciones en campo (15 estudios) (Figura 6B). Sin embargo, en Italia hay más estudios sobre manejo ecológico (3 artículos) que en España (2 artículos) y EEUU (1 artículo).



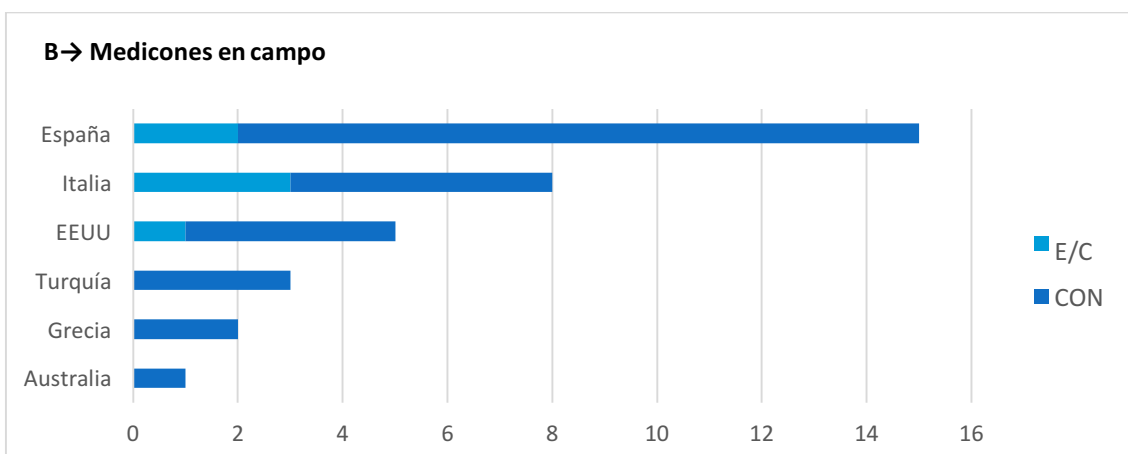


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El único metaanálisis disponible sobre secuestro de carbono en cultivos herbáceos mediterráneos no incluye los cultivos industriales de manera desagregada, por lo que no se pueden inferir tasas de secuestro de C específicas para este tipo de cultivos. Por otro lado, como ya se ha comentado anteriormente, en los estudios encontrados con mediciones de carbono orgánico en cultivos industriales, estos se incluyen dentro de rotaciones complejas en las que no pueden separarse del resto de cultivos. Por tanto, la discusión y conclusiones sobre secuestro de carbono en cultivos industriales, a falta de información más específica, podemos equipararlas a las del conjunto de cultivos herbáceos (ver Capítulo 5).



Imagen 4. Cultivo de girasol. Provincia de Córdoba.

14.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 7 estudios ACV sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, todos ellos bajo manejo convencional. Estos estudios incluyen cultivos de girasol, clavel, lino, camelina y tabaco. Los claveles y el tabaco estaban cultivados en invernadero. Se han encontrado dos estudios realizados en Italia (sobre girasol, lino y camelina), uno en España (tabaco), otro en Portugal (girasol), y el quinto en Grecia (claveles) (Figura 7).

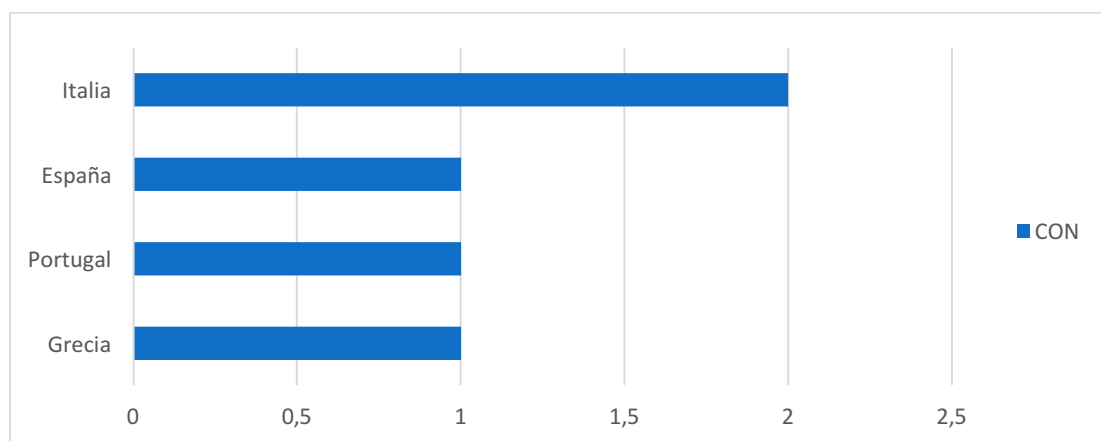


Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)

La alta heterogeneidad de cultivos en el grupo de cultivos industriales da lugar a una dispersión muy alta en la huella de carbono de sus productos. Abeliotis et al. (2016) encontraron que la mayor parte de las emisiones de la fase agrícola del cultivo de claveles en invernadero en Grecia se debió al riego, mientras que cuando se consideró el ciclo de vida completo, la refrigeración post cosecha se llevó la mayor parte. En otro estudio en invernadero, Muñoz et al. (2010) encontraron que **el uso de agua desalada para riego incrementó notablemente el consumo de energía y la huella de C del tabaco**, frente al riego con agua subterránea o efluentes de depuradora. Sin embargo, este último tratamiento incrementó el riesgo de contaminación. Figueiredo et al. (2017) compararon el impacto ambiental de la producción de **girasol** en secano y regadío en Portugal. El rendimiento en regadío se multiplicó por 3,5, pero la huella de C por kg de producto apenas se vio afectada, lo que indica que **el regadío incrementó los rendimientos en la misma medida en que incrementó las emisiones**. Cuando se tuvo en cuenta el cambio de uso del suelo, los impactos ambientales variaron ampliamente en función del uso del suelo precedente. Goglio et al. (2012) hallaron que la huella de C del girasol fue menor en los sistemas más extensivos, en los que se aplicaron menos inputs externos. Bacenetti et al. (2017) evaluaron la huella de C del cultivo de lino y de camelina para producción de semilla para biodiésel en Italia. En este caso, el mayor rendimiento del lino contribuyó a reducir la huella de carbono por kg de semilla producida. En suma, los estudios ACV sobre cultivos industriales revisados, todos bajo manejo convencional, inciden en la **relación entre la productividad del cultivo y la intensidad de las emisiones**, subrayando la necesidad de reducir las emisiones por hectárea,

pero también aumentar el rendimiento de los cultivos para lograr reducciones importantes en las huellas de carbono por kg de producto.

Ante la ausencia de estudios específicos en cultivos industriales en ecológico, el potencial de reducción sus emisiones se podría equiparar al de cultivos herbáceos con manejo similar, sobre todo teniendo en cuenta las condiciones de regadío o secano y la presencia de invernadero (ver Capítulo 8).



Imagen 5. Detalle de la inflorescencia del girasol, en flor.

14.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Las emisiones de GEI bajo **manejo ecológico** han sido muy poco estudiadas en los cultivos industriales mediterráneos, con un **12% de los estudios revisados**, y siempre centradas en el secuestro de carbono en el marco de rotaciones de herbáceos, donde no se estudian los cultivos industriales por separado.

-**Se han encontrado 5 estudios con mediciones en campo de N₂O en cultivos industriales**; sin embargo, **no se ha encontrado ninguno bajo manejo ecológico**. Existe, por tanto, una importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos industriales ecológicos bajo clima mediterráneo.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, con 12% de los estudios incluyendo manejo ecológico. Sin embargo, **en ningún estudio de larga duración sobre secuestro de carbono se analizan los cultivos industriales por separado**, algo lógico, ya que los cultivos industriales herbáceos suelen ser parte de rotaciones (particularmente bajo manejo ecológico), pero que limita las posibilidades de derivar conclusiones específicas para leguminosas.

-Se ha encontrado un **número limitado de ACV** de cultivos industriales bajo clima mediterráneo, y **ninguno que analice la huella de C del manejo ecológico**.

Principales resultados

-Los cultivos industriales están asociados a **emisiones de GEI por hectárea muy variadas, en función del tipo de cultivo y de la intensidad de su manejo**.

-**La ausencia de estudios en ecológico impide derivar conclusiones provisionales sobre su huella de carbono**.

-Ante la ausencia de estudios específicos en cultivos industriales, el potencial de reducción de emisiones en ecológico se podría equiparar al de cultivos herbáceos con manejo similar.

15. CULTIVOS FORRAJEROS



15.1. Introducción

El grupo de los **cultivos forrajeros** está formado por plantas herbáceas anuales o perennes, que pueden ser consumidas por el ganado en pastoreo o pueden segarse. Tras la siega puede ser dado a los animales en verde o después de realizar una práctica de conservación como el ensilado o henificado. Muchos de los cultivos forrajeros son especies que también se cultivan para grano, como el **maíz u otros cereales**, mientras que otras especies se cultivan casi de forma exclusiva para cosecha en verde o pastoreo directo, como la **alfalfa o el raigrás**. En este apartado se incluyen también cultivos destinados a la producción de biomasa para fines energéticos, que en muchos casos también pueden tener usos forrajeros, como la **hierba elefante** (*Miscanthus*) o el **pasto varilla** (*Panicum*).

En 2015, en España había 1,1 millones de hectáreas de cultivos forrajeros, de las que 848 mil eran de secano y 274 mil de regadío. También se contabilizaron 21 mil hectáreas de superficie forrajera **ecológica**, lo que supone **un 2% de la superficie forrajera del país**. De éstas en Andalucía se encuentran 591 hectáreas, que suponen el 0,03% del total de la superficie ecológica de la región (MAGRAMA, 2016) (Tabla 1). Entre las especies más utilizadas en esta región, la alfalfa destinada al consumo como forraje es de especial importancia en zonas como el Bajo Guadalquivir (CAPDER, 2015).

Tabla 1. Distribución de la superficie forrajera ecológica en España y Andalucía. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA 2017.

	España			Andalucía		
	Total (miles de ha)	Eco (ha)	% Eco/Total	Total (ha)	Eco (ha)	% Eco/Total
Maíz forrajero	107,9	56,9	0,0%	1.187	0,0	0,0%
Alfalfa	256,9	5.510,0	2,1%	9.905	565,2	0,06%
Praderas temporales	274,6	7.717,2	2,8%	225	0,0	0,0%
Otros cultivos forrajeros	482,7	7.901,6	1,6%	48.228	25,9	0,0%
TOTAL (cultivos forrajeros)	1.122,1	21.185,7	1,8%	59.545	591,1	0,01%

Los cultivos forrajeros son asociaciones formadas por herbáceas, que sirven de cubierta vegetal, aportando carbono al suelo y disminuyendo la erosión, además de servir como alimento para el ganado. El que se realicen rotaciones de cultivos en los que se incluyan leguminosas forrajeras ha mostrado diferentes beneficios públicos medioambientales: conservación del suelo, conservación de los recursos hídricos, reducción de labores de cultivo, disminución de la fertilización nitrogenada en el propio cultivo y en el siguiente en la rotación. (MAPAMA, 2018a). Estos beneficios también se aplican a la siembra conjunto de leguminosas con otros cultivos forrajeros, algo habitual en este tipo de cultivos. En general, **las mezclas de especies características de los cultivos forrajeros promueven la biodiversidad y la productividad**, al fomentar la complementariedad en el uso de los recursos. Por otro lado, algunos cultivos forrajeros son plantas perennes con ciclos plurianuales (como la alfalfa) que desarrollan un **gran**

sistema radicular y en los que el laboreo se minimiza, lo que puede promover el secuestro de carbono y la mitigación del cambio climático.



Imagen 1. Cultivo de alfalfa en la provincia de Sevilla

15.2. Estudios sobre emisiones de GEI en forrajes

Se han revisado un total de **54 artículos centrados en forrajes, 49 de los cuales estudiaban emisiones GEI, incluyendo 36 artículos realizados en clima mediterráneo.** Los estudios que no tratan las emisiones GEI, tratan sobre energía (Tabla 2).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos forrajeros, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	10	0	10
Mediterráneo	36	4	40
No Mediterráneo	3	1	4
Total	49	5	54

Un 6% de los artículos que estudiaban emisiones GEI de cultivos forrajeros en clima mediterráneo **incluían manejo ecológico, ya fuera en solitario o en comparación con el convencional** (Tabla 3).

Tabla 3 Número de artículos revisados sobre cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	34	4	38
Eco/Con	1	0	0
Ecológico	1	0	0
Total	36	4	40

El número de artículos publicados sobre emisiones GEI en cultivos forrajeros se mantuvo bajo hasta la mitad de la década de 2010, cuando se incrementó de 1-4 a 4-7 artículos anuales (Figura 1).

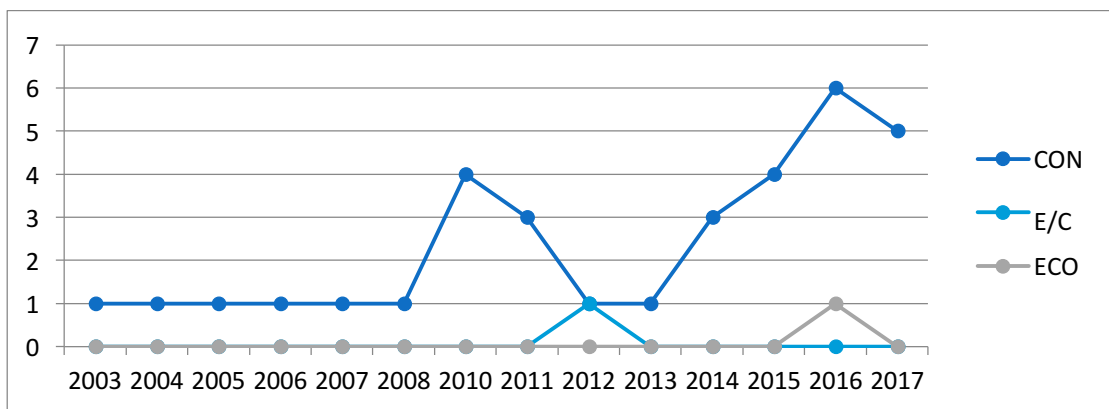


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos forrajeros y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional)

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

La mayoría de los estudios realizados sobre emisiones GEI en forrajes se realizaron en la cuenca mediterránea (75%) (Figura 2). La mayoría de los artículos se refieren a estudios realizados en Italia, con un 52% del total de los estudios sobre GEI en forrajes. **Estados Unidos es el único país en el que se ha encontrado artículos que traten las emisiones GEI en cultivos forrajeros bajo manejo ecológico.**

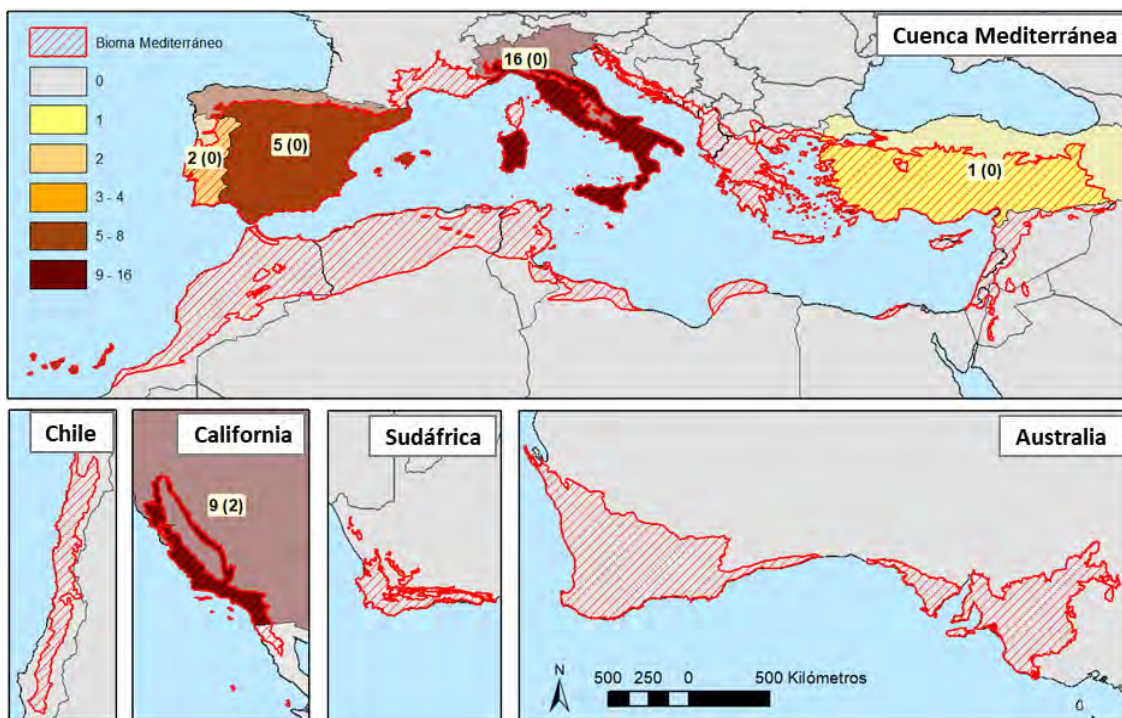


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El número de estudios en España es muy reducido, habiendo solo 5 estudios (Figura 2), uno de ellos realizado en varias regiones. Las comunidades autónomas en las que se han realizado estudios en España son Madrid con 2 estudios bajo manejo convencional y Murcia y Cataluña con un estudio bajo manejo convencional cada una. (Figura 3)

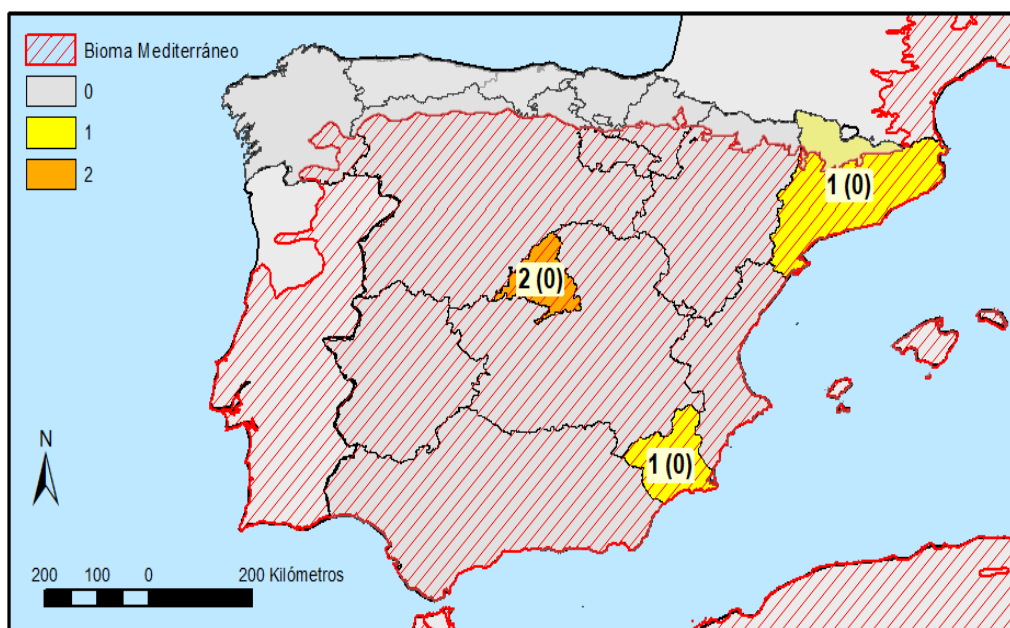
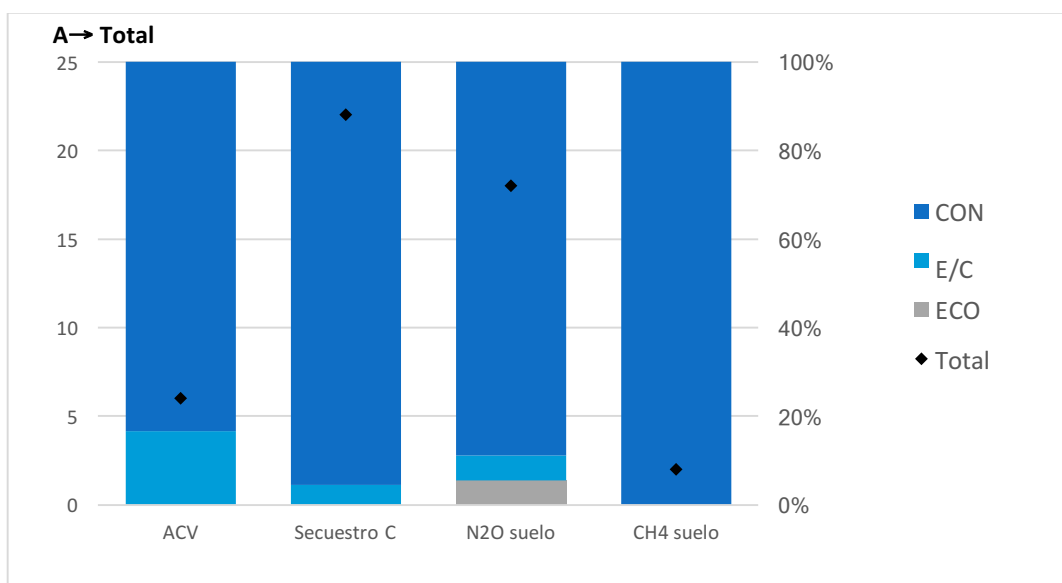


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El proceso más estudiado en el balance GEI de los cultivos forrajeros es el secuestro de Carbono, con 22 artículos; de los cuales, 13 incluyen mediciones en campo (Figura 4). El siguiente proceso más estudiado son las emisiones de N₂O, con 18 estudios que traten el tema, de los cuales, 8 incluyen mediciones en campo. En cambio, el análisis de ciclo de vida y las emisiones de CH₄ han sido muy poco estudiados con 6 y 2 estudios, respectivamente, y únicamente un estudio con medición en campo de CH₄.



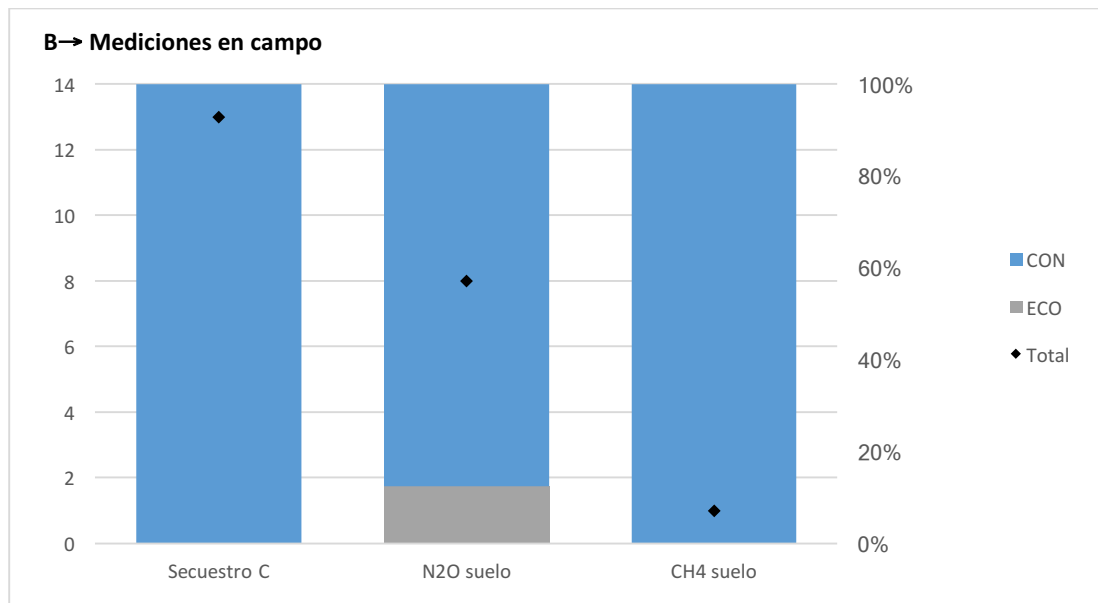


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

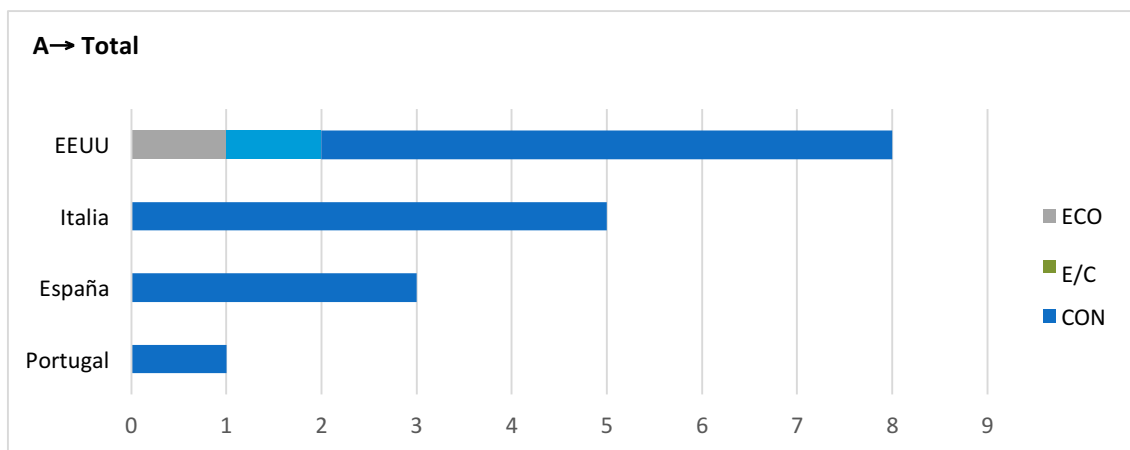
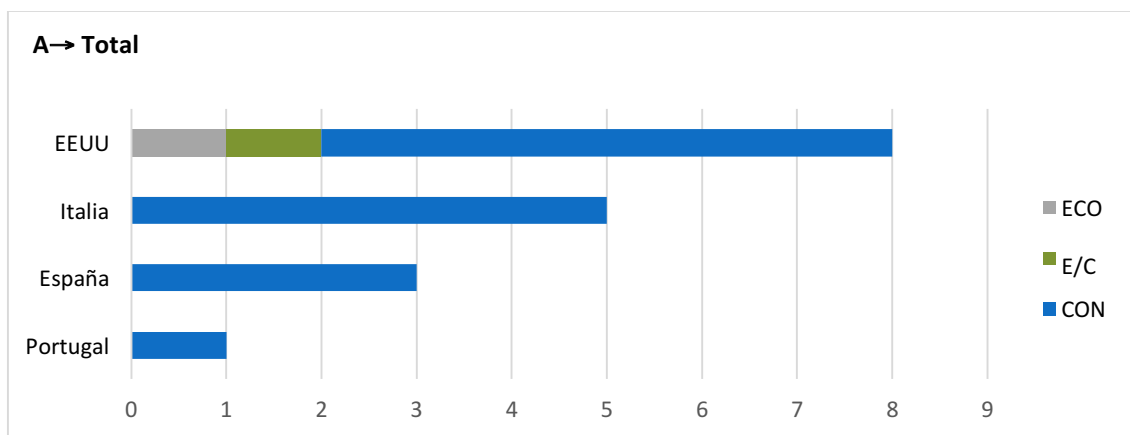
15.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

Las emisiones de N₂O en forrajes se han analizado en 18 estudios; de los cuales, en la mayoría se han llevado a cabo mediciones en campo (Tabla 4).

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	0	1	6	7
Medido	1	0	7	8
Modelizado	0	0	2	2
Revisión	0	0	1	1
Total	1	1	16	18

La mayoría de los estudios sobre emisiones de N₂O en forrajes están realizados en Estados Unidos. Además existen estudios en Italia, Portugal y España (Figura 5A). Los estudios en los que se han llevado a cabo mediciones se han realizado, 2 en Italia, 2 en España y 4 en EEUU, donde se han publicado los dos únicos artículos que contemplan el manejo ecológico (Figura 5B).



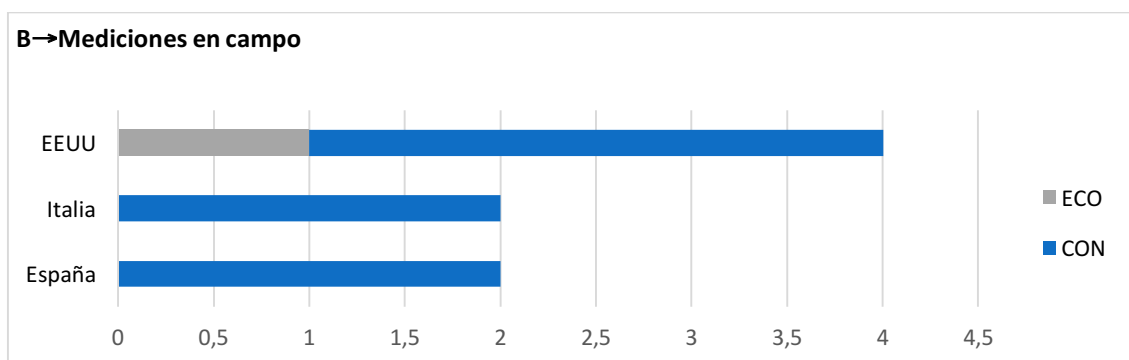


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico y convencional; ECO: ecológico)

Hay estudios como el de Angst et al. (2014) en el que se intentó determinar si la aplicación de biocarbón influía en los flujos GEI; para lo que se hizo una experiencia con baja aplicación de biocarbón y otra con alta aplicación de biocarbón. Las diferencias en los flujos de N₂O medidos no fueron significativas, y lo mismo pasaba con otros gases del balance de GEI, por lo que se determinó que **la aplicación de biocarbón no era una medida que aumentara el potencial de mitigación de GEI.**

En el caso de Ranucci et al. (2011) los cultivos de raigrás (-0.04 kg N₂O ha⁻¹ año⁻¹) y trébol (0.88 kg N₂O por hectárea al año) dieron **flujos de N₂O muy bajos, cercanos en algunos casos al límite de medición del instrumental.** En este caso se asoció la falta de relación entre las emisiones de N₂O y las variables ambientales al bajo contenido en N del suelo, incluso con alta humedad. Los factores de emisión calculados en este estudio resultaron ser sensiblemente menores que los estudiados en otras regiones y que el factor Tier 1 del IPCC.

Por otro lado, en el estudio de Vallejo et al. (2005), se comparaban distintas técnicas de aplicación de purín de cerdo en un cultivo de festuca en regadío. En los suelos de clima mediterráneo, donde la cantidad de materia orgánica y de humedad es baja, el carbono soluble en agua es un parámetro limitante para los microorganismos desnitrificadores, al igual que la disponibilidad de agua, por lo que ambos parámetros se encuentran relacionados positivamente con el potencial de desnitrificación. Así pues, **en este sistema irrigado con aplicación de estiércol en forma líquida, los factores de emisión encontrados fueron mayores que los IPCC.** El factor aplicado por el IPCC (2006)= 1% de N aplicado emitido como N₂O, en cambio en el estudio de Vallejo et al. (2005), los resultados fueron para la inyección de purín= 2.95% de N aplicado perdido como N₂O y para la aplicación en superficie= 1.6% de N aplicado perdido como N₂O.

15.4. Secuestro de carbono del suelo

Son 22 los estudios sobre el secuestro de carbono en cultivos forrajeros, en la mayoría de los cuales se han medido estas emisiones (13 artículos) (Tabla 5). Destaca la presencia de **un único estudio en el que se compare ecológico y convencional**.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	0	3	3
Medido >3 años	0	10	10
Modelizado	1	8	9
Total	1	21	22

La mayoría de los estudios sobre el carbono en el suelo de los cultivos forrajeros se ha realizado en Italia (58%) (Figura 6A), donde también se ha realizado un 69% de las mediciones en campo (Figura 6B). Además, existen estudios en Portugal, Italia, Francia y Estados Unidos.

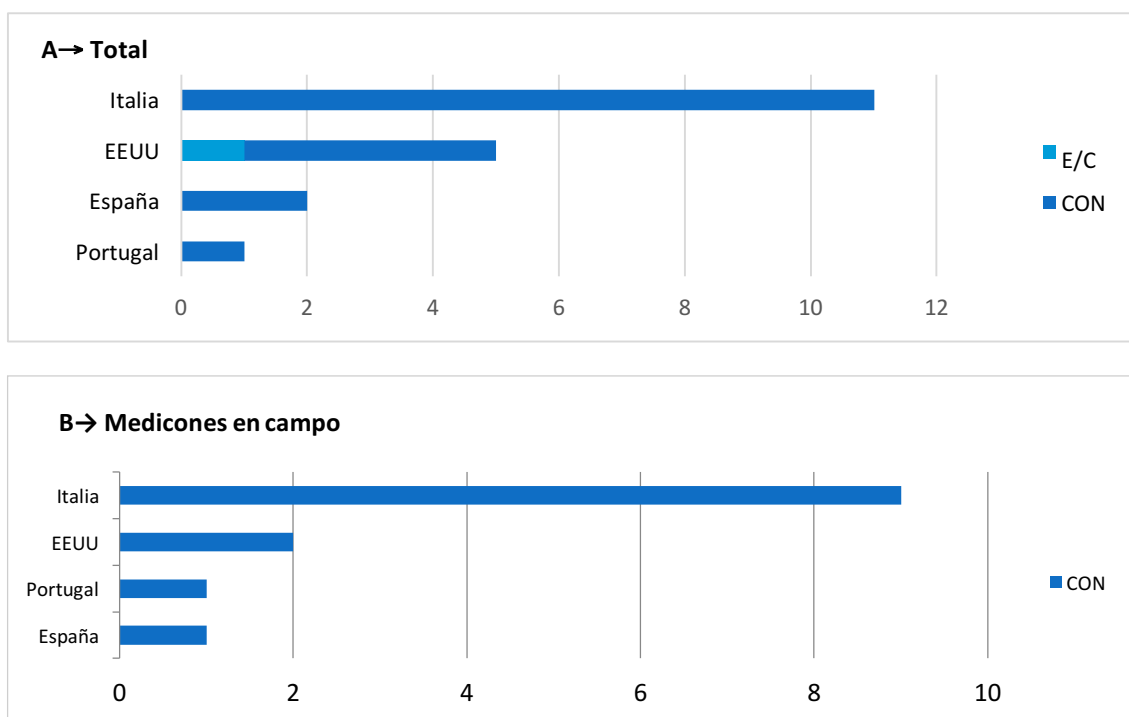


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico y convencional)

En el estudio de Francaviglia et al. (2012) se hacen mediciones, en varios sistemas, del carbono orgánico del suelo (COS) y se simula la evolución del COS para horizontes temporales de 30-60-90 años. En las simulaciones llevadas a cabo en este estudio, se observó que **los cultivos**

forrajeros fueron los que más incrementaron el COS, debido a los altos aportes de C de los residuos del cultivo y al estiércol aplicado como abono.

En el estudio de Seddaiu et al. (2013), se realizaron mediciones de cultivos destinados a forraje (tréboles anuales, medicagos y avena, entre otras) se observa que **los niveles de COS fueron bastante mayores en los cultivos forrajeros que se encontraban debajo de las copas de los árboles que en los que se encontraban en terrenos abiertos**. Estos resultados se atribuyeron a que las mediciones de los cultivos forrajeros en zonas abiertas se realizaron 5 meses después de la labranza.

En el estudio de Alberti et al. (2010), en una zona limítrofe con el clima mediterráneo en el norte de Italia, se observó que la conversión de un cultivo de maíz a uno de **alfalfa causó un aumento de la PPN y una disminución de las emisiones de C del suelo**, que atribuyeron a la ausencia de aireación inducida por la labranza y por una mayor agregación del suelo. Aunque como consecuencia del cambio en el equilibrio dinámico entre las entradas y las salidas, la alfalfa fue una fuente neta emisiones de CO₂ en comparación con el cultivo de maíz.



Imagen 2. Forraje ensilado en campo en Portugal

15.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Los cultivos forrajeros son un subsistema de los sistemas de producción ganadera, por lo que es raro encontrar estudios ACV que tengan como unidad funcional la producción de forrajes. No obstante, también se han revisado estudios sobre cultivos forrajeros centrados en su aprovechamiento energético. Así pues, algunos ACV sobre cultivos forrajeros tienen la producción animal como unidad funcional y otros la producción de biomasa.

Sólo se han encontrado 6 estudios de ciclo de vida (ACV) sobre cultivos forrajeros, tres en Italia, uno en Portugal, España y Estados Unidos dónde se localiza el **único que contempla el manejo ecológico (Figura 7)**.

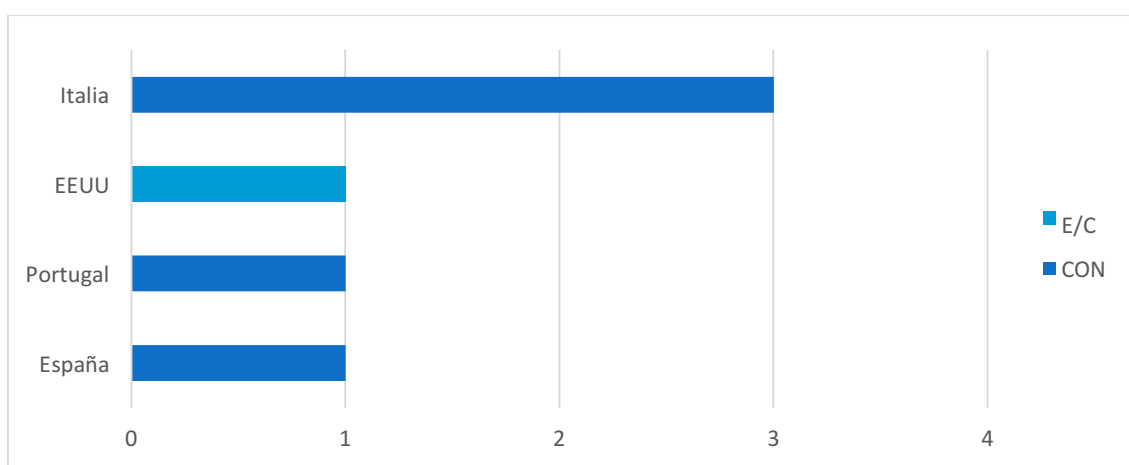


Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En el caso del estudio que contempla el ACV en Portugal, éste está relacionado con la producción de vacuno lechero. **En el ciclo de vida del litro de leche, la producción de concentrados, silo de maíz y silo de raigrás, supusieron el un 27% de potencial de calentamiento global**, causado principalmente por emisiones de N_2O y CO_2 . El silo de maíz conlleva una emisiones de 90 kg CO_2eq por tonelada de leche y el silo de raigrás produce una emisiones de 41 kg CO_2eq por tonelada de leche (Castanheira et al. 2010)

Algunos de los estudios revisados sobre cultivos forrajeros estaban centrados en su aprovechamiento como biomasa para fines energéticos. El uso energético de los cultivos suele implicar cambios de uso del suelo, que pueden generar de forma directa o indirecta deforestación, y por tanto emisiones de CO_2 a la atmósfera. En la región mediterránea, la disponibilidad de agua puede ser muy limitada, dependiendo de las circunstancias locales o regionales. Esta falta de disponibilidad de agua supone una disminución de los rendimientos, lo que lleva a un mayor cambio indirecto de uso del suelo (Schmidt et al. 2015). Sin embargo, la metodología LCA estándar carece de elementos que consideren dicha información específica del sitio (Schmidt et al. 2015). Además, según Finkbeiner (2014) **no existe un procedimiento de estimación de emisiones de GEI aceptado del manera general para el cambio indirecto de uso**

del suelo, y las estimaciones de diferentes modelos son muy variables y susceptibles a influencias económicas, políticas, sociales y ambientales (Bosco et al, 2016).

Schmidt et al. (2015) hacen una revisión de la huella de carbono en cultivos de caña (*Arundo donax*), hierba elefante (*Miscanthus giganteus*) y pasto varilla (*Panicum virgatum*) en tierras marginales de la región mediterránea, en la que encuentran que en los artículos **en los que se ha tenido en cuenta el secuestro de C, el balance de GEI es negativo**, por lo que estos cultivos herbáceos perennes retirarían más carbono de la atmósfera del que emiten, en términos de CO₂ equivalente. La presencia de estas especies perennes rizomatosas, con elevada producción de biomasa radicular, tiene como resultado la retención de carbono debido a la biomasa de raíces y la incorporación de residuos de cultivos en el suelo como hojarasca, raíces y rizomas.

15.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

- El análisis de la bibliografía muestra una falta de información con respecto a las producciones de cultivos forrajeros en clima mediterráneo, **habiéndose encontrado únicamente dos estudios que contemplan el manejo ecológico**
- Las emisiones de N₂O en cultivos forrajeros se han estudiado en un bajo número de estudios, aunque con un alto porcentaje de mediciones en campo.
- **El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de GEI de los cultivos forrajeros.** El número de artículos es bajo, y la gran mayoría están centrados en el manejo convencional.
- La huella total de carbono se ha estudiado en poco estudios y el secuestro de carbono sólo se tiene en cuenta en uno de ellos

Principales resultados

- **Los factores de emisión de N₂O aplicados a las emisiones de cultivos forrajeros no se ajustan bien a la realidad** de éstos en los climas mediterráneos, donde suelen ser mucho más bajos, debido a las características propias de los sistemas mediterráneos.
- **Los cultivos forrajeros favorecen el secuestro de carbono** en el suelo gracias a la biomasa de raíces que poseen y cuando se despositan los residuos de los cultivos. Es necesaria más investigación para confirmar estas tendencias en clima mediterráneo.
- Los ACV disponibles sugieren que **las emisiones de GEI en cultivos forrajeros y otros cultivos herbáceos perennes para producción de biomasa pueden verse compensadas por el secuestro de carbono en el suelo.** Sin embargo, particularmente en cultivos para biomasa, las emisiones indirectas por **cambios de us del suelo** pueden ser mayores que los ahorros de emisiones en el cultivo.

16. OLIVAR



16.1. Introducción

El olivar es **uno de los cultivos más representativos de la cuenca mediterránea**, y su principal producto derivado, el aceite de oliva, es también una parte fundamental de la llamada “dieta mediterránea” y de sus cualidades saludables.

Según FAO (2018), en 2016 se cultivaron en el mundo 10,6 millones de hectáreas de olivar, produciendo 19 millones de toneladas de aceituna. En 2014 se produjeron 3 millones de toneladas de aceite de oliva a nivel global. España es el mayor productor, con el 24% de la superficie y el 34% de la producción, seguido de Italia, con el 11% de la superficie y el 11% de la producción, y de Grecia, con el 8% de la superficie y el 12% de la producción. Otros países con gran peso en la producción global (más del 5%) son Túnez, Marruecos, Turquía y Siria. En total, la cuenca mediterránea concentra el 98% de la superficie de olivar y el 97% de la producción de aceituna a nivel global.

En España se cultivaron 2,5 millones de hectáreas de olivar en 2015, de las cuales casi 600 mil hectáreas fueron de regadío. La mayor parte de la producción de aceituna (92%) se destina a almazaras para producción de aceite de oliva, mientras que el 8% restante se destina a aderezo para aceituna de mesa (MAPAMA, 2017). La producción de aceite de oliva está orientada en gran parte a la exportación, siendo la cantidad neta exportada en 2013 (0,61 millones de toneladas) similar al suministro doméstico (0,68 millones de toneladas) (FAO, 2018). **Andalucía es la principal región productora dentro del país, representando un 62% de la superficie cultivada de olivar y un 79% de la producción**, incluyendo aceituna de almazara y de mesa (MAPAMA, 2017).



Imagen 1. Recolección de aceituna en un olivar convencional sin cubierta vegetal en la provincia de Málaga.

La superficie de olivar ecológico fue de 197.135 hectáreas en 2015 (MAPAMA, 2017), lo que representa el 8% de la superficie de olivar en España (Tabla 1). Andalucía concentra un 38% de esta superficie, seguida de cerca por Castilla la Mancha (35%). Junto con Extremadura (16%), estas 3 comunidades autónomas suman el 88% de la superficie de olivar ecológico en el país. Por otro lado, el porcentaje de superficie en ecológico en el olivar en Andalucía (5%) es notablemente inferior a la media estatal, mientras que en Castilla la Mancha (18%) y Extremadura (12%) es superior. En España el olivar ecológico representa el 40% de los cultivos permanentes en agricultura ecológica.

Tabla 1. Superficie de olivar total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 10.000 hectáreas totales de olivar

	Total (miles ha)	Ecológico (miles ha)	Eco/Total (%)
Andalucía	1462,5	75,3	5,1
Castilla-La Mancha	371,0	68,5	18,5
Extremadura	203,2	30,6	15,1
Cataluña	115,7	7,5	6,4
Comunidad Valenciana	90,6	3,8	4,2
Madrid	26,3	3,5	13,2
Murcia	18,9	3,1	16,7
Aragón	46,3	2,7	5,8
España	2.363,1	197,1	8,3

El olivar reúne una serie de características que le confieren un **gran potencial como herramienta de mitigación de emisiones de GEI**. Por un lado, es un **cultivo leñoso**, lo que significa que almacena carbono en su biomasa, además de producir restos de poda, que puede tener múltiples usos, incluyendo alimentación del ganado, usos energéticos, y aplicación al suelo. Por otro lado, como en el resto de cultivos leñosos, el espacio entre calles puede ser ocupado por **cubiertas vegetales**, que aportan carbono al suelo y lo protegen de la erosión, además de muchos otros beneficios ambientales. Por último, en el olivar destaca la generación de **alperujo** como subproducto de la producción de aceite. Este alperujo contiene todos los nutrientes de la aceituna, que pueden ser devueltos al suelo, junto con gran parte del carbono, tras su compostaje. En suma, estas características podrían contribuir a mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono, que también implicaría mejorar el potencial de adaptación (capítulo 24). Sin embargo, en la actualidad la mayor parte de este potencial de mitigación y adaptación está desaprovechado, ya que el mantenimiento del suelo desnudo, total o parcialmente, suele ser la práctica más habitual de manejo del suelo, mientras que los restos de poda suelen quemarse y la aplicación al suelo de alperujo es minoritaria.

16.2. Estudios sobre emisiones de GEI en olivar

Se revisaron **124 artículos sobre olivar, 118 de los cuales incluían emisiones de GEI**. La práctica totalidad de los artículos revisados se situó en condiciones climáticas mediterráneas (Tabla 2).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre olivar, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	1	0	1
Mediterráneo	116	5	121
No mediterráneo	1	1	2
Total	118	6	124

De los **116 artículos que incluían emisiones de GEI en clima mediterráneo en olivar, un 23% incluían algún tratamiento con manejo ecológico (Tabla 3)**. De ellos, 23 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 5 estudios centrados exclusivamente en el manejo ecológico.

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	93	0	93
Eco/Con	19	4	23
Ecológico	4	1	5
Total	116	5	121

El ritmo de publicaciones sobre emisiones de GEI en olivar fue notablemente bajo hasta mediados de la década de 2000, cuando se incrementó de 1-3 artículos anuales a 5-15 artículos anuales, un ritmo que se ha mantenido hasta el presente, aunque con fuertes oscilaciones interanuales (Figura 1).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

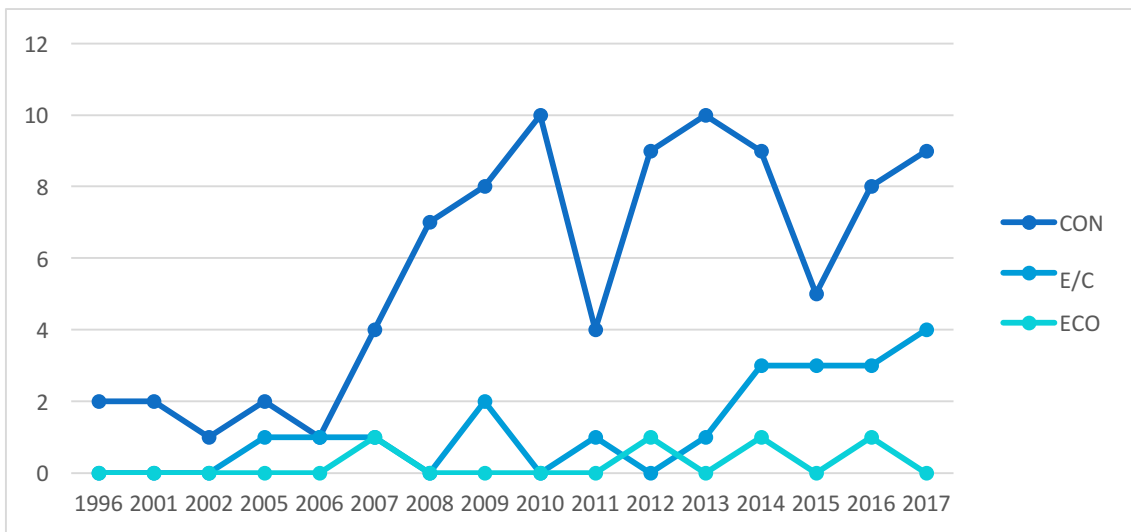


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre olivar y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)

El total de estudios sobre GEI en olivar revisados se realizó en la Cuenca Mediterránea, no existiendo ninguno en el resto de regiones globales con clima mediterráneo. La mayoría se realizó en **España**, con un **59% del total de estudios sobre GEI en olivar** y un **61% de los estudios que incluyen manejo ecológico**. Entre España e Italia representan un 82% del total y un 78% de los estudios en ecológico. España (14), Italia (4) y Grecia (3) son los únicos países donde se han encontrado estudios sobre emisiones de GEI en olivar ecológico (Figura 2).

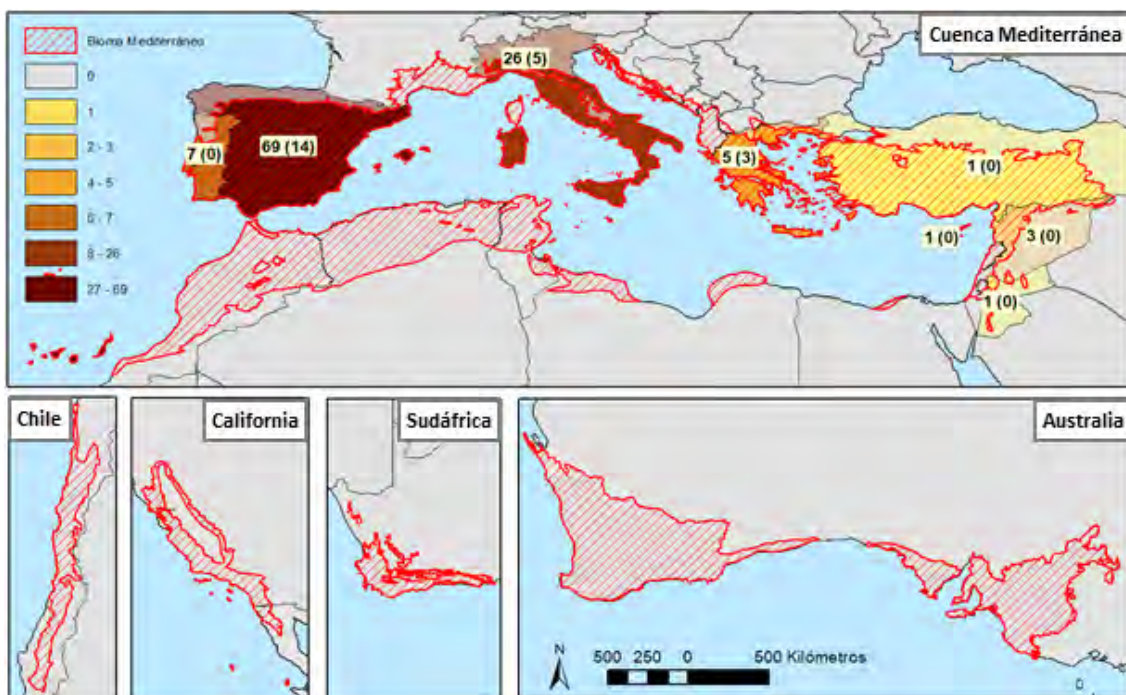


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En el caso de la distribución regional de los estudios realizados en España, observamos una **fuerte concentración en Andalucía**, donde también se ubica la mayor parte de la superficie de olivar (Figura 3). Sin embargo, este sesgo hacia Andalucía es más fuerte en el caso de la investigación sobre GEI que en la propia distribución del cultivo, ya que esta comunidad autónoma concentra un **83% de los estudios sobre GEI en olivar realizados en el país, y un 93% de los que incluyen manejo ecológico**. De hecho, en Andalucía se realizaron 12 estudios sobre manejo ecológico del olivar, frente a uno en Murcia y ninguno en el resto de comunidades.

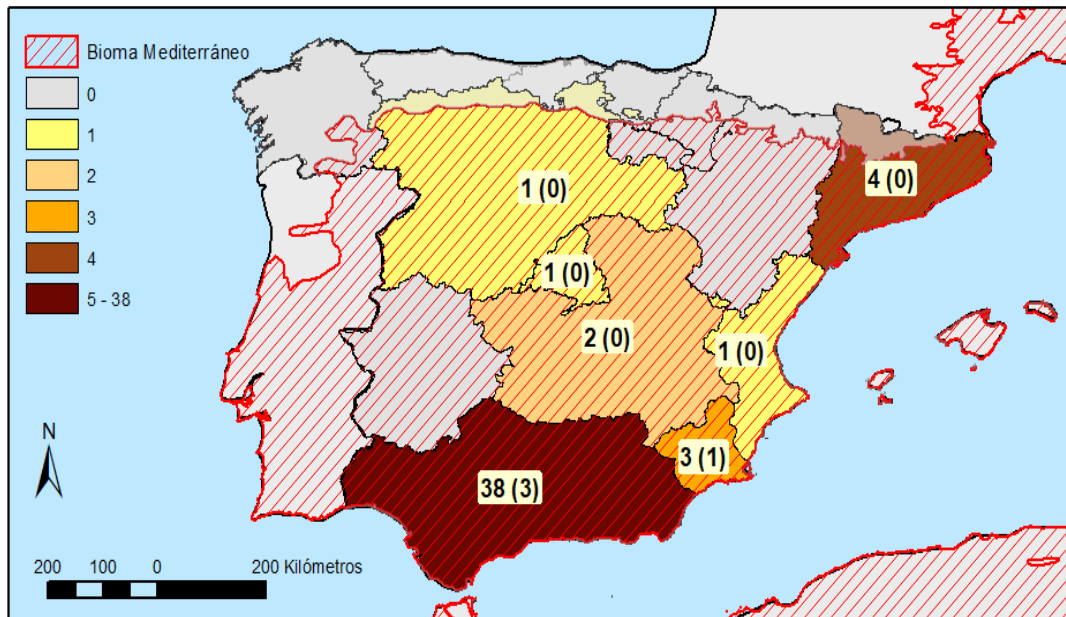


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es con diferencia el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI del olivar, con 103 estudios, 90 de los cuales incluyeron mediciones en campo (Figura 4). El número de estudios totales sobre N₂O es similar al de análisis de ciclo de vida, debido a que existen muy pocas mediciones de emisiones en campo de N₂O (2 estudios), pero este proceso sí que se calculó como parte de los análisis de ciclo de vida. Por último, la absorción o emisión de CH₄ en el suelo ha sido muy poco estudiada, pero la contribución de este proceso al balance total de emisiones es generalmente muy pequeña, por lo que esta ausencia de información no es especialmente preocupante.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

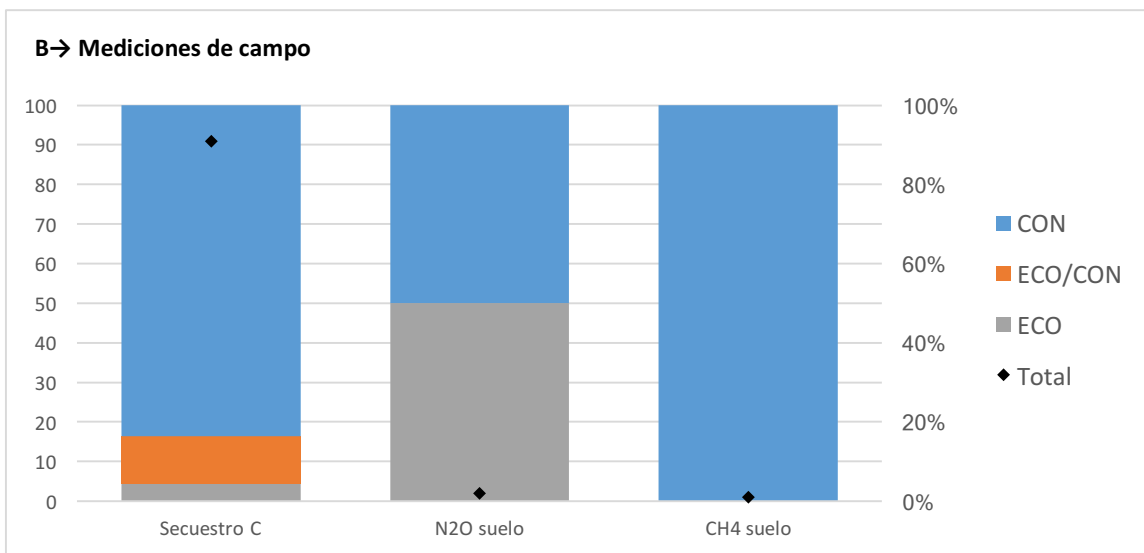
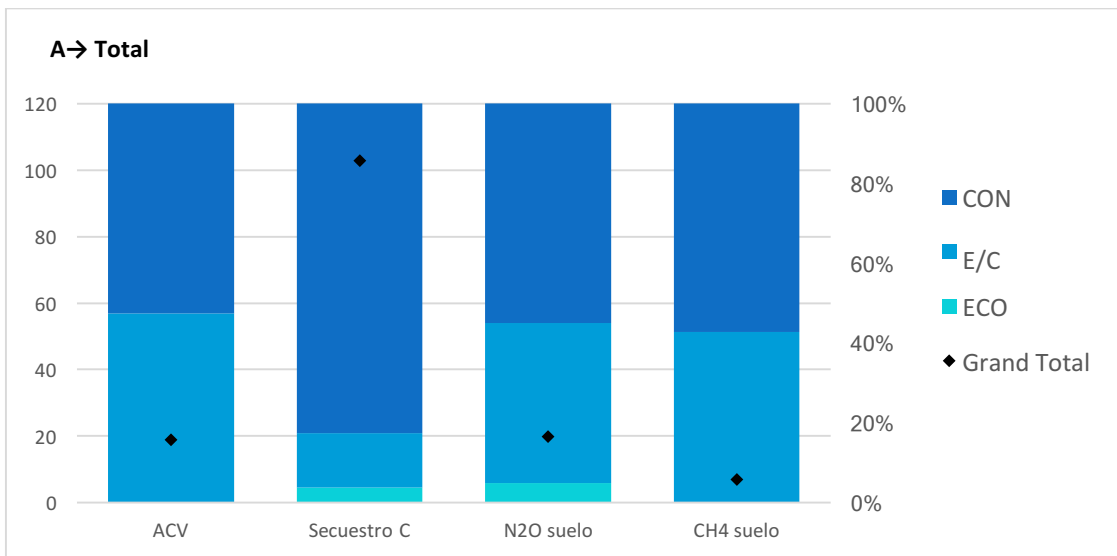


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

16.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra la **carencia de información sobre emisiones de N₂O en olivar** (Tabla 4) La mayoría de los estudios analizados estiman estas emisiones empleando el factor de emisión por defecto del IPCC (2006), el cual se ha mostrado como poco adecuado para su aplicación en ambientes mediterráneos, especialmente en secano (Capítulo 4). **El N₂O solo se ha medido en campo en 2 estudios, uno de ellos bajo manejo ecológico y otro en convencional.** Ambos estudios se han realizado en España, aunque ninguno de ellos en Andalucía, que es donde se concentra la mayor superficie de olivar. Además, se modelizó en un estudio y se incluyó en una revisión.

Tabla 4. . Número de artículos sobre emisiones de N₂O en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convención	Total
Medido	1	0	1	2
Modelizado	0	1	0	1
Revisión	0	1	0	1
Factor IPCC	0	7	7	14
Total	1	9	8	18

La mayor parte de los artículos revisados que incluyen estimaciones de N₂O en olivar se han realizado en Italia, debido a que es el país donde se concentran más análisis de ciclo de vida del aceite de oliva, y el N₂O está integrado dentro de los modelos (ver párrafo anterior). Además, existen estudios en España, Grecia y Chipre (Figura 5).

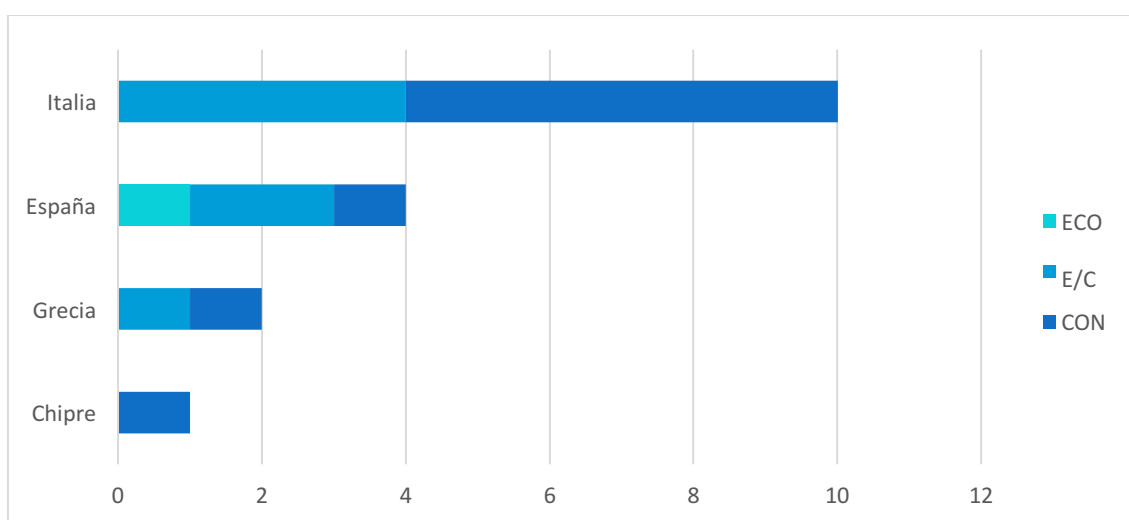


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en olivar bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Maris et al. (2015) estudiaron las emisiones de CO₂, N₂O y CH₄ en suelos de olivar superintensivo en Cataluña, encontrando un factor de emisión de N₂O muy bajo, de entre -0,03 y 0,14% del N aplicado, lo que está por debajo del promedio mediterráneo en secano (Cayuela et al., 2017). Sánchez-García et al. (2016) estudiaron el efecto de la aplicación de compost y biocarbón sobre las propiedades del suelo y las emisiones de N₂O en un olivar ecológico en Murcia. Estos autores encontraron unas emisiones muy bajas en este olivar regado por goteo (de 0,14-0,24 kg N₂O-N por hectárea y año), también por debajo del promedio mediterráneo, y una respuesta muy limitada de las emisiones a la aplicación de compost y biocarbón. Por tanto, este estudio confirma específicamente para un caso de olivar la tendencia general de que **el compost es una enmienda orgánica que contribuye a mitigar el cambio climático en ambientes mediterráneos, ya que fomenta el secuestro de carbono** (Capítulo 5) **con bajas emisiones de N₂O** (Capítulo 4), **y además reduce las emisiones de GEI de la gestión de residuos orgánicos** (Capítulo 8).

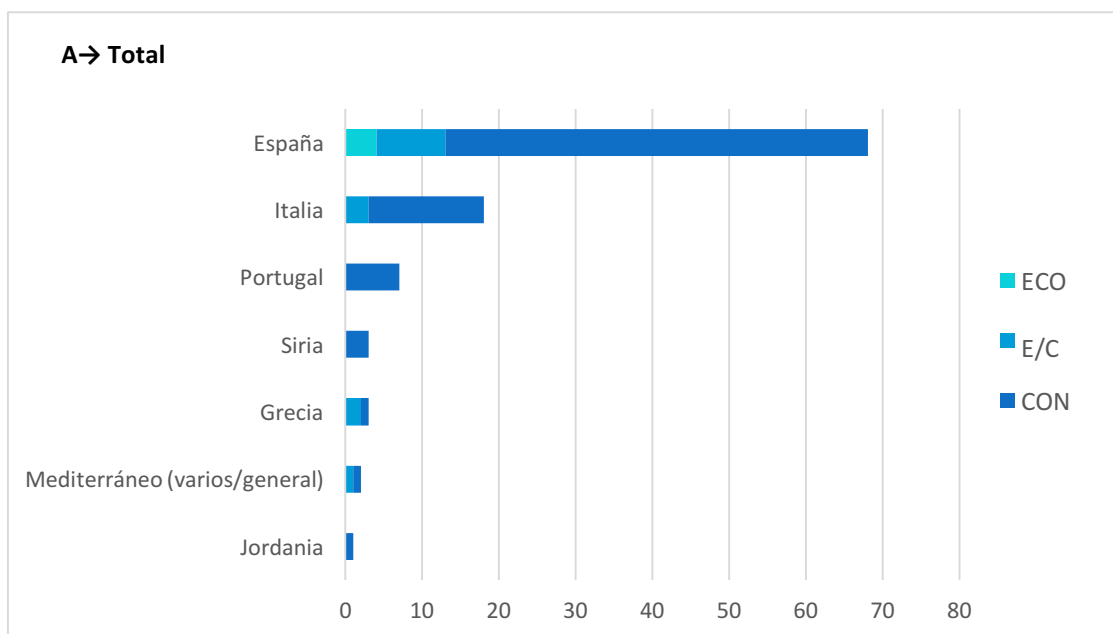
16.4. Secuestro de carbono del suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en olivares es relativamente elevado (Tabla 5), con más de 60 estudios en los que se comparan manejos durante al menos 3 años de manejo diferenciado (“Medido >3 años”). Entre ellos se incluyen 2 estudios sobre manejo ecológico y 9 en los que se compara el manejo ecológico frente al convencional. Además, existen otros estudios en los que se mide carbono en olivares, bien en forma de emisiones de CO₂, o bien mediciones puntuales o en estudios de corta duración (“Medido <3 años”), sumando en total 28 estudios. Por último, en 10 estudios se ha modelizado o estimado el carbono en suelos de olivares, y se ha considerado en 3 revisiones.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Modelizado		3	7	10
Revisión		1	1	2
Medido <3 años	2	2	24	28
Medido >3 años	2	9	52	63
Total	4	15	84	103

Tanto el total de estudios (Figura 6A) como las mediciones en campo (Figura 6B) de carbono en suelos de olivar han sido realizadas de forma mayoritaria en España, con más de 60 estudios, y que concentra también la mayor parte de los trabajos sobre manejo ecológico.



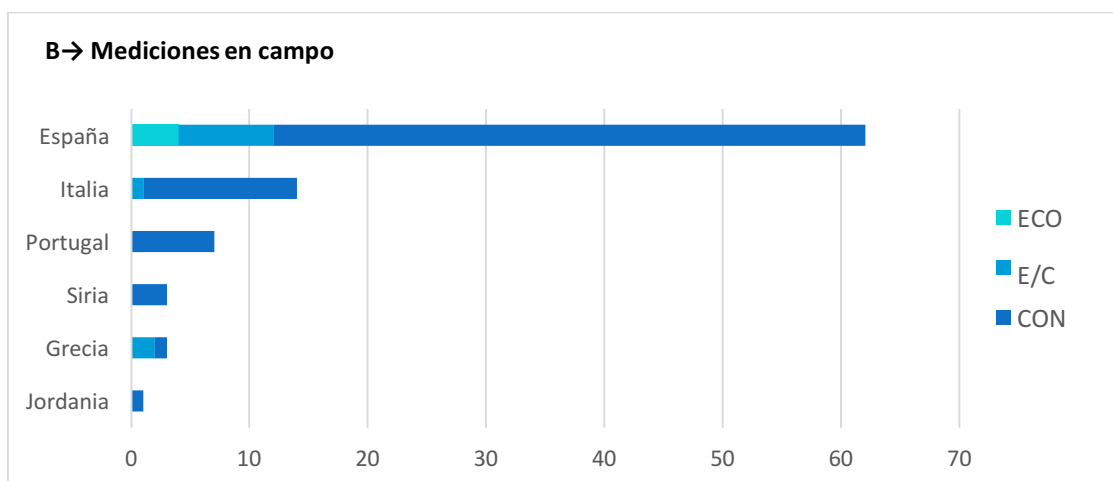


Figura 6. Número total de artículos que estudian carbono en el suelo en olivares bajo clima mediterráneo, según el país y el tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Si bien **no hay revisiones cuantitativas en las que se compare el secuestro de carbono en manejo ecológico con el del convencional**, sí que se han estudiado las prácticas habituales que suelen aplicarse en manejo ecológico, y que son menos frecuentes en convencional. En particular, en un reciente meta-análisis (Vicente-Vicente et al., 2016) se analizó la respuesta del carbono orgánico del suelo a distintas prácticas de manejo en todos los trabajos sobre olivar disponibles (Figura 7). Los autores encontraron que, si bien el efecto no fue estadísticamente significativo en el caso de las cubiertas vegetales y las prácticas de manejo combinadas, la tasa de secuestro promedio fue de más de una tonelada de carbono al año en las tres prácticas, superando las 5 toneladas en el caso de las enmiendas orgánicas. Esto equivaldría a un secuestro de carbono promedio de entre 4 y 20 toneladas de CO₂ equivalente por hectárea al año. En suma, los resultados de esta meta-análisis muestran, por un lado, el **elevado potencial de secuestro de carbono en suelos de olivar**, y por otro lado, **la alta dispersión de los datos analizados indica que hacen falta más estudios para dilucidar qué factores intervienen en la variabilidad** observada, y así poder diseñar prácticas de manejo específicas para cada situación agroclimática.

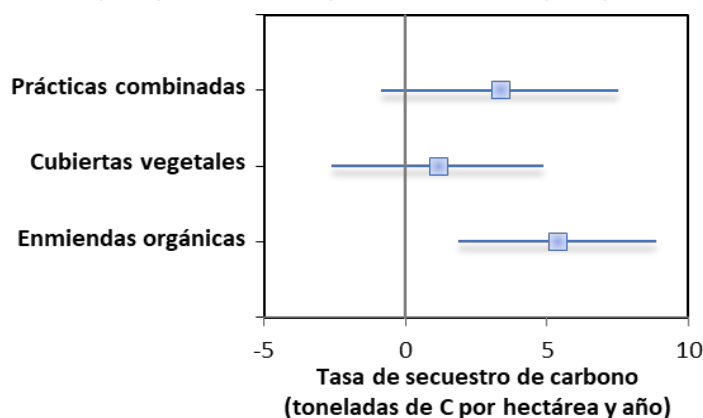


Figura 7. Tasa de secuestro de carbono en olivar, según la práctica de manejo: prácticas combinadas, cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas. Fuente: Vicente-Vicente et al., 2016.

Se han encontrado **9 estudios comparativos del secuestro de carbono bajo manejo ecológico y convencional, 5 de los cuales han sido realizados en España**. Lozano-García y Parras-Alcántara (2013) encontraron niveles de carbono en suelo más elevados en olivares con 20 años de manejo ecológico que en dehesas, en los que a su vez eran mayores que en olivares bajo manejo convencional. Estos resultados ponen de manifiesto la elevada capacidad de almacenamiento de carbono de los olivares ecológicos. Muchos otros estudios (Aranda et al. 2011, 2016, Benítez et al., 2006, García-Ruiz et al., 2009, Mohamad et al., 2016, Parras-Alcántara et al., 2015a, Parras-Alcántara y Lozano-García, 2014,) también encontraron mayores niveles de carbono en suelos de olivares ecológicos que en suelos vecinos bajo manejo convencional. La situación contraria, mayor nivel de carbono en convencional, solo fue observada en olivares de Grecia (Vavoulidou et al., 2009). Existe, por tanto, una **evidencia muy robusta respecto a una mayor acumulación de carbono en suelos de olivar ecológico, habiéndose observado esta tendencia en la gran mayoría de casos estudiados**.



Imagen 2. Olivar ecológico con cubierta vegetal en la provincia de Sevilla

16.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Casi todos los ACV sobre olivar revisados son estudios sobre aceite de oliva, que incluyen el cultivo del olivo como una parte del proceso de producción de aceite. Por lo tanto, habitualmente no existe una información detallada de la fase de cultivo.

La gran mayoría de análisis de ciclo de vida del olivar se han realizado en Italia, con 12 estudios en total y 4 incluyendo manejo ecológico. En Grecia y España se han realizado dos estudios en cada uno, y otro en Chipre (Figura 8).

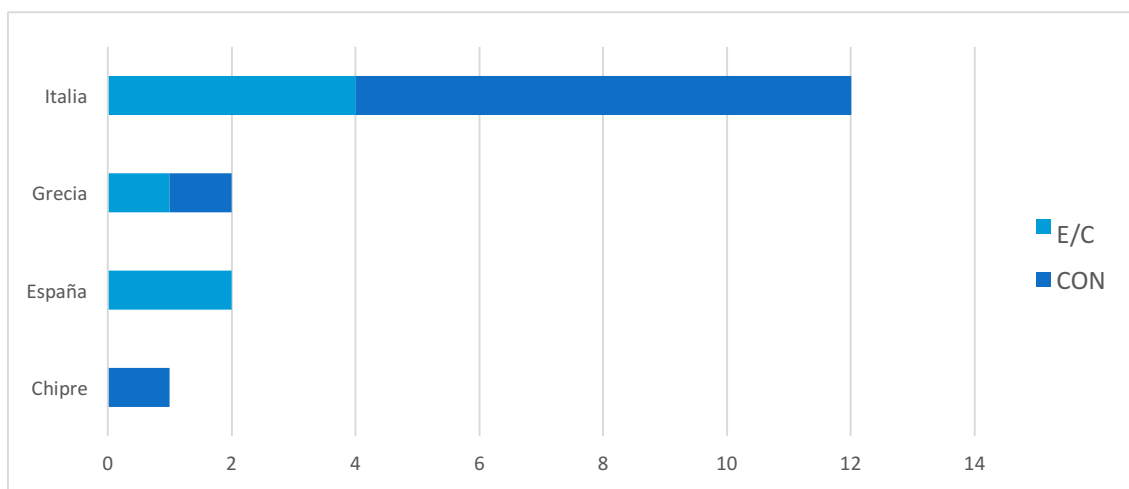


Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del olivar bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En olivares en Andalucía, Romero-Gómez et al. (2017) compararon un amplio espectro de tipos de manejo. **Las huellas de carbono más bajas se encontraron en olivares tradicionales de secano no mecanizados**, algo menores en los convencionales que en los ecológicos. En el caso de los olivares mecanizados, la menor huella se encontró en el integrado, intermedia en ecológico y la más alta en convencional. En el caso de los olivares de regadío, la menor huella se encontró en ecológico, intermedia en integrado, y mayor en convencional. Sin embargo, **las huellas más altas se estimaron para los olivares intensivos y superintensivos**. Es de señalar, por tanto, la correlación existente entre la huella de carbono y la intensidad del manejo en ese estudio, pese a que no se tuvo en cuenta el secuestro de carbono. Proietti et al. (2017) en olivares ecológicos y convencionales en Italia, encontraron **huellas de C más bajas en ecológico**, de entre 0,7 y 3,3 kg de CO₂eq por litro de aceite en convencional y entre 0,2 y 0,6 en ecológico. Sin embargo, estos autores **tampoco tuvieron en cuenta el secuestro de carbono en el suelo**, por lo que estas diferencias podrían incrementarse y llegar a valores negativos de huella de carbono, como los mostrados en la Figura 9.

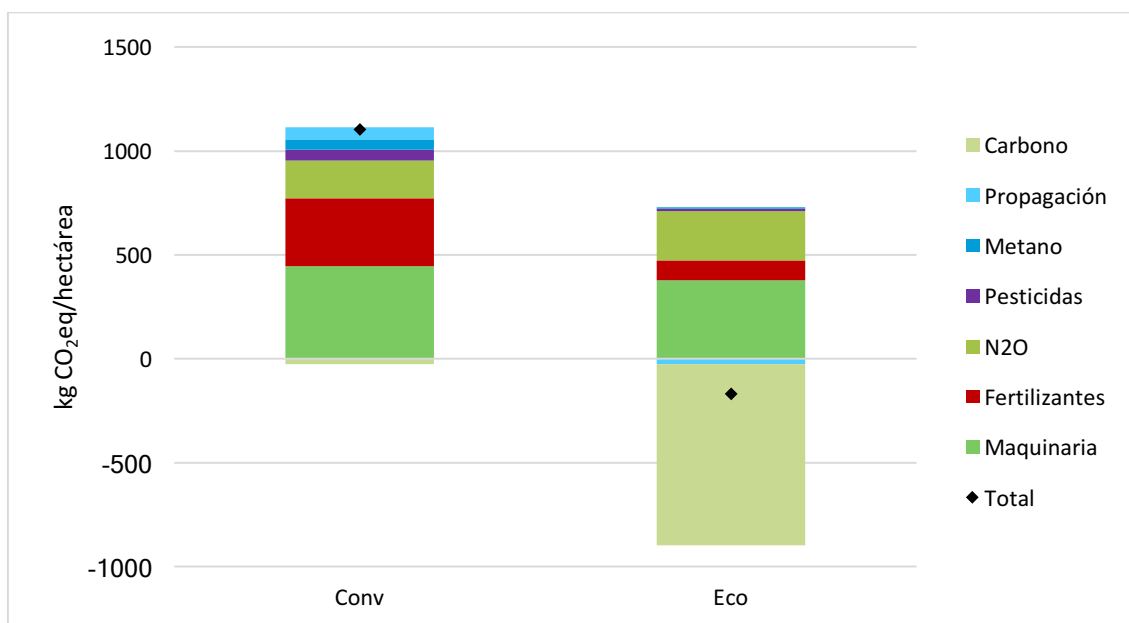


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en olivar, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)

El balance de emisiones de GEI en el olivar (Figura 9) está dominado generalmente por las emisiones de la maquinaria, principalmente las debidas al uso de combustible. En el caso de los olivares convencionales, la fabricación del fertilizante representa el segundo proceso en importancia del balance, siendo responsable de la diferencia observada entre el manejo ecológico y convencional. Otros procesos, como el N₂O, tienen un papel relativamente menor, debido al bajo factor de emisión en condiciones mediterráneas. Por último, **la magnitud del secuestro de carbono bajo manejo ecológico es similar a la de todo el resto de emisiones, llevando a un balance neutro en carbono en promedio** (Figura 9). Por otro lado, existe una **amplia variabilidad entre distintas fincas de olivar**, tanto bajo manejo convencional como ecológico. Existen fincas con un manejo muy extensivo, en las que no existen aportes de nutrientes y en las que las únicas emisiones se deben prácticamente a la maquinaria. En otros casos, la aplicación de fertilizantes es elevada, sobre todo en regadío. En ecológico, se observa que hay fincas en las que no se secuestra carbono, lo que indica que no se aplican las prácticas recomendadas de manejo. En otras fincas, sin embargo, se aplican todas o la mayoría de prácticas recomendadas, logrando tasas de secuestro de carbono varias veces superiores al resto de emisiones. La variabilidad observada indica que existe **un alto potencial para mejorar aún más el manejo ecológico simplemente haciendo un mayor uso de prácticas que ya se realizan en muchas fincas.**

Los resultados del estudio de modelización mostrados en la Figura 9 se ven corroborados por el único estudio encontrado en el que se incluyeron mediciones en campo de carbono en el suelo en un análisis de ciclo de vida comparativo del olivar ecológico y convencional, realizado en Italia (Mohamad et al., 2016). En él, se alcanzó un balance neto de emisiones negativo tanto en

ecológico como en convencional, pero sin embargo el secuestro en ecológico fue mucho mayor, 7 veces mayor que el resto de emisiones, frente a 3 veces en convencional.

La Figura 10 muestra el ahorro de emisiones que supone la producción agrícola del aceite de oliva ecológico frente a la del convencional (recuérdese que en este ejemplo no están incluidos los procesos industriales, pero se ha transformado la huella de carbono de la aceituna en su equivalente en aceite), pasando de **1,7 kg CO₂eq por litro de aceite convencional a -0,1 kg CO₂eq por litro ecológico**.

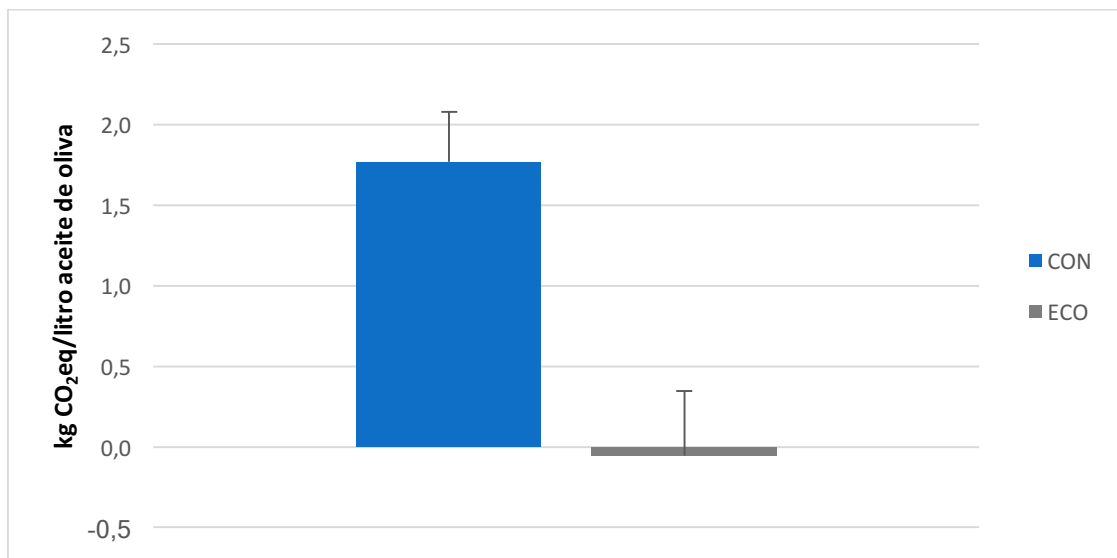


Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de aceite de oliva, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: elaborado a partir de datos en Aguilera et al., 2015b. (ECO: ecológico; CON: convencional)

Si usamos los valores de la Figura 10, **por cada litro de aceite de oliva ecológico se está ahorrando una cantidad de CO₂ equivalente a la emitida por el tubo de escape de un turismo que recorriese 15 kilómetros. A lo largo de un año, una consumidora ecológica² estaría ahorrando las emisiones equivalentes a las que emitiría una persona viajando 130 kilómetros en un coche con una persona, 237 kilómetros en autobús, o 1152 kilómetros en tren³.**

² Asumiendo un consumo de aceite de oliva por persona de 9 litros al año, con datos de: <http://www.mapama.gob.es/es/prensa/noticias/el-consumo-de-aceite-en-los-hogares-espa%C3%B1oles-se-sit%C3%BAa-en-una-media-de-128-litros-por-persona-y-a%C3%B1o-/tcm7-288722-16>

³ Calculado con datos de emisiones de CO₂ de: <https://www.eea.europa.eu/es/pressroom/infografia/emisiones-de-dioxido-de-carbono/view>



Imagen 3. Olivar adehesado con cubierta vegetal pastoreada en la provincia de Badajoz.

16.6. Conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una gran heterogeneidad distribución geográfica de los estudios sobre emisiones en olivar, con más de la mitad de los estudios a nivel global situados en Andalucía, y ninguno fuera de la Cuenca Mediterránea. Solo se han realizado estudios sobre olivar ecológico en España, Italia y Grecia. Existe, por tanto, la **necesidad de más investigación en otras situaciones geográficas**.

-Existe una **notable carencia de mediciones en campo de N₂O en olivar**, con solo 2 estudios, todos realizados en España y **ninguno en Andalucía, la principal región productora**. Esta falta de datos es común a todos los cultivos leñosos, lo que indica que debe realizarse un notable esfuerzo para incrementar la investigación en este ámbito.

-**El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en olivar**. Los estudios indican que existe una alta respuesta del carbono del suelo a los cambios de manejo en el olivar, con tasas de secuestro muy elevadas relacionadas con la implantación de cubiertas vegetales, enmiendas orgánicas y la combinación de ambas.

-Pese a la relativa abundancia de análisis de ciclo de vida sobre olivar y sobre aceite de oliva, **existen muy pocos estudios que integren el secuestro de carbono en los balances completos de emisiones**. Estos estudios muestran que el secuestro de carbono es el proceso dominante en el balance de emisiones del olivar, lo que indica que su omisión resulta en un **importante sesgo metodológico en los resultados obtenidos, perjudicando generalmente al manejo ecológico**.

Principales resultados

-**El olivar ecológico contribuye a mitigar la emisión de GEI principalmente a través del secuestro de carbono en el suelo**, que puede tener una magnitud similar, en términos de CO₂ equivalente, a la del resto de emisiones. Esto significa que **puede ser un cultivo neutro en carbono**.

-**El elevado secuestro de carbono en ecológico se produce gracias a la aplicación de cubiertas vegetales, restos de poda y enmiendas orgánicas**. Las tres prácticas tienen un alto potencial de secuestro de C, y todas ellas se basan o pueden basarse en recursos de la propia finca, como el alperujo compostado aplicado como enmienda orgánica. Esto significa que estas prácticas no dependen de fuentes externas, que podrían estar limitadas a nivel local, así que pueden extenderse por todo el territorio.

-**Las huellas de carbono negativas en ecológico no siempre se producen, ya que hay casos en los que no se aplican prácticas de manejo como las cubiertas vegetales**. Existe, por tanto, un gran potencial para reducir aún más la huella de carbono del manejo ecológico si estas prácticas se expanden aún más.

17. VIÑEDO



17.1. Introducción

La vid es un **cultivo muy representativo de la cuenca y del clima mediterráneo**, si bien su distribución se extiende tanto al clima templado como a climas subtropicales. El principal producto derivado de la vid, el vino, es también parte de la llamada “dieta mediterránea” y de sus cualidades saludables.

En 2015 se cultivaron en el mundo 7,1 millones de hectáreas de viñedo, produciendo 77 millones de toneladas de uva (FAO, 2018). En 2014 se produjeron 29 millones de toneladas de vino a nivel global. **España es país con mayor superficie de viñedo (13% del total mundial)**, seguido de China (11%), Francia (11%) e Italia (9%). Otros países con gran peso en la superficie global de viñedo (más del 5%) son Turquía (6%), Estados Unidos (6%), Argentina, Irán, Chile y Portugal (todos con el 3%). **El mayor productor de uva es China, con un 18% de la producción global**, seguido de Italia (10%), Francia (8%) y España (8%). En cuanto a la producción de vino, Italia es el mayor productor, con el 16% del total de vino producido, seguido de España (16%), Francia (15%), Estados Unidos (11%) y China (6%). En general, se puede decir que a nivel global gran parte de la superficie de viñedo se localiza en áreas de clima mediterráneo, estando a su vez este cultivo representado de forma significativa en las 5 regiones globales con clima mediterráneo.

En 2015 se cultivaron **0,94 millones de hectáreas de viñedo en plantaciones regulares en España**. La mayor parte de la producción de uva (95%) se destina a vinificación, mientras que el 5% restante se destina a uva de mesa, y apenas un 0,02% a pasificación (MAPAMA, 2017). La producción de vino está orientada en gran parte a la exportación, siendo la cantidad neta exportada en 2013 (1,7 millones de toneladas) similar a la consumida (1,8 millones de toneladas) (FAO, 2018). **Castilla-La Mancha** es la principal región productora dentro del país, representando un **47% de la superficie cultivada de viñedo y un 53% de la producción** de uva para vinificación (MAPAMA, 2017). El papel de Andalucía, pese a la tradición vitivinícola en algunas áreas, es relativamente menor dentro del conjunto del país, con un 3% de la superficie y de la producción, la mayor parte concentrada en las provincias de Cádiz, Córdoba y Málaga.



Imagen 1. Viñedo convencional en Cuenca, una de las provincias con más superficie de este cultivo.

La vid ecológica se cultivó en 2015 en 96.590 hectáreas, lo que representa el 10% de la superficie del viñedo español (Tabla 1). Castilla-La Mancha concentra un 55% de esta superficie, seguida a gran distancia por Cataluña (12%), Murcia (11%) y la Comunidad Valenciana (10%). Estas 4 comunidades autónomas suman el 89% de la superficie estatal de viñedo ecológico. Por otro lado, el mayor porcentaje de superficie en ecológico de viñedo respecto al total regional se encuentra en Murcia, con un 34%, seguida de Baleares (26%), Cataluña (21%) y Comunidad Valenciana (15%). Andalucía, con apenas el 3% de su viñedo bajo manejo ecológico, solo representa el 1% del viñedo ecológico en el país.

Tabla 1. Superficie de viñedo total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 1.000 hectáreas totales de viñedo. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017

	Total (miles ha)	Ecológico (miles ha)	Eco/Total (%)
Castilla-La Mancha	445	54,5	12,2
Cataluña	55	11,7	21,2
Murcia	30	10,1	33,7
Comunidad Valenciana	67	9,8	14,6
Castilla y León	75	2,9	3,9
Extremadura	77	2,1	2,7
Navarra	19	1,0	5,3
Aragón	36	0,9	2,5
Andalucía	30	0,9	3,0
La Rioja	47	0,8	1,7
Baleares	2	0,5	25
País Vasco	14	0,5	3,6
Madrid	11	0,4	3,6
Canarias	9	0,4	4,4
Galicia	25	0,1	0,0
España	942	96,6	10,3

El viñedo reúne una serie de características que le confieren un **gran potencial como herramienta de mitigación de emisiones de GEI**. Por un lado, es un **cultivo leñoso**, lo que significa que almacena carbono en su biomasa, además de producir **restos de poda**, que puede tener múltiples usos, incluyendo alimentación del ganado, usos energéticos, y aplicación al suelo. Por otro lado, como en el resto de cultivos leñosos, el espacio entre calles puede ser ocupado por **cubiertas vegetales**, que aportan carbono al suelo y lo protegen de la erosión, además de muchos otros beneficios ambientales. Por último, en el viñedo destaca la generación de **orujo** como subproducto de la producción de vino. Este orujo contiene la mayoría de los nutrientes minerales de la uva, que de esta manera pueden ser devueltos al suelo, junto con gran parte del carbono. En suma, estas características podrían contribuir a mitigar el cambio climático a través del secuestro de carbono, que también implicaría mejorar el potencial de adaptación (Capítulo 24). Sin embargo, **en la actualidad la mayor parte de este potencial de mitigación y adaptación está desaprovechado**, ya que el mantenimiento del suelo desnudo, total o parcialmente, suele ser la práctica más habitual de manejo del suelo, mientras que los restos de poda suelen quemarse y la aplicación al suelo de orujo es aún minoritaria.

17.2. Estudios sobre emisiones de GEI en viñedo

Se revisaron **79 artículos sobre viñedo**, de los cuales, 71 estaban centrados en las emisiones de GEI bajo clima mediterráneo. De ellos, **13 (18%) incluían algún tratamiento con manejo ecológico**: 12 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 1 estaba enfocado exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 5 estudios con manejo ecológico en los que no se midieron emisiones de GEI (Tablas 2 y 3).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre viñedos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	3	0	3
Mediterráneo	71	5	76
Total	74	5	79

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	58	0	58
Eco/Con	12	3	15
Ecológico	1	2	3
Total	71	5	76

Hasta el año 2006, apenas se habían publicado 4 estudios sobre emisiones de GEI en viñedo. A partir de 2007, el número anual de publicaciones se incrementó notablemente, hasta alcanzar más de 10 publicaciones anuales a partir de 2015. Mientras que el número de publicaciones sobre manejo convencional ha crecido de forma casi constante desde 2007, el crecimiento ha sido menor entre las que consideran el manejo ecológico, cuya tasa de publicaciones se sitúa entre 0 y 3 estudios anuales desde el primer estudio en 2005 (Figura 1).

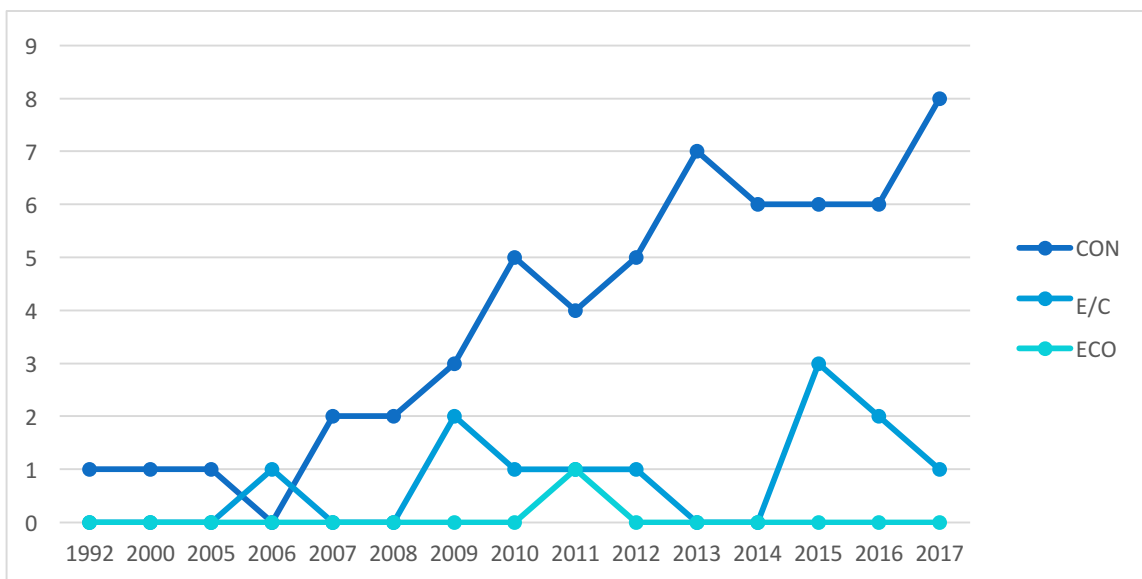


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre viñedos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)

La mayor parte de los estudios sobre GEI en viñedo revisados se realizó en la Cuenca Mediterránea, si bien existe una representación significativa de California en Estados Unidos (12), y también hay estudios en Sudáfrica (2) y Australia (1). España es el país donde se han realizado más estudios sobre GEI en viñedo (35% del total), si bien solo representa un 15% de los estudios que incluyen manejo ecológico, de los cuales hay más en Italia (23%). Además, hay estudios con manejo ecológico en Australia, Turquía, Francia, Grecia y EEUU (Figura 2).

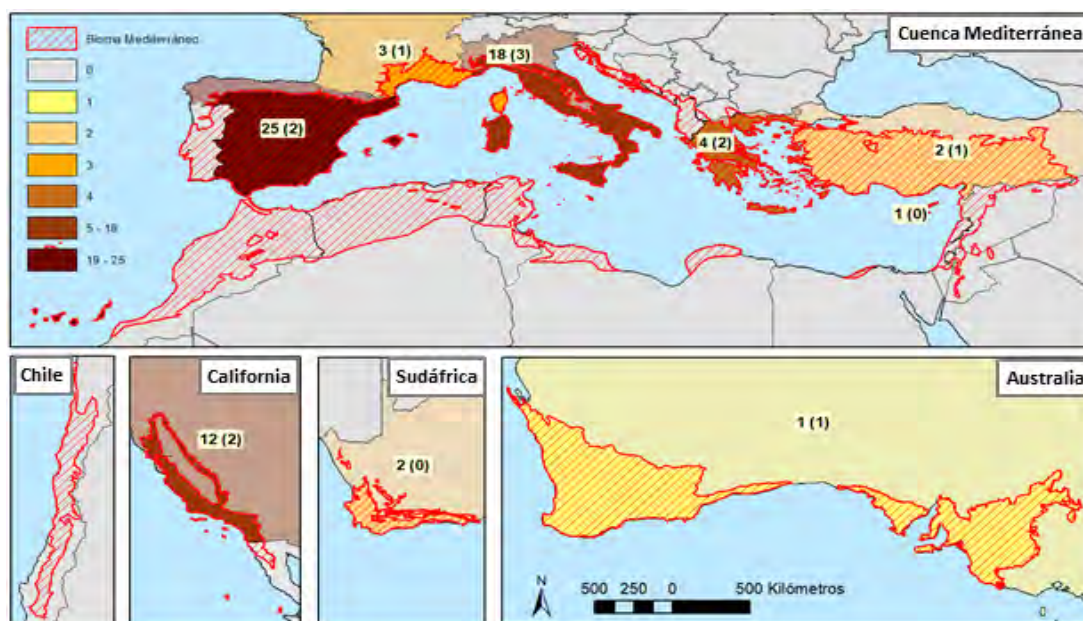


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En España, la comunidad con mayor número de estudios es La Rioja (28%), seguida de Cataluña (16%), y Madrid y Navarra (12% cada una) (Figura 3). Destaca la **ausencia de estudios en la principal región productora, tanto de viñedo total como de viñedo ecológico, que es Castilla-La Mancha**. También destaca el escaso número de estudios realizados sobre viñedo ecológico: solo uno realizado en La Rioja (Campos-Herrera et al., 2010), y otro en conjunto del país (Aguilera et al., 2015b).

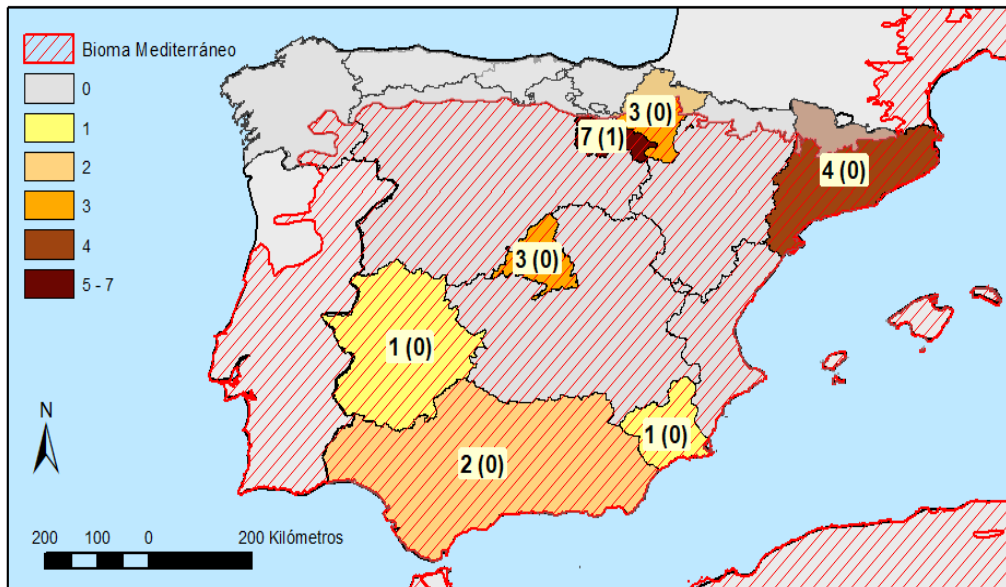


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es con diferencia el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI del viñedo (Figura 4A), con 51 estudios, 39 de los cuales incluyeron mediciones en campo. El número de estudios que incluyen óxido nítrico (27) es mayor que el de análisis de ciclo de vida (17), debido a que en todos los ACV se calculan emisiones de N₂O, a lo que se añaden los estudios con mediciones de emisiones en campo de N₂O (7 estudios) (Figura 4B). Destaca la **ausencia de mediciones en campo de N₂O en viñedo ecológico**. Por último, la absorción o emisión de metano en el suelo ha sido muy poco estudiada, si bien la contribución de este proceso al balance total de emisiones es generalmente pequeña.

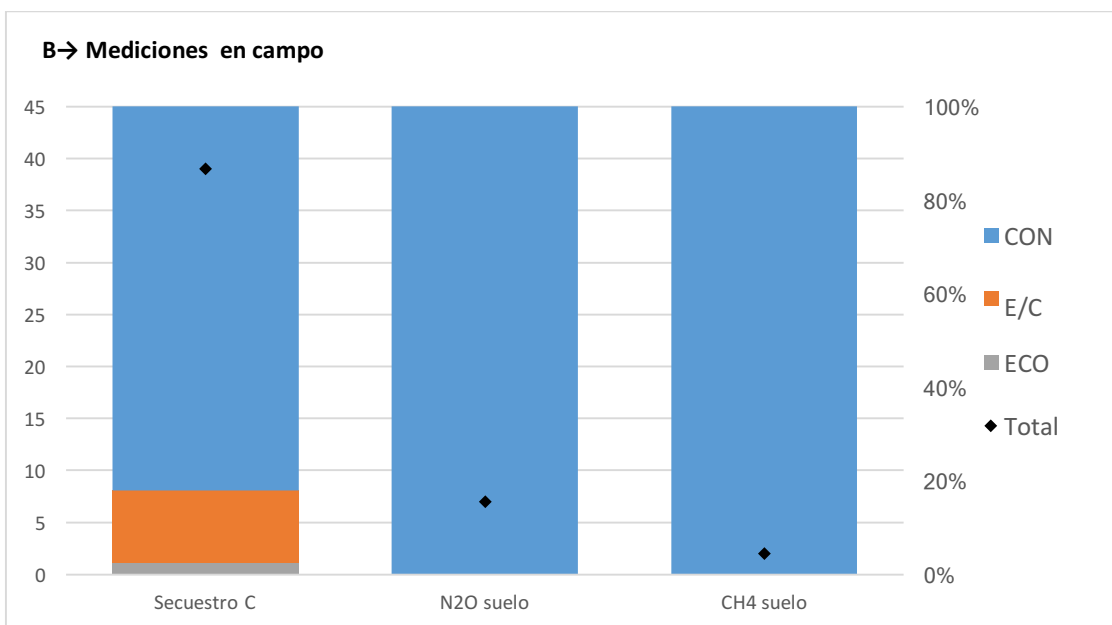
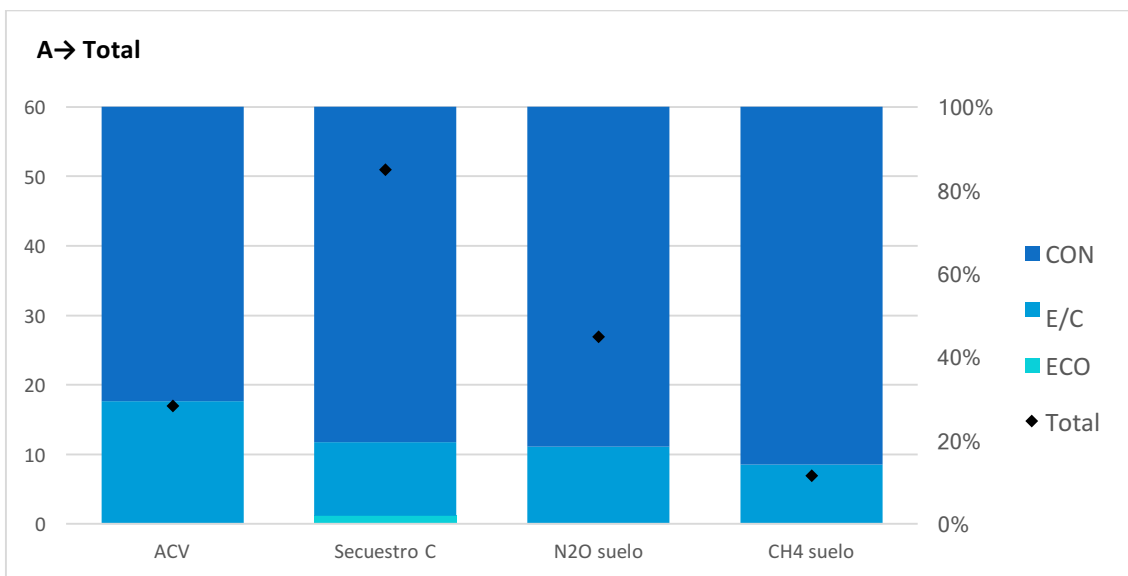


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

17.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra la limitada información existente sobre emisiones de N₂O en viñedo, particularmente bajo manejo ecológico (Tabla 4). La mayoría de los estudios analizados estiman estas emisiones empleando el factor de emisión por defecto del IPCC (2006), el cual se ha mostrado poco adecuado para su aplicación en ambientes mediterráneos, especialmente en seco (Capítulo 4). **El N₂O se ha medido en campo en 7 estudios, todos ellos en convencional.**

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	0	7	7
Modelizado	1	1	2
Revisión	1	2	3
Factor IPCC	3	12	15
Total	5	22	27

Italia es el país en el que existe un mayor número de artículos revisados que incluyan estimaciones de N₂O en viñedo (Figura 5), debido a que es donde se concentran más análisis de ciclo de vida del vino, y el N₂O está integrado dentro de los modelos. En cuanto a los 7 estudios que incluyen mediciones en campo, **la mayoría se han realizado en California**, en EEUU (5 estudios), y el resto en **España**, concretamente en Navarra (Calleja-Cervantes et al., 2015a, 2015b).

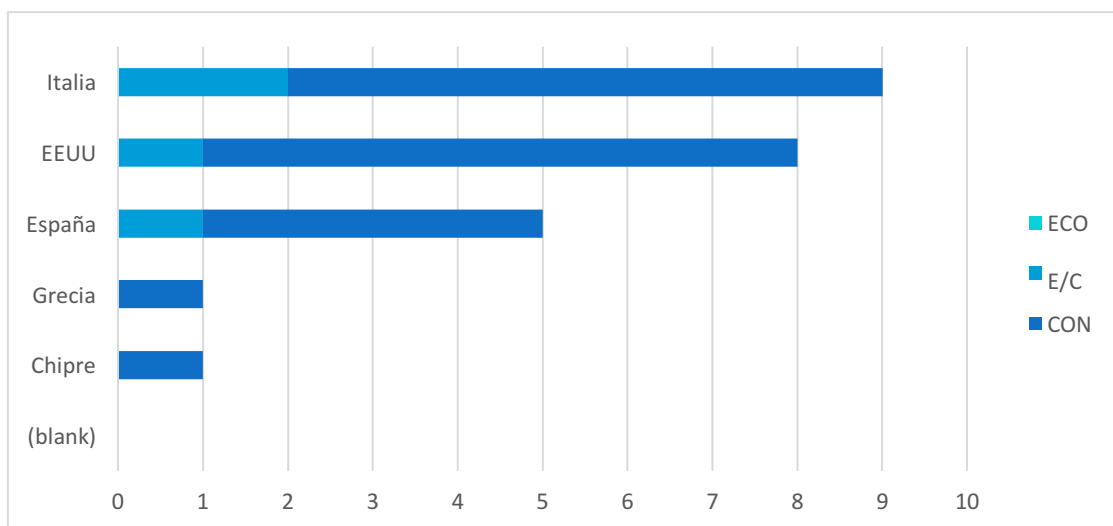


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en viñedos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Los trabajos con mediciones de N₂O realizados en California (Garland et al., 2011, 2014, Steenwerth y Belina, 2008b, 2010, Yu et al., 2017) están centrados en los efectos del laboreo y

el manejo de cubiertas vegetales. Estos estudios muestran una respuesta variable y en general pequeña de la emisión de N_2O a los cambios en estas prácticas de manejo, en un contexto de emisiones de N_2O muy bajas en general. Por otro lado, los estudios realizados en Navarra (Calleja-Cervantes et al., 2015a, 2015b) muestran una respuesta muy limitada de las emisiones de N_2O a los aportes de nitrógeno, ya sea en forma mineral o en varios tipos de aportes orgánicos. En general, **estos trabajos confirman la tendencia general del secano mediterráneo de niveles de emisión de N_2O relativamente bajos.**



Imagen 2. Viñedo ecológico con cubierta vegetal. Mallorca.

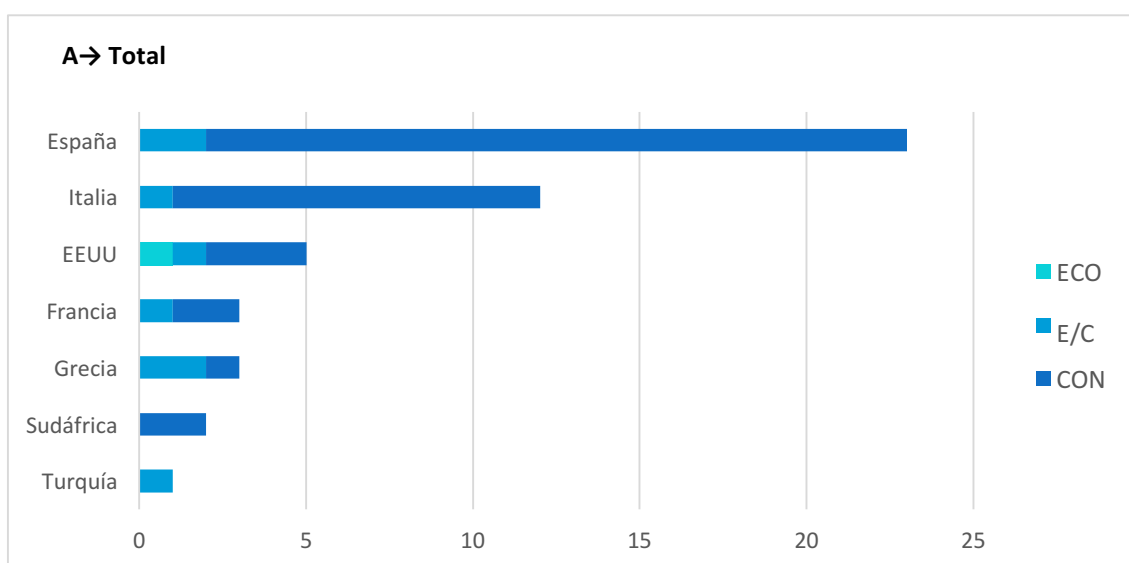
17.4. Secuestro de carbono del suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en viñedo es relativamente elevado (Tabla 5), con 30 estudios en los que se comparan manejos diferenciados durante al menos 3 años (categoría “Medido >3 años”). Entre ellos se incluye un estudio sobre manejo ecológico y 6 en los que se compara el manejo ecológico frente al convencional. Además, existen otros estudios en los que se mide carbono en viñedo, bien en forma de emisiones de CO₂, o bien de mediciones puntuales de COS, o en estudios de corta duración (categoría “Medido <3 años”), sumando en total 9 estudios. Por último, en 10 estudios se ha modelizado o estimado el carbono en suelos de viñedo, y se ha considerado en dos revisiones.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Modelizado	0	2	8	10
Revisión	0	1	1	2
Medido >3 años	1	6	23	30
Medido <3 años	0	0	9	9
Total	1	9	41	51

España es el primer país en número de estudios sobre carbono en suelos de viñedo, tanto en términos totales (Figura 6A) como de mediciones en campo (Figura 6B), con 23 estudios en total y 19 con mediciones en campo. Además, se han encontrado estudios con mediciones en campo en Italia, EEUU, Francia, Grecia, Sudáfrica y Turquía. Los estudios sobre manejo ecológico están muy repartidos entre los países anteriormente citados, con 1-2 estudios en cada país, con la excepción de Sudáfrica.



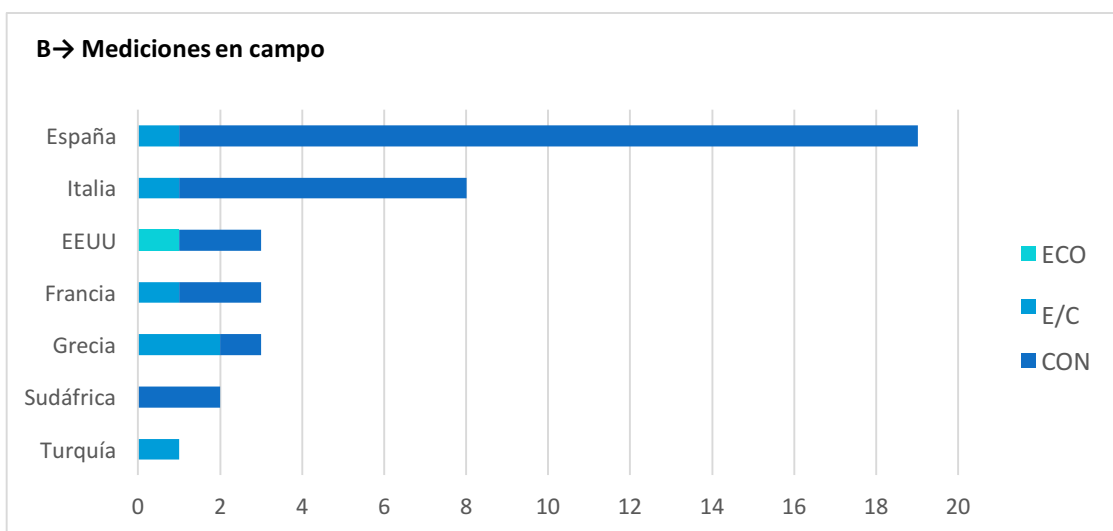


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en viñedos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Si bien no hay revisiones cuantitativas en las que se compare el secuestro de carbono en manejo ecológico con el del convencional en viñedo, sí que se han estudiado las prácticas habituales que suelen aplicarse en manejo ecológico, y que son menos frecuentes en convencional. En particular, en un reciente meta-análisis (Vicente-Vicente et al., 2016) se analizó la respuesta del carbono orgánico del suelo a distintas prácticas de manejo en todos los trabajos sobre viñedo bajo clima mediterráneo disponibles (Figura 7). Los autores encontraron **tasas de secuestro promedio de 0,8 toneladas de carbono al año para las cubiertas vegetales y de 0,7 para la aplicación de enmiendas orgánicas en viñedo**, con un efecto claramente significativo. Esto equivaldría a un secuestro de carbono promedio de alrededor de 3 toneladas de CO₂ equivalente por hectárea al año. En suma, los resultados de este meta-análisis muestran el elevado potencial de secuestro de carbono en suelos de viñedo, que ha sido constatado por un análisis estadístico robusto, posibilitado por la existencia de un número suficiente de estudios. Sin embargo, **algunas prácticas de manejo**, como la combinación de enmiendas con cubiertas o la aplicación de restos de poda, **han sido muy poco estudiadas**. Por ello, es necesaria más investigación en estos ámbitos para poder diseñar prácticas de manejo específicas para cada situación agroclimática.

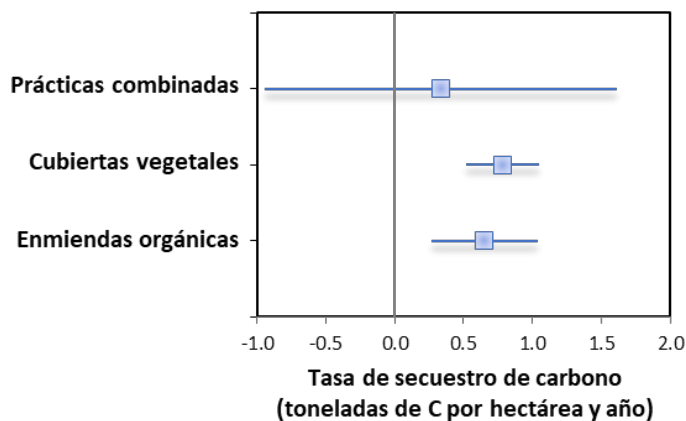


Figura 7. Tasa de secuestro de carbono en viñedo, según la práctica de manejo: prácticas combinadas, cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas. Fuente: Vicente-Vicente et al., 2016.

Se han encontrado **8 estudios comparativos del secuestro de carbono bajo manejo ecológico y convencional**. Dos de ellos, realizados en Grecia (Vavoulidou et al., 2006, 2009), incluyen 3 comparaciones entre viñedos ecológicos y convencionales, en dos de las cuales se encontraron mayores niveles de COS en ecológico que en convencional, y en la tercera un nivel similar. En otro estudio, Brunori et al. (2016) encontraron mayores niveles de COS en viñedos ecológicos que en convencionales en un área natural cerca de Roma, la misma tendencia observada en Grecia al comparar un viñedo convencional frente a 3 viñedos ecológicos (Okur et al., 2009), y en viñedos ecológicos y convencionales en La Rioja (Campos Herrera et al., 2010), si bien en este último caso sin diferencias significativas. En el sur de Francia, Coll et al. (2011) estudiaron 10 fincas de viñedo convencional y 14 de viñedo ecológico. Las de viñedo ecológico habían adoptado este tipo de manejo desde hacía 7, 11 y 17 años. Los menores niveles de COS observados correspondieron a las fincas bajo manejo convencional, mientras que en las fincas bajo manejo ecológico se encontró un progresivo incremento del COS desde las más recientes a las más antiguas, de modo que en las más recientes los niveles eran solo ligeramente superiores a los del convencional (sin diferencias significativas), mientras que en las más antiguas el COS se había incrementado un 30% respecto al convencional. Existe, por tanto, **una evidencia muy robusta respecto a una mayor acumulación de carbono en suelos de viñedo ecológico, habiéndose observado esta tendencia en la gran mayoría de casos estudiados**. Estos resultados ponen de manifiesto el papel de la viticultura ecológica en el secuestro de carbono en la agricultura mediterránea.



Imagen 3. Viñedo ecológico en la provincia de Granada. Se observan restos de la cubierta vegetal tras su incorporación al suelo.

17.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Casi todos los ACV sobre viñedos revisados son estudios sobre vino, que incluyen el cultivo de la vid como una parte del proceso. Por lo tanto, habitualmente no existe una información detallada de la fase de cultivo.

Gran parte de los análisis de ciclo de vida del viñedo se han realizado en Italia, con 8 estudios en total y 2 incluyendo manejo ecológico. En España se han realizado 3 estudios (uno de ellos incluyendo manejo ecológico), en EEUU 2 (uno en ecológico) y en Grecia y Chipre uno en cada uno. No se ha encontrado ningún ACV centrado exclusivamente en el viñedo ecológico (Figura 8).

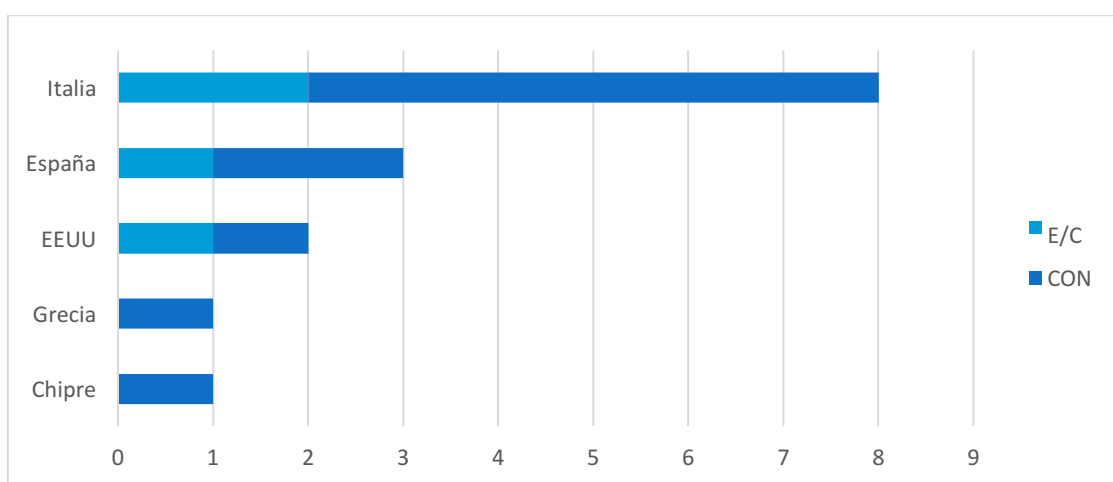


Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del viñal bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Falcone et al. (2016) encontraron una huella de C mayor en la producción de uva ecológica que en la convencional, si bien en un estudio anterior (Falcone et al., 2015) habían encontrado una huella similar en ambos manejos. Por otro lado, estos autores no integraron el secuestro de C en el suelo en el balance de emisiones de GEI, lo que genera un sesgo que perjudica al ecológico, que suele promover el secuestro de C. En efecto, Venkat (2012) y Aguilera et al. (2015b) integraron el secuestro de C en el balance de emisiones, encontrando que el secuestro de C redujo de forma significativa la huella de C del viñedo ecológico. Por otro lado, el uso de maquinaria es un factor muy importante en las emisiones, particularmente en ecológico, en el que puede llegar a determinar su desempeño respecto al convencional. Por ejemplo, en Ribeiro, una Denominación de Origen situada en una zona limítrofe con el clima mediterráneo, Villanueva-Rey et al. (2014), estudiaron viñedos biodinámicos (ecológicos) en los que el uso de combustible era muy reducido en comparación con el convencional, y fue responsable de unas emisiones menores en ecológico, algo que no ocurría en el estudio de Aguilera et al. (2015b), donde el consumo de combustible fue mayor bajo manejo ecológico.

El balance de emisiones de GEI en el viñedo (Figura 9) está dominado generalmente por las emisiones de la maquinaria (en promedio, un 64% de las emisiones en convencional, y un 79% en ecológico), principalmente las debidas al uso de combustible. La fertilización del viñedo es normalmente muy escasa, incluso bajo manejo convencional. Esto hace que el peso del fertilizante en la huella de C del manejo convencional no sea tan grande como en otros cultivos. Para la muestra estudiada, bajo manejo convencional, el fertilizante representó un 12% de la huella de C, frente al 10% de la implantación del cultivo, 7% de la quema de biomasa, y 4% del N₂O. La **contribución tan pequeña del N₂O** se produce también en ecológico (6%), y es debida a una combinación de aportes de N muy bajos con un bajo factor de emisión en condiciones de secano mediterráneas (Cayuela et al., 2017). Por último, la magnitud del secuestro de carbono bajo manejo ecológico contribuye a reducir el potencial de calentamiento global de este manejo en un 30% respecto al manejo convencional (Figura 9).

Por otro lado, en ese estudio, así como en el resto de la literatura, se encontró una **amplia variabilidad entre distintas fincas de viñedo, tanto bajo manejo convencional como ecológico**. Existen fincas con un manejo muy extensivo, en las que no existen aportes de nutrientes y en las que las únicas emisiones se deben prácticamente a la maquinaria. En otros casos, la aplicación de fertilizantes es elevada, sobre todo en regadío. En ecológico, se observa que hay fincas en las que no se secuestra carbono, lo que indica que no se aplican las prácticas recomendadas de manejo, mientras que en otras se logran tasas de secuestro de carbono similares o muy superiores al resto de emisiones, y por tanto un balance de GEI neutro en carbono.

Por tanto, los estudios revisados muestran que **el viñedo puede ser un cultivo neutro en carbono en condiciones mediterráneas y bajo manejo ecológico, pero que aún hace falta que se generalicen más las prácticas que promueven el secuestro de carbono en el suelo**, en particular las cubiertas vegetales y la incorporación de restos de poda. La relevancia de las prácticas de manejo en el secuestro de carbono del viñedo, y de este secuestro en la huella de carbono de la uva, también fue puesta de manifiesto por otro estudio en el que encontraron que el secuestro de carbono compensaba al resto de emisiones en muchas de las fincas analizadas (Bosco et al., 2013).

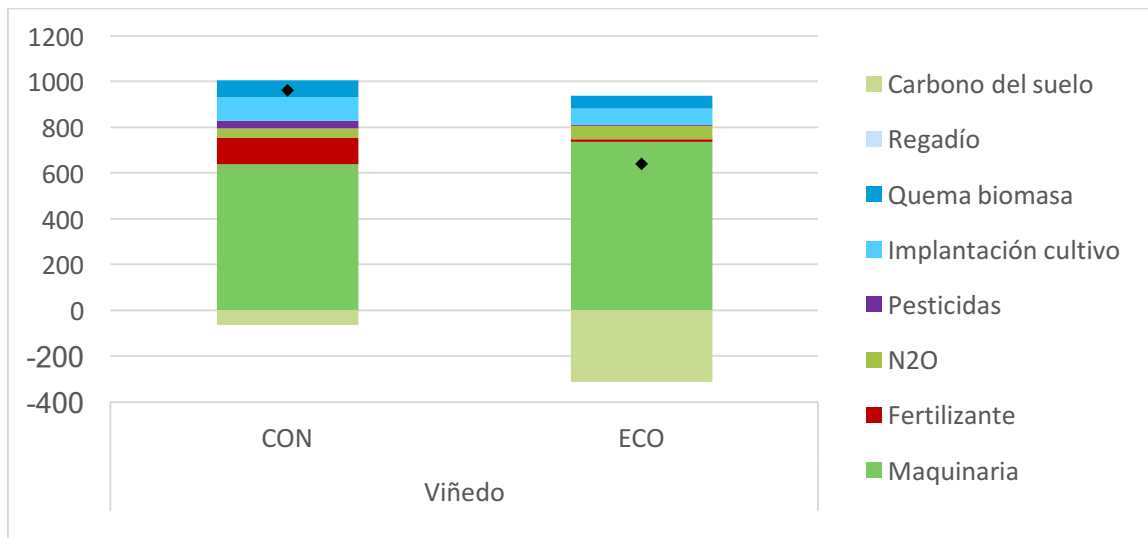


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en viñedo, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)

La Figura 10 muestra el **ahorro de emisiones que supone la producción agrícola de uva ecológica frente a las emisiones del manejo convencional**, pasando de 158 gramos de CO₂ por kilo de uva en convencional a 106 gramos de CO₂ por kilo en ecológico. Con un kg de uva se puede elaborar aproximadamente el equivalente a una botella de vino (75 cl). Como se discute arriba, en algunos casos se llegaría a huellas de carbono cercanas a 0 o incluso negativas, con lo que, si estas prácticas se extendiesen, los ahorros de emisiones se podrían al menos triplicar.

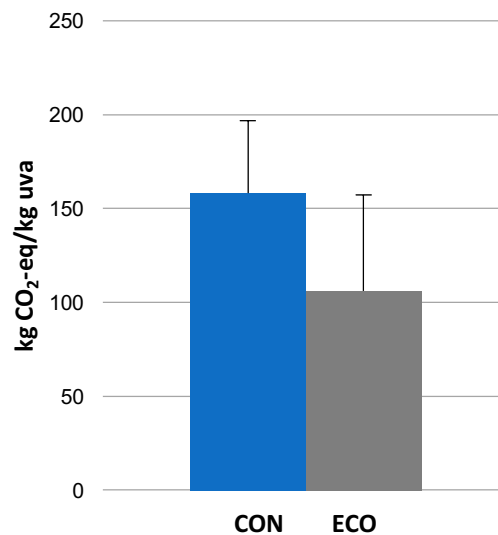


Figura 10. Huella de carbono de la producción de uva, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b (Conv: convencional; ECO: ecológico)



Imagen 4. Cultivo de parra para uva de mesa ecológica con cubierta vegetal en Almería

17.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una gran heterogeneidad en la distribución geográfica de los estudios sobre emisiones en viñedo, destacando la carencia de estudios en la comunidad autónoma con mayor producción de uva a nivel estatal, Castilla-La Mancha. **Solo se han encontrado 13 estudios sobre emisiones de GEI en viñedo ecológico mediterráneo a nivel global, y 2 en España.**

-Se ha encontrado un **número relativamente pequeño de mediciones en campo de N₂O en viñedo (7 estudios), y ninguna en viñedos ecológicos.** Esta falta de datos es común a todos los cultivos leñosos, lo que indica que debe realizarse un notable esfuerzo para incrementar la investigación en este ámbito.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en viñedo. Sin embargo, existe poca información sobre la incorporación de restos de poda.

-Pese a la relativa abundancia de análisis de ciclo de vida sobre viñedo y sobre vino, existen **muy pocos estudios que integren el secuestro de carbono en los balances completos de emisiones.** Su omisión resulta en un importante sesgo metodológico en los resultados obtenidos, perjudicando generalmente al manejo ecológico.

Principales resultados

-**El viñedo ecológico contribuye a mitigar la emisión de GEI principalmente a través del secuestro de carbono** en el suelo, que puede llegar a tener una magnitud similar, en términos de CO₂ equivalente, a la del resto de emisiones. Como promedio en el ejemplo estudiado, la huella de C de la uva ecológica fue un 33% menor que la de la convencional.

-Los estudios indican que existe una **alta respuesta del carbono del suelo a los cambios de manejo en el viñedo.** El secuestro de carbono en ecológico se produce gracias a la aplicación de cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas. Además, los restos de poda se podrían incorporar al suelo. Las tres prácticas tienen un alto potencial de secuestro de C, y se basan o pueden basarse en recursos de la propia finca, como el orujo compostado aplicado como enmienda orgánica. Esto significa que estas prácticas no dependen de fuentes externas, que podrían estar limitadas a nivel local, así que pueden extenderse por todo el territorio.

-Hay muchos casos en los que no se aplican prácticas de manejo como las cubiertas vegetales y la incorporación de restos de poda bajo manejo ecológico. Existe, por tanto, un **gran potencial para reducir la huella de carbono del manejo ecológico,** hasta alcanzar valores negativos, si estas prácticas se expanden.

18. FRUTALES DE FRUTO SECO



18.1. Introducción

Los frutales de fruto seco incluyen un grupo heterogéneo de cultivos leñosos de los que se cosechan semillas con bajo contenido en agua, generalmente ricas en grasas, proteínas y oligoelementos. Algunas de las especies más representativas son el almendro, avellano, nogal, castaño, pistachero o anacardo. La mayoría de ellos se cultivan ampliamente en clima mediterráneo.

En 2015 se cultivaron 549.000 hectáreas de almendro, 13.000 ha de avellano, 9.000 ha de nogal, 36.000 ha de castaño y 11.000 ha de pistacho en plantaciones regulares en España (Tabla 1). También se cultivaron 40.000 ha de algarrobo (MAPAMA, 2017). La producción de frutos secos está orientada en gran parte a la exportación, siendo la cantidad bruta exportada en 2013 (0,31 millones de toneladas) similar al consumo (0,30 millones de toneladas) y mayor que la cantidad producida (0,22 millones de toneladas) (FAO, 2018). Esto muestra que España en gran parte actúa como intermediario del comercio internacional de frutos secos. En conjunto, la cantidad importada es similar a la exportada, de manera que, en términos netos, el comercio exterior es pequeño (0,08 millones de toneladas importadas). **Andalucía es la mayor región productora de almendro dentro del país, representando un 29% de la superficie cultivada de almendro**, seguida de Castilla la Mancha y Región de Murcia (13% cada una) (MAGRAMA, 2017). En Andalucía, más de la mitad de la superficie de almendro se concentra en Granada (15% del total estatal).

Tabla 1. Superficie total y ecológica de frutales de fruto seco en España. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.

	Total (miles ha)	Ecológico (miles ha)	Eco/Total (%)
Almendras	549	98	17,8
Castañas	36	4	11,9
Nueces	9	0,679	7,6
Avellanas	13	0,269	2
TOTAL	617	114	18,5

Los frutos secos se cultivaron en ecológico en 2015 en 114.000 hectáreas en España, lo que representa el 18% de la superficie de frutos secos, uno de los mayores porcentajes de entre todos los grupos de cultivo. Andalucía concentra un 41% de esta superficie, seguida por Murcia (21%), Castilla-La Mancha (18%) y Comunidad Valenciana (6%). Estas 4 comunidades autónomas suman el 86% de la superficie estatal de frutos secos ecológicos.



Imagen 1. Almendros de regadío en la provincia de Sevilla

Los frutales de fruto seco son **cultivos leñosos**, lo que significa que almacenan **carbono en su biomasa**, además de producir restos de poda, que puede tener múltiples usos, incluyendo alimentación del ganado, usos energéticos, y aplicación al suelo. Por otro lado, el espacio entre calles puede ser ocupado por **cubiertas vegetales**, que aportan carbono al suelo y lo protegen de la erosión, además de muchos otros beneficios ambientales. Por último, en los frutales de fruto seco destaca la generación de **cáscara como subproducto**, que permite un aprovechamiento energético o su devolución al suelo, junto con gran parte del carbono. En suma, estas características podrían contribuir a mitigar el cambio climático principalmente a través del secuestro de carbono, que también implicaría mejorar el potencial de adaptación (capítulo 24). Sin embargo, **en la actualidad la mayor parte de este potencial de mitigación y adaptación está desaprovechado**, ya que el mantenimiento del suelo desnudo, total o parcialmente, suele ser la práctica más habitual de manejo del suelo, mientras que los restos de poda suelen quemarse.

18.2. Estudios sobre emisiones de GEI en frutos secos

Se revisaron **30 artículos sobre frutales de fruto seco**, en su mayoría localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 2). **Un 19% los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, de los cuales 2 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 3 estaban centrados exclusivamente en el manejo ecológico (Tabla 3). Además, se incluyeron 2 estudios con manejo ecológico en los que no se midieron emisiones de GEI.

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutos secos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	1	0	1
Mediterráneo	26	3	29
Total	27	3	30

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	21	1	22
Eco/Con	2	1	3
Ecológico	3	1	4
Total	26	3	29

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en frutos secos se publicó en 2008. En 2012 se publicó el primer estudio que incluyó algún manejo ecológico, y a partir de 2015 se publicaron los otros 4. En 2017 se disparó el número de publicaciones en convencional, con 7 artículos (Figura 1).

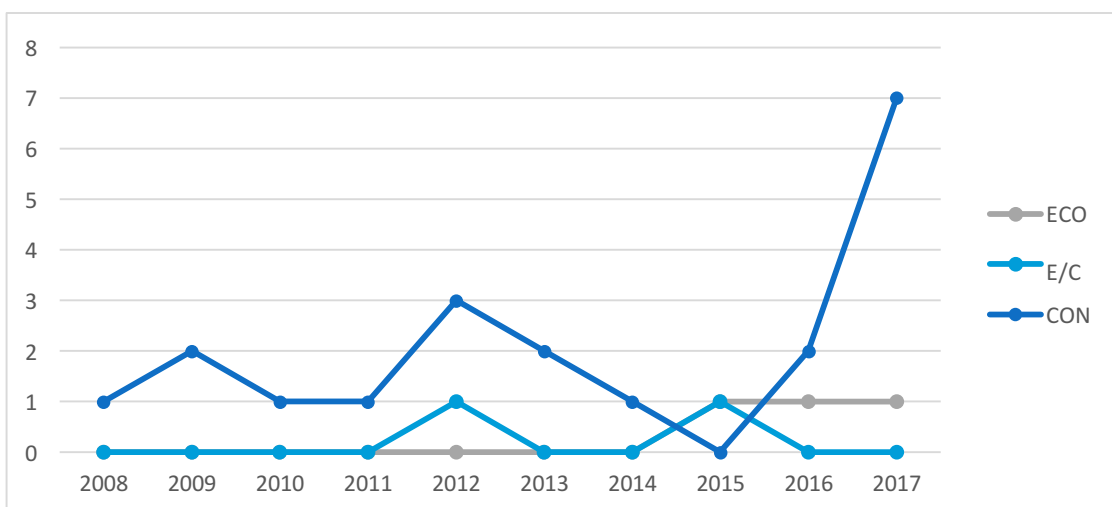


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de frutos secos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional; ECO: ecológico)

El máximo número de estudios se alcanza en España, con un 44% del total de estudios sobre GEI en frutos secos, y un 80% de los estudios que incluyen manejo ecológico (Figura 2). En EEUU se han realizado un 24% de los estudios sobre frutos secos, y el único estudio con manejo ecológico fuera de España. Además, hay estudios sobre GEI en frutos secos en Italia, Portugal, Grecia y Turquía.

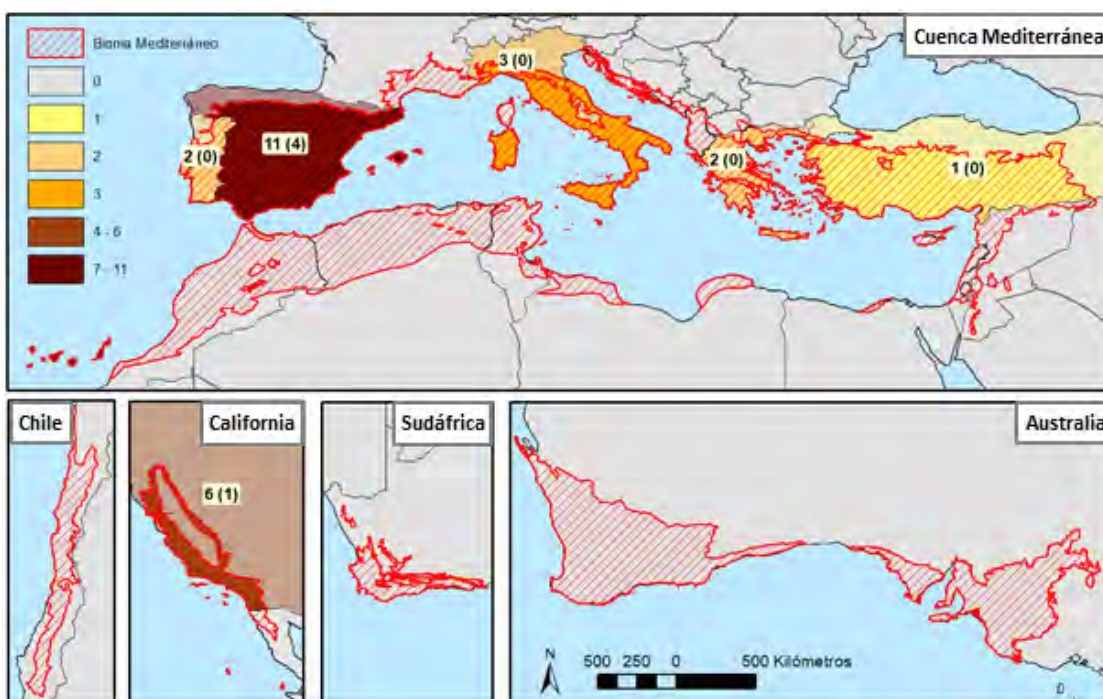


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En cuanto a la distribución de los estudios realizados en España (Figura 3), tanto en Andalucía como en Murcia se ha realizado el mismo número de estudios (4), mientras que en Extremadura solo ha sido uno. Pero es Murcia la única comunidad en la que se han realizado estudios que incluyan manejo ecológico, siempre en comparación con el convencional. Destaca la **ausencia de estudios sobre este manejo en la principal región productora de frutos secos en ecológico, Andalucía.**

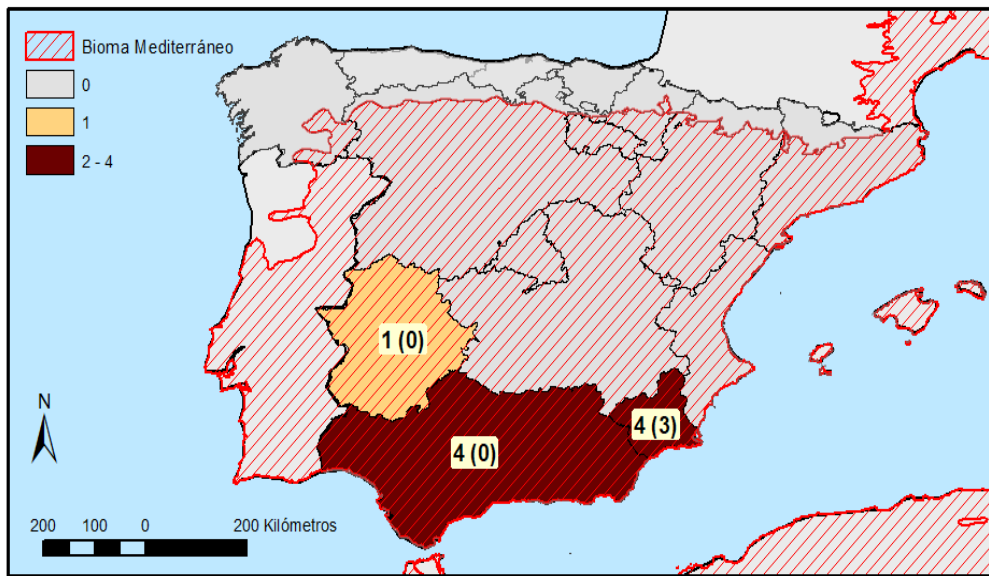


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El **secuestro de carbono**, con 18 artículos, es el **proceso más estudiado** en el balance de emisiones de GEI en frutales de fruto seco (Figura 4A); incluyéndose mediciones en campo en 13 de ellos (Figura 4B). El número de estudios que incluyen N₂O (9) es mayor que el de análisis de ciclo de vida (5), debido a que en todos los ACV se calculan emisiones de N₂O, a lo que se añaden los estudios con mediciones de emisiones en campo de N₂O (4 estudios). Destaca la **ausencia de mediciones en campo de N₂O en frutos secos en ecológico**. Por último, la absorción o emisión de metano en el suelo ha sido muy poco estudiada (2 estudios), si bien la contribución de este proceso al balance total de emisiones es generalmente pequeña.

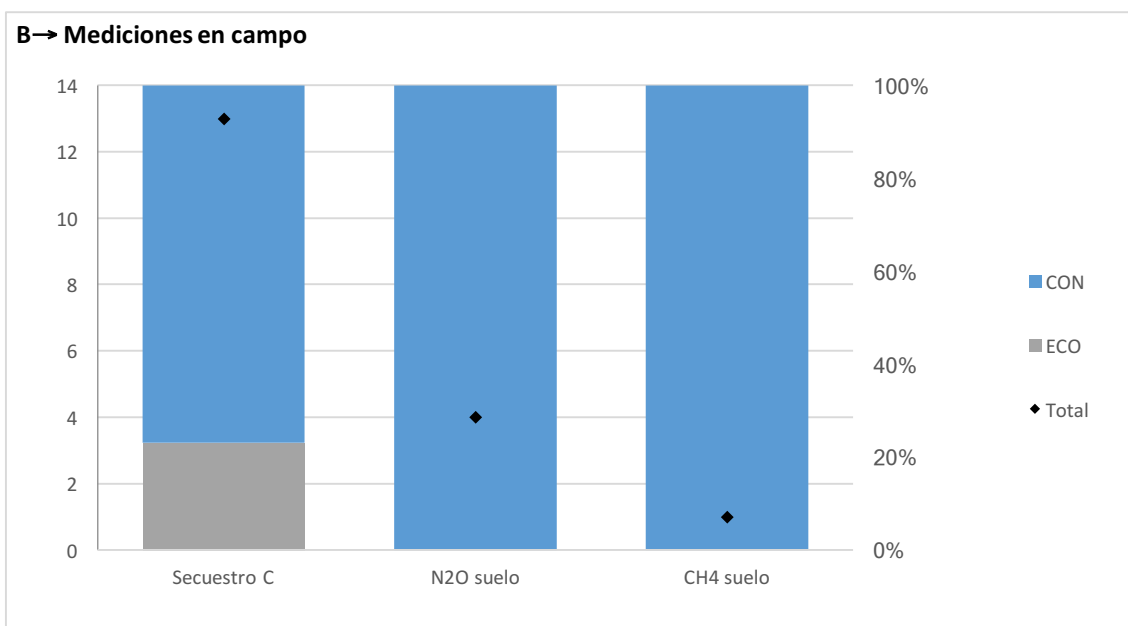
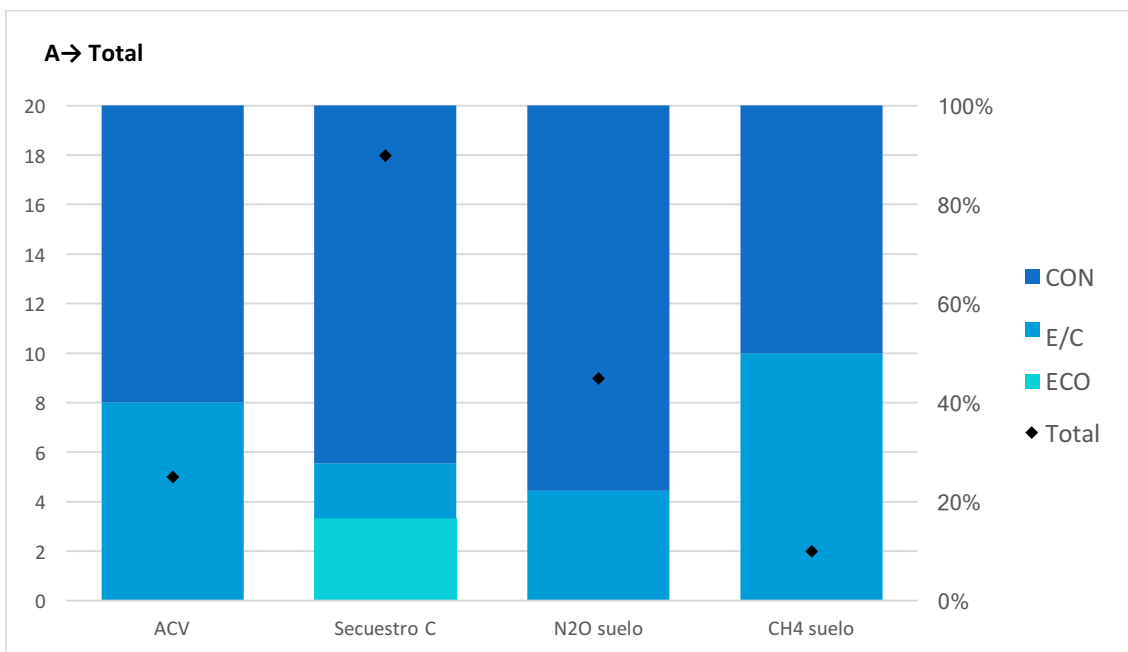


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

18.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra la **gran limitación de la información sobre emisiones de N₂O en frutos secos, particularmente bajo manejo ecológico** (Tabla 4). Solo se han encontrado 9 estudios que incluyan alguna estimación del N₂O en frutos secos, además de una revisión. Cuatro de estos estudios son ACV que, para el cálculo del N₂O, emplean el factor de emisión por defecto del IPCC (2006), el cual se ha mostrado poco adecuado para su aplicación en ambientes mediterráneos, especialmente en secano (ver Capítulo 4 de este informe). **El N₂O se ha medido en campo en solo 4 estudios, todos ellos en almendro y bajo manejo convencional.**

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Medido	0	4	4
Modelizado	1	0	1
Revisión	0	1	1
Factor IPCC	1	2	3
Total	2	7	9

EEUU es el país en el que existe un mayor número de artículos revisados que incluyan estimaciones de N₂O en frutos secos (Figura 5), y es también el país **donde se han realizado todas las mediciones en campo en este grupo de cultivos**, además de un ACV en el que se incluyen comparaciones del manejo ecológico con el convencional (Venkat, 2012). Además de estos estudios, hay un ACV (Aguilera et al., 2015b), realizado en España (Aguilera et al., 2015b) en el que se aplica un factor de emisión específico del clima mediterráneo en un ACV de frutos secos ecológicos y convencionales. También se ha estimado el N₂O en frutales de fruto seco en dos ACV realizados bajo manejo convencional en Portugal y Grecia: el primero sobre castaño (Rosa et al., 2017) y el segundo sobre pistacho (Bartzas y Komnitsas, 2017).

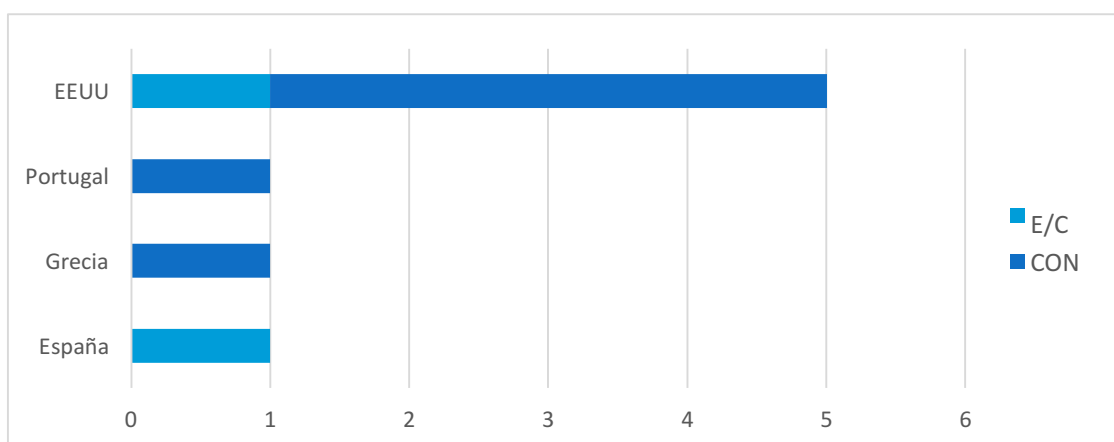


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Los trabajos con mediciones de N_2O están realizados en almendros irrigados con distintas técnicas, que incluyen goteo y aspersión. Por tanto, existe una **total ausencia de mediciones en campo de N_2O en almendros de secano**, que es la especie y el tipo de manejo con mayor superficie en España, dentro del grupo de los frutos secos. También destaca la ausencia de estudios en el resto de cultivos leñosos, muchos de los cuales tienen características muy distintas a las del almendro, como son los requerimientos hídricos (mucho mayores en nogal, castaño y avellano). Además, destaca la **ausencia de estudios fuera de California, así como bajo manejo ecológico**.

Los estudios con mediciones en campo de N_2O en frutos secos (Alsina et al., 2013, Decock et al., 2017, Schellenberg et al., 2012, Wolff et al., 2017) están realizados bajo el manejo intensivo habitual en California, con tasas de aplicación de fertilizante nitrogenado de hasta 300 kg N por hectárea y año. Alsina et al. (2013) encontraron menores emisiones de N_2O en almendros fertirrigados con microaspersión que con goteo, en ambos casos con niveles de emisión relativamente bajos. Decock et al. (2017) y Schellenberg et al. (2012) también encontraron niveles bajos de emisión, por debajo del factor del IPCC, en almendros fertirrigados, a pesar de los altos aportes de N. Sin embargo, Decock et al. (2017) llaman la atención sobre la heterogeneidad de las emisiones en los distintos espacios dentro de la parcela (entre calle, bajo árbol, en puntos de goteo...), y sobre el probable papel de las emisiones indirectas, debido al posible lixiviado de NO_3^- en suelos arenosos. **Ninguno de estos estudios analiza el efecto de las cubiertas vegetales, la aplicación de restos de poda o las enmiendas orgánicas sobre las emisiones de N_2O** .



Imagen 2. Almendros en la provincia de Granada.

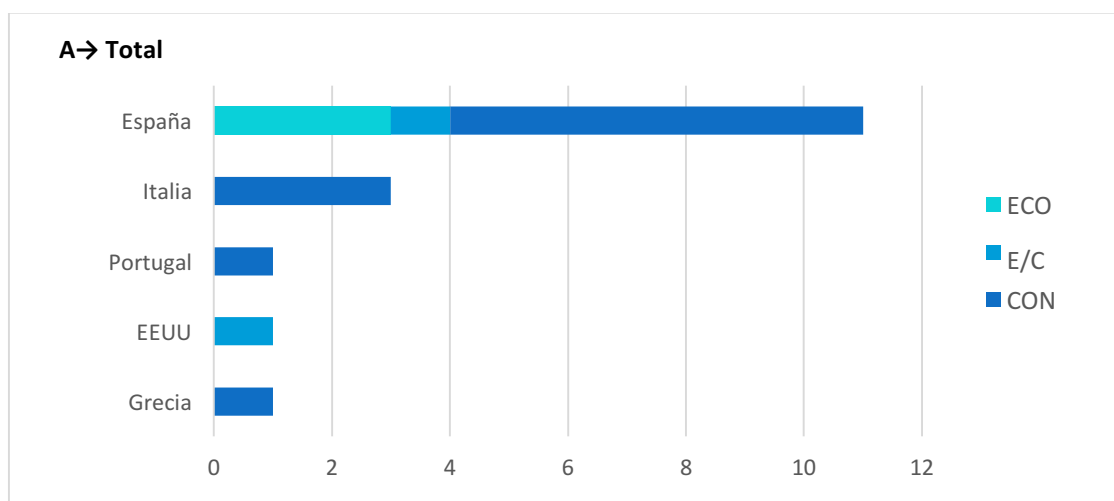
18.4. Secuestro de carbono del suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en frutos secos es bastante bajo (Tabla 5), con 11 estudios en los que se comparan manejos diferenciados durante al menos 3 años (“Medido >3 años”). Entre ellos se incluyen 3 estudios sobre manejo ecológico. Además, existen otros 2 estudios en los que se mide carbono en suelo, bien en forma de mediciones puntuales o en estudios de corta duración (Categoría “Mediciones <3 años”). Por último, en 4 estudios se ha modelizado o estimado el carbono en suelo, y se ha considerado en una revisión.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Modelizado	0	2	2	4
Revisión	0	0	1	1
Medido <3 años	0	0	2	2
Medido >3 años	3	0	8	11
Total	3	2	13	18

España es el país con mayor número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de frutos secos, tanto en términos totales (11 artículos) (Figura 6A) como de mediciones en campo (9 artículos) (Figura 6B). Los estudios sobre manejo ecológico también se concentran principalmente en España, con 5 estudios en total, 3 de ellos en campo. Además, hay estudios sobre carbono en frutos secos en Italia, Portugal, EEUU y Grecia, con mediciones en campo en Grecia y Portugal, y un estudio con manejo ecológico en EEUU.



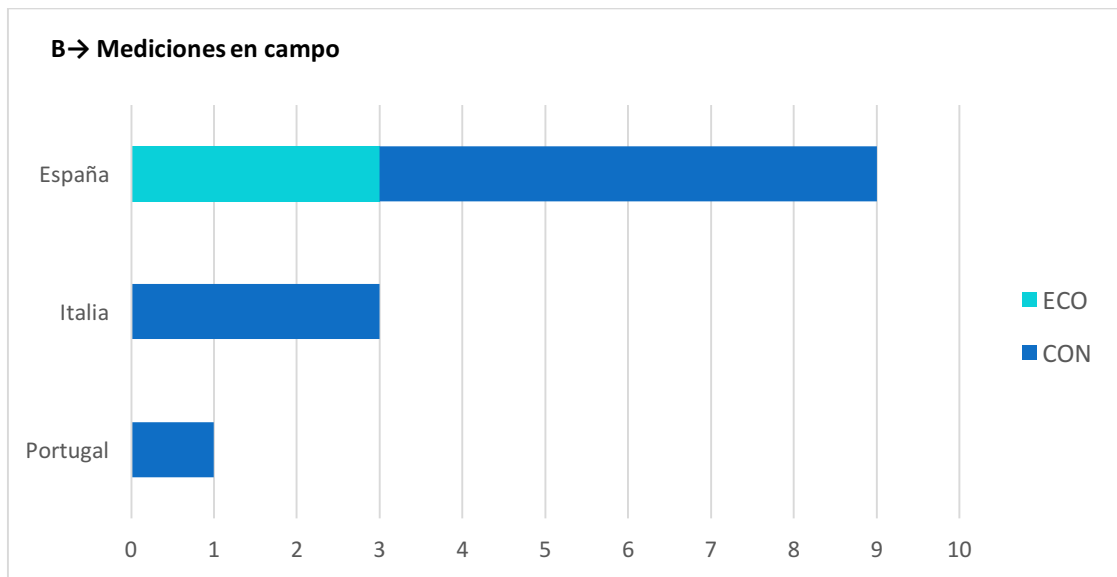


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

No se han encontrado revisiones cuantitativas en las que se compare el secuestro de carbono en manejo ecológico con el del convencional. Los únicos metaanálisis disponibles (Vicente-Vicente et al., 2016, y Aguilera et al., 2013b) incluyen a los frutos secos dentro de una categoría más general de “cultivos leñosos”, sin segregarlos en un grupo propio. Los resultados de estos trabajos se resumen en el Capítulo 5. Sin embargo, **existe la necesidad de más información específica sobre los cultivos de frutos secos, así como sobre algunas prácticas de manejo**, como la aplicación de restos de poda o los distintos tipos de manejo de las cubiertas vegetales (especies utilizadas, temporalidad de las labores de siega o incorporación al suelo, pastoreo), que han sido muy poco estudiadas. Por ello, es necesaria más investigación en estos ámbitos para poder diseñar prácticas de manejo específicas para cada situación agroclimática.



Imagen 3. Almendros con cultivos hortícolas intercalados en Mallorca

No se han encontrado estudios comparativos con mediciones en campo del secuestro de carbono bajo manejo ecológico y convencional, pero sí algunos en los que hay tratamientos que se asemejan al manejo ecológico (ausencia de fertilizantes sintéticos), si bien el uso de pesticidas no estaba especificado. En uno de ellos, realizado en Italia (Macci et al., 2012a), se encontraron mayores niveles de COS asociados a la fertilización orgánica que a la química en un cultivo de almendro. En otro estudio, Ramos et al. (2010) encontraron **una alta respuesta del COS a la implantación de cubiertas vegetales en almendro**, mientras que el efecto de las enmiendas orgánicas fue menor. Por otro lado, existen **3 artículos que estudian el carbono en suelo en manejo ecológico**, todos ellos realizados en la Región de Murcia. Almagro et al. (2017) encontraron que la reducción del laboreo en fincas ecológicas en Murcia incrementaba de manera significativa el nivel de carbono orgánico del suelo. En otro estudio, Almagro et al. (2016) hallaron que la **combinación de laboreo reducido y cubiertas vegetales se asoció al mayor rendimiento de almendra y a altos niveles de secuestro de C**, frente al laboreo intensivo, que redujo el COS, y al no laboreo (con siega), que redujo el rendimiento. Por último, García-Franco et al. (2015) encontraron que las cubiertas vegetales promovieron el secuestro de C, pero no lo hizo el no laboreo, en comparación con el laboreo reducido.

En suma, los estudios analizados muestran **indicios de que el manejo ecológico podría promover el secuestro de carbono en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo**, debido a que prácticas habituales en agricultura ecológica se han asociado a incrementos de los niveles de COS. Sin embargo, las distintas prácticas de manejo que pueden aplicarse en agricultura ecológica tienen efectos muy dispares sobre el contenido de COS. Por tanto, existe margen de mejora dentro de los cultivos ecológicos para implementar las prácticas de manejo más adecuadas desde un punto de vista agronómico y de mitigación de GEI. Por otro lado, **no existe ningún estudio con mediciones en campo de carbono en suelo en el que se comparen los manejos ecológico y convencional, ni tampoco datos sobre la implementación real de esas prácticas** en ecológico o en convencional en las distintas áreas geográficas.

18.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 5 estudios de ACV sobre frutales de fruto seco bajo clima mediterráneo, algunos de los cuales incluyen varios cultivos distintos. En conjunto, estos estudios incluyen almendro, nogal, pistacho, avellano y algarrobo. Dos de los 5 estudios encontrados se ha realizado en Grecia, mientras que en EEUU, Portugal y España se ha realizado uno en cada país (Figura 7). Hay 2 ACV que incluyen manejo ecológico, uno en EEUU (Venkat, 2012) y otro en España (Aguilera et al., 2015b).

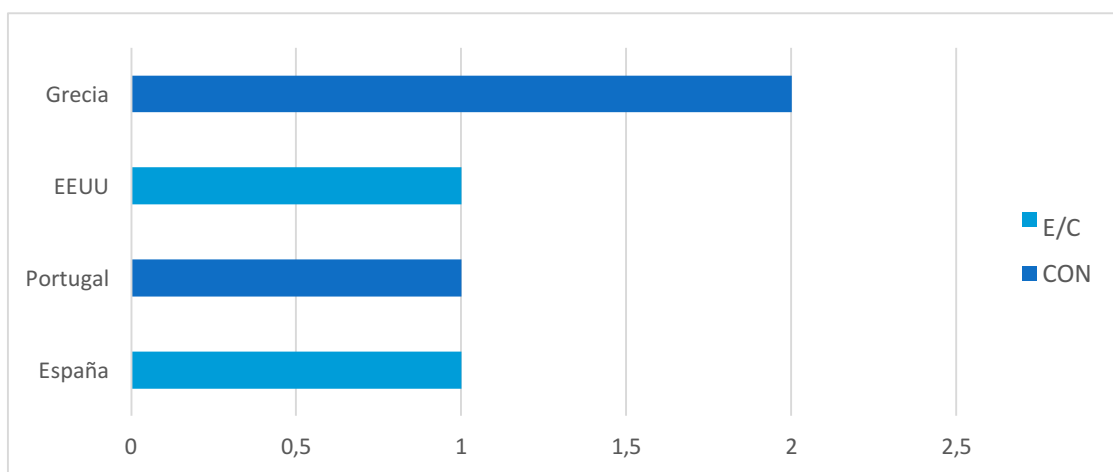


Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del fruto seco bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

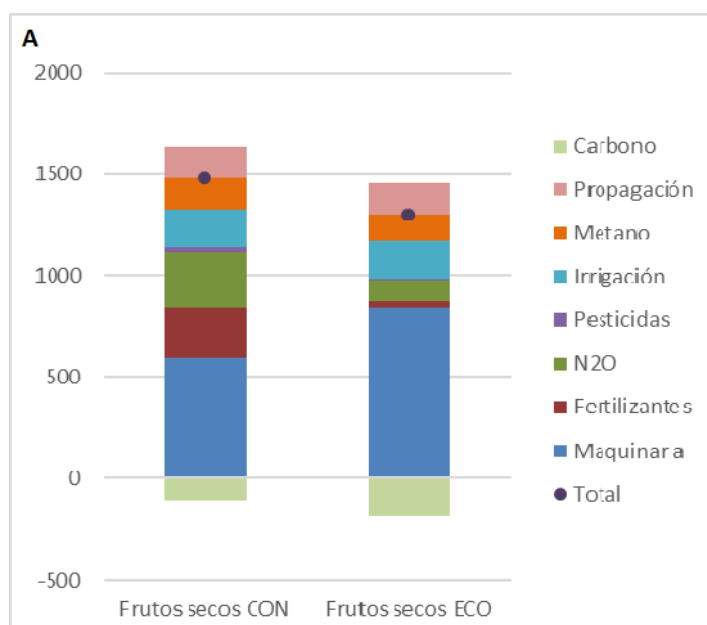
Venkat (2012) analizó en California la huella de C en un par de fincas de almendros y en otra de nogales, ecológicos y convencionales. En ambas comparaciones, la huella de carbono del manejo ecológico fue mayor, debido principalmente a los menores rendimientos. Esta diferencia en la huella de carbono se ve disminuida cuando se considera el secuestro de carbono, particularmente en el caso del almendro. Aguilera et al. (2015b) analizaron en España 3 pares cultivos de almendros, 2 de avellanos y uno de algarrobo. En conjunto, **no hallaron diferencias en la huella de carbono entre el manejo ecológico y el convencional**, a pesar de haber considerado el secuestro de carbono, debido a que en la mayoría de fincas ecológicas analizadas (y convencionales) no se aplicaban muchas de las prácticas asociadas al secuestro de carbono.

En el balance de emisiones de GEI en los frutos secos (Figura 8), el factor principal suele ser las **emisiones de la maquinaria** (en promedio, un 36% de las emisiones en convencional, y un 58% en ecológico), principalmente las debidas al uso de combustible. Sin embargo, ésta no tiene un papel tan preponderante como en otros cultivos leñosos como el viñedo. **En el caso del manejo convencional, la fertilización tiene un papel similar al de la maquinaria** (si sumamos la producción de fertilizante y la emisión de N₂O), y además el riego y el metano resultante de la quema de residuos en campo también tienen un papel importante. Por su parte, **el secuestro de carbono fue muy pequeño en los casos estudiados, excepto en el del algarrobo**, donde la presencia de cubierta vegetal, tanto en convencional como en ecológico, permitió compensar el

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

resto de emisiones, que por otro lado eran muy pequeñas. Por último, la magnitud del secuestro de carbono bajo manejo ecológico contribuye a reducir el potencial de calentamiento global de este manejo en un 30% respecto al manejo convencional (Figura 8A).

En la Figura 8B se pueden observar las diferencias entre el balance de emisiones del almendro (promedio de 3 casos en ecológico y 3 en convencional), el avellano (2 casos en cada tipo de manejo) y el algarrobo (un caso en cada tipo de manejo). **Las emisiones por hectárea son menores bajo manejo ecológico tanto en el almendro como en el avellano, pero no en el algarrobo. En este último, sin embargo, cabe destacar un balance de emisiones prácticamente neutro en ecológico**, mientras que resulta negativo en convencional, debido al menor uso de maquinaria y similar secuestro de C. En el caso del almendro y el avellano, el secuestro de C es prácticamente inexistente en todos los casos, y las diferencias entre manejos se deben principalmente a la ausencia de fertilización en ecológico.



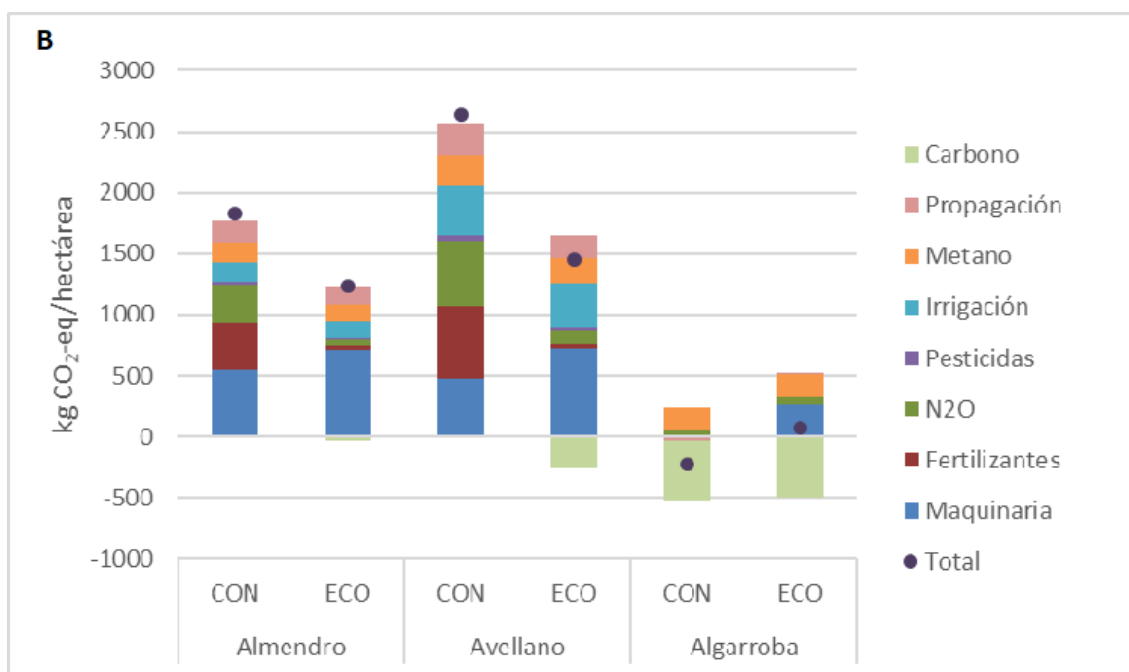


Figura 8. Balance de emisiones de GEI en frutos secos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas para cada caso (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)

Por tanto, los resultados señalan que en la muestra analizada no se estaban aplicando prácticas de secuestro de C en ecológico, lo que perjudicó su desempeño respecto al convencional. No sabemos si este hecho será generalizado entre las fincas ecológicas, aunque en muchos de los estudios revisados se incluyeron estas prácticas en los diseños experimentales (ver, por ejemplo, el apartado 4 sobre secuestro de carbono). Dadas las emisiones relativamente bajas en los casos estudiados, de 1-1,5 toneladas por hectárea en ecológico, es perfectamente **factible lograr tasas de secuestro de carbono que compensen completamente el resto de emisiones del cultivo ecológico en términos de potencial de calentamiento global.**

La Figura 9 muestra una huella de carbono muy similar en la almendra ecológica respecto a la convencional (un 10% inferior), mientras que en el caso de la avellana las diferencias son mayores (37%), y en el caso de la algarroba se da la situación inversa (mayor huella de C en ecológico), aunque en este último caso la huella de C fue prácticamente nula tanto en ecológico como en convencional. Frente a estos resultados, Venkat (2012) encontró en California huellas de C de la almendra de cultivo convencional y ecológico de 2,4 y 3,1 kg CO₂e/kg, respectivamente, lo que refleja la mayor intensificación del almendro en California.

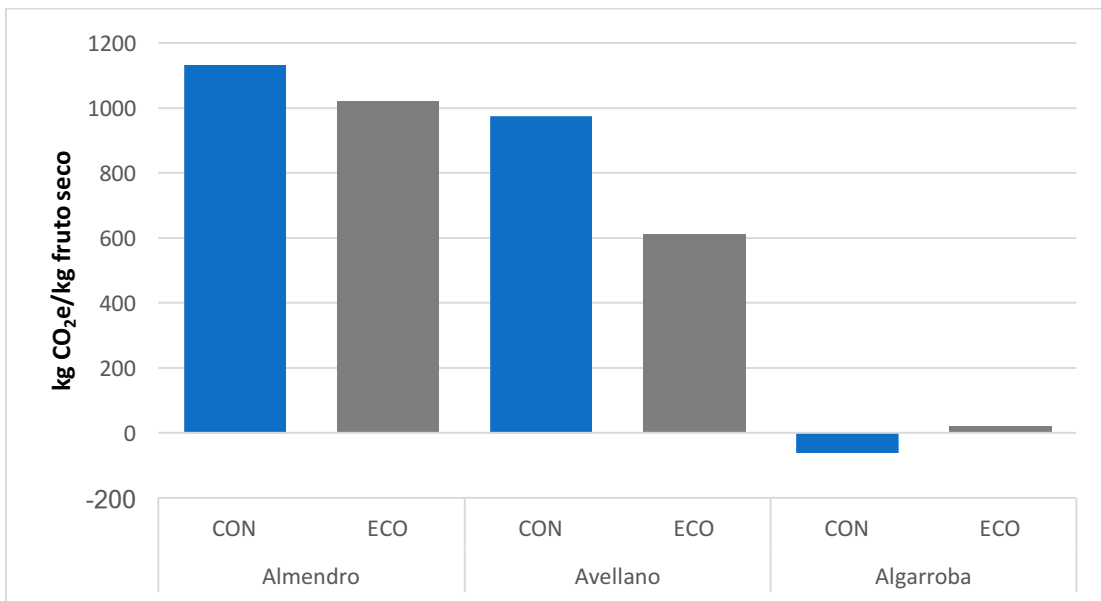


Figura 9. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de frutos secos, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)

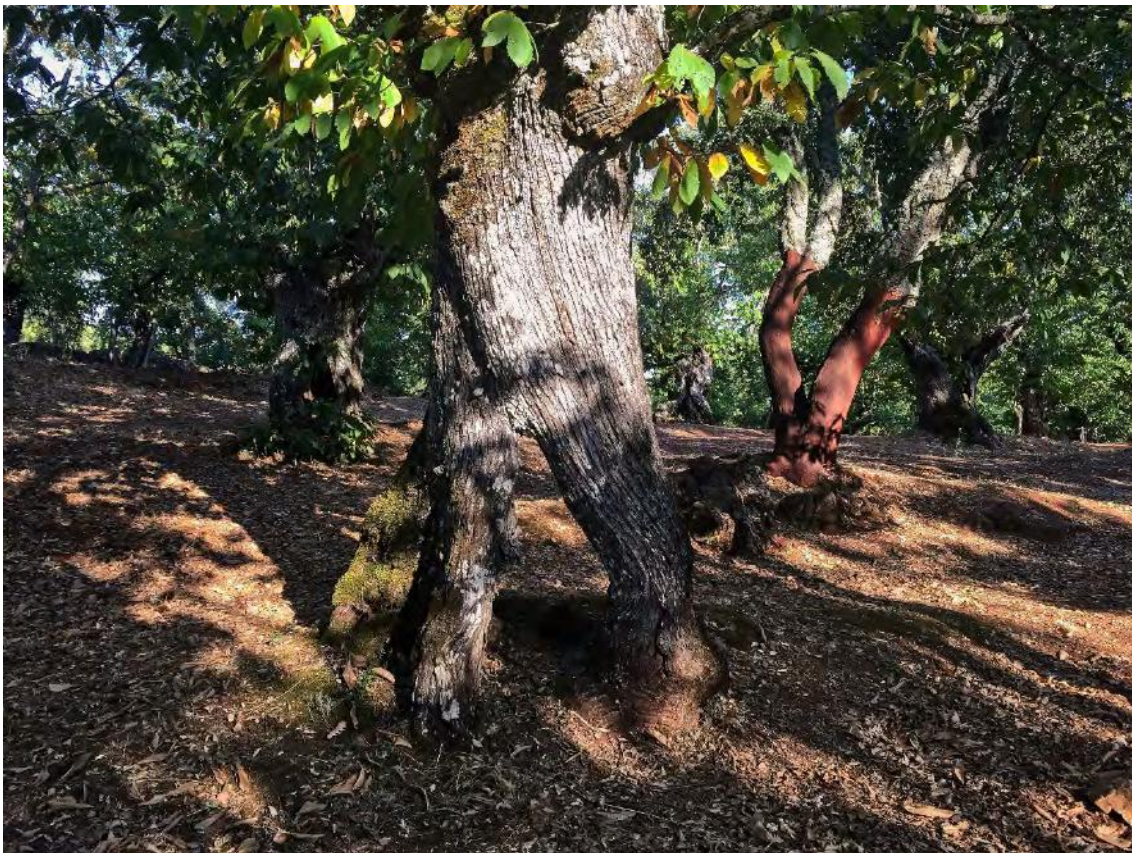


Imagen 4. Cultivo de castaños en la provincia de Huelva. Se observa también un alcornoque.

18.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa escasez de estudios sobre emisiones de GEI en frutos secos bajo clima mediterráneo, con **solo 26 estudios, 5 de ellos incluyendo manejo ecológico**. Estos estudios se han realizado principalmente en España y EEUU, con muy poca información para el resto de áreas geográficas. Todos los estudios en ecológico de la cuenca mediterránea han sido realizados en España.

-Se ha encontrado un **número relativamente pequeño de mediciones en campo de N₂O en frutos secos (4 estudios), y ninguna en frutos secos ecológicos**. Todos los estudios están realizados en almendros en California, con condiciones muy distintas a las de Europa. Existe, por tanto, una **importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos de frutos secos en Europa**.

-**El secuestro de carbono** es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en frutos secos bajo clima mediterráneo. Sin embargo, existen **pocos estudios con manejo ecológico, ninguna comparación con el convencional**, y poca información sobre prácticas relevantes como la incorporación de restos de poda o la aplicación de enmiendas orgánicas.

-**Los análisis de ciclo de vida de frutos secos también son escasos, con solo 5 estudios encontrados. En solo 2 de estos estudios se integra el secuestro de carbono** en el balance. Su omisión resulta en un importante sesgo metodológico en los resultados obtenidos, perjudicando generalmente al manejo ecológico.

Principales resultados

-Los **frutos secos en ecológico están asociados a emisiones de GEI generalmente bajas, aunque las diferencias con el convencional en algunos casos son pequeñas** e incluso hay casos con mayores emisiones. El secuestro de carbono se promueve notablemente con las cubiertas vegetales, pero éstas a menudo no son implementadas en ecológico, lo que perjudica su desempeño en términos de huella de carbono.

-**El secuestro de carbono en ecológico se podría promover más con la aplicación más generalizada de cubiertas vegetales, y enmiendas orgánicas. Además, los restos de poda se podrían incorporar al suelo**. Las tres prácticas tienen un alto potencial de secuestro de C, en base principalmente a recursos de la propia finca. Existe un gran potencial para reducir la huella de carbono del manejo ecológico, hasta alcanzar valores negativos, si estas prácticas se expanden.

-**Es importante un manejo adecuado de las cubiertas** para que ayuden a promover el rendimiento del cultivo (y no a reducirlo) y optimizar el secuestro de C y otros servicios ecosistémicos.

19. FRUTALES NO CÍTRICOS



19.1. El cultivo de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo

Los frutales incluyen un grupo heterogéneo de cultivos leñosos de los que se cosechan frutos con alto contenido en agua, generalmente ricos en azúcares, fibra y vitaminas. Algunas de las especies más representativas son el melocotonero, manzano, ciruelo, peral, plátanera⁴ o mango. Muchos de ellos se cultivan ampliamente en clima mediterráneo.

En 2015 se cultivaron en España 277.000 hectáreas de frutales (excluyendo cítricos y frutos secos) (Tabla 1), incluyendo 86.000 ha de melocotoneros y nectarinas, 31.000 ha de manzano, 26.000 ha de cerezo y guindo, 23.000 ha de peral, 19.000 ha de albaricoquero, 16.000 ha de caqui, 12.000 ha de higueras, 11.000 ha de aguacate, y 9.0000 ha de platanera (MAGRAMA, 2016). A diferencia de los frutos secos, y de manera similar a los cítricos, la mayoría de la superficie de frutales (82%) está en regadío, con la única excepción notable del manzano, que tiene casi la mitad de la superficie en secano (en Asturias y Galicia).

La producción de plátanos y manzanas es similar al consumo doméstico, lo que resulta en un comercio neto muy bajo. En cambio, **en el conjunto del resto de frutas, la producción está mucho más orientada a la exportación**, siendo la cantidad neta exportada en 2013 (1,9 millones de toneladas) similar al suministro doméstico (2,3 millones de toneladas) (FAO, 2018). **La producción de frutales se concentra en distintas provincias en función de la especie.** Cataluña es la principal productora de manzana (34% de la superficie y 46% de la producción) y peral (46% de la superficie y 42% de la producción), Murcia de albaricoquero (44% de la superficie y 61% de la producción), Extremadura de ciruelo (38% de la superficie y 52% de la producción), Andalucía de aguacate (86% de la superficie y la producción), Aragón y Cataluña de melocotonero y nectarino (20% y 30% de la superficie, respectivamente), Aragón y Extremadura de cerezo y guindo (con cerca de un 30% de la superficie y la producción cada uno), y Canarias de plátanos (100%). Andalucía representa el 7% de la producción de melocotonero, 2% de la de manzano, 3% de la de peral, 10% de la de albaricoque y 19% de la de ciruelo.

Los frutales se cultivaron en ecológico en 2015 en 7.344 hectáreas (incluyendo frutales, subtropicales y plataneras), lo que apenas representa el 3% de la superficie de frutales en España, uno de los menores porcentajes de entre todos los grupos de cultivo. Andalucía concentra un 26% de esta superficie, seguida por Extremadura (21%), Comunidad Valenciana (9%) y Murcia (7%). Estas 4 comunidades autónomas suman el 61% de la superficie estatal de frutales ecológicos. En España, en 2015, los frutales ecológicos con mayor superficie de cultivo fueron la higuera (13%), el manzano (11%) y el aguacate (9%) (Tabla 1).

⁴ El plátano no es un cultivo leñoso, pero se suele incluir dentro del grupo de árboles frutales

Tabla 1. Superficie total y ecológica de frutales no cítricos en España. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017

Frutas (no cítricos)	Superficie total (ha)	Superficie eco (ha)	Superficie eco/total (%)
Higuera	12.751	1.006	7,9
Manzano	30.721	852	2,8
Aguacate	11.329	703	6,2
Albaricoquero	18.822	682	3,6
Melocotoneros	51.458	562	1,1
Cerezo y guindo	26.490	449	1,7
Ciruelo	16.064	432	2,7
Nectarinas	35.048	316	0,9
Platanera	8.975	259	2,9
Peral	22.878	226	1,0
Frambueso	1.847	104	5,6
Grosellero	16	3	17,8
Otros frutales	40.676	2.124	5,2
TOTAL	277.075	7.718	2,8

Los frutales son **cultivos leñosos**, lo que significa que **almacenan carbono en su biomasa**, además de producir restos de poda, que puede tener múltiples usos, incluyendo alimentación del ganado, usos energéticos, y aplicación al suelo. Por otro lado, el espacio entre calles puede ser ocupado por **cubiertas vegetales**, que aportan carbono al suelo y lo protegen de la erosión, además de muchos otros beneficios ambientales. Por último, en los frutales destaca la generación de **subproductos del procesado de la fruta** en la agroindustria, como la de elaboración de zumos, que permite un aprovechamiento energético o su devolución al suelo, junto con gran parte del carbono. En suma, estas características podrían contribuir a mitigar el cambio climático principalmente a través del secuestro de carbono (ver Capítulo 5), que también implicaría mejorar el potencial de adaptación (Capítulo 24).



Imagen 1. Melocotoneros en la provincia de Jaén

19.2. Estudios sobre emisiones de GEI en frutales no cítricos

Se revisaron 48 artículos sobre frutales, 34 de ellos localizados en clima mediterráneo e incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI (Tabla 2). **Un 29% de los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo incluían algún tratamiento con manejo ecológico**, de los cuales 8 fueron comparaciones de ecológico frente a convencional, y 2 centrados exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyó un estudio con manejo ecológico en el que no se midieron emisiones de GEI bajo clima mediterráneo (Tabla 3), y otro en el límite.

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutales no cítricos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	3	0	3
Mediterráneo	34	6	40
No Mediterráneo	4	1	5
Total	41	7	48

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	24	3	27
Eco/Con	8	1	9
Ecológico	2	2	4
Total	34	6	40

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en frutales se publicó en 2005, y en 2006 el primer estudio que incluyó algún manejo ecológico. A partir de 2015 se publican al menos 5 estudios sobre GEI en frutales mediterráneos al año (Figura 1).

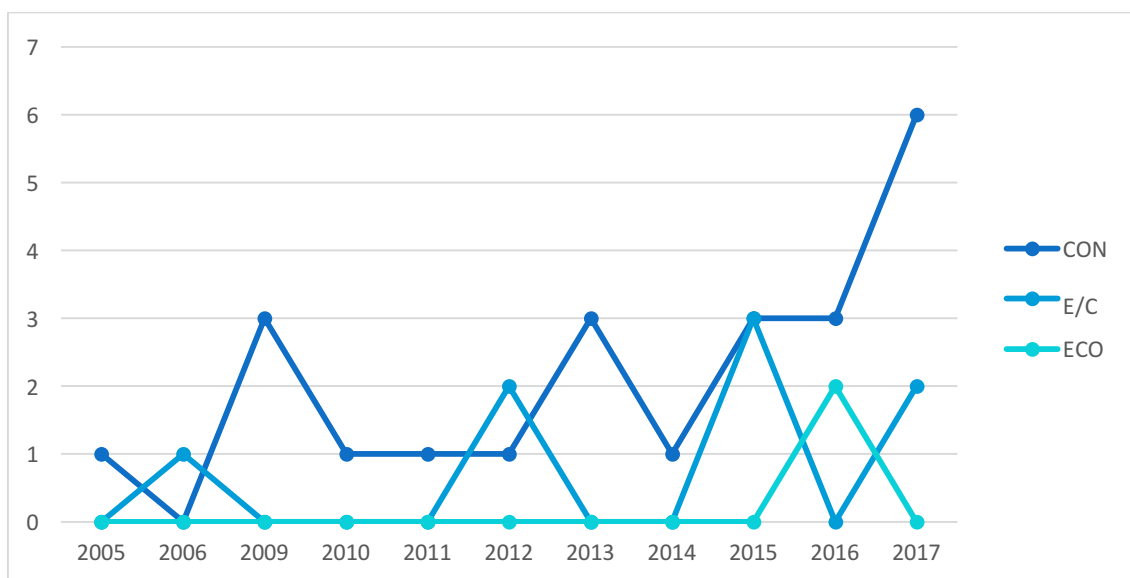


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de frutales no cítricos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional; ECO: ecológico)

En España se alcanza el máximo número de estudios sobre GEI en frutales (41% del total y 30% de los que incluyen manejo ecológico). Además, hay estudios sobre GEI en frutales en Grecia, Chile, Israel, Turquía y EEUU (Figura 2).

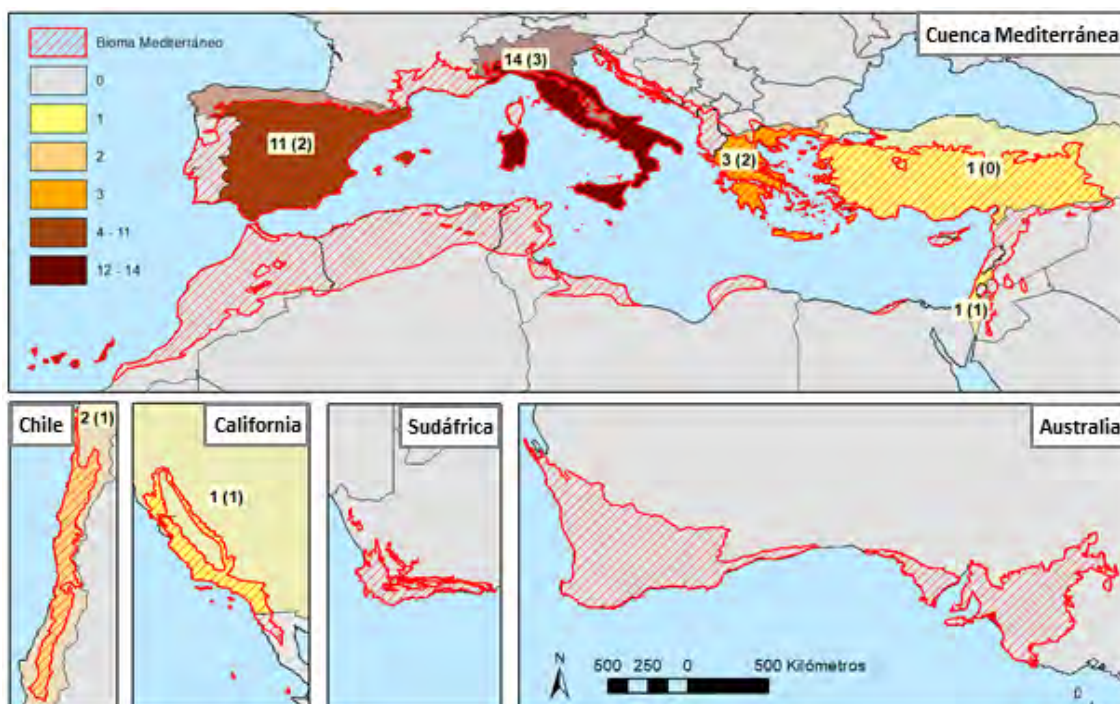


Figura 2 Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

A nivel regional, son Murcia y Cataluña las comunidades autónomas españolas en las que se han realizado más estudios, siendo Murcia la única comunidad autónoma en la que se ha realizado algún estudio sobre emisiones de GEI en frutales ecológicos (el otro realizado en España es a nivel estatal) (Figura 3).



Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono, con 21 estudios, es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de los frutales, incluyéndose mediciones en campo en 12 de ellos. Además, existen 17 artículos sobre ACV, y un número similar de estimaciones de N_2O del suelo, éstas últimas realizadas siempre en el marco de estudios ACV. **Destaca especialmente la ausencia de mediciones en campo de N_2O en frutales mediterráneos**, tanto en ecológico como en convencional (Figura 4). Tampoco se han encontrado mediciones en campo de flujos de CH_4 del suelo. Además, solo existen 2 estudios con mediciones en campo que incluyan algún tratamiento en ecológico.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

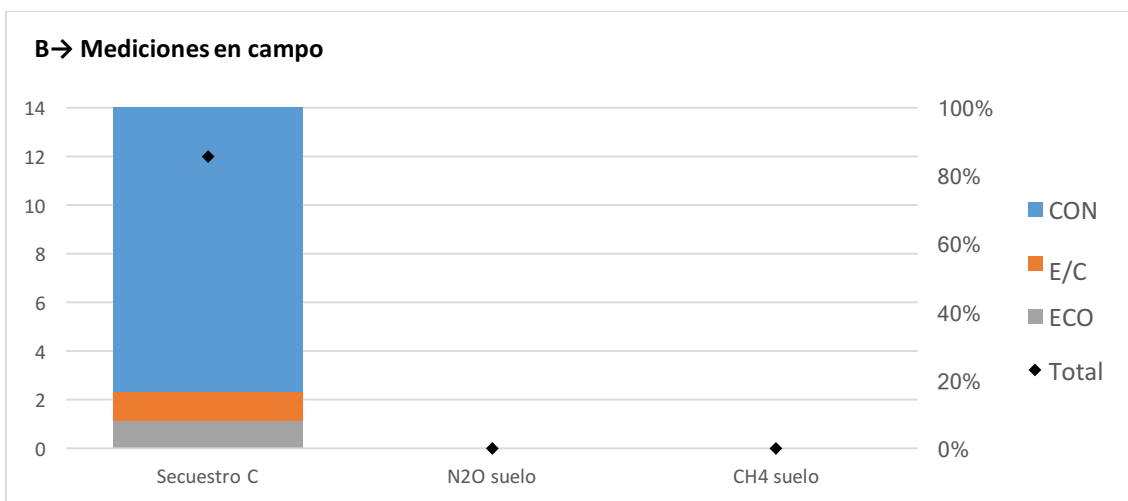
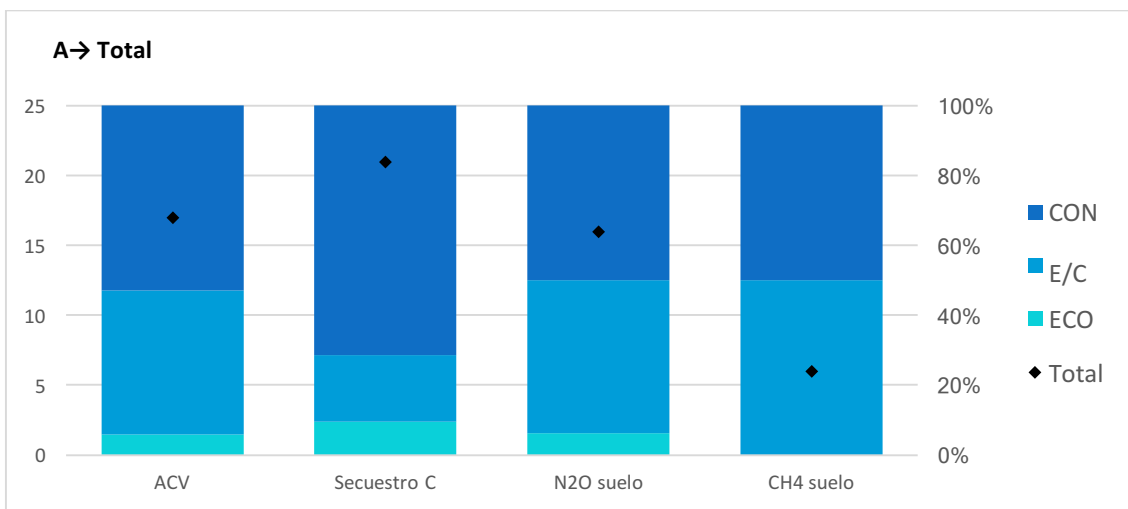


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

19.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra la gran limitación de información que hay actualmente sobre emisiones de N₂O en frutales (Tabla 4). Se han encontrado 16 estudios que incluyan alguna estimación del N₂O en frutales, además de una revisión. Sin embargo, **en ninguno de ellos se ha medido la emisión de este gas en campo**, y solo en uno se ha ido más allá del factor de emisión por defecto del IPCC (2006), que puede no ser apropiado en condiciones mediterráneas (ver capítulo 4 de este informe). Por tanto, todas las estimaciones de N₂O sobre frutales están enmarcadas en estudios de ACV, que se discutirán en el apartado correspondiente a ACV.

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	1	6	7	14
Modelizado	0	1	0	1
Revisión	0	0	1	1
Total	1	7	8	16



Imagen 2. Cultivo de ciruelo convencional con riego por goteo y sin cubierta vegetal en la provincia de Sevilla. El tipo de riego y el manejo de la cubierta tienen una gran influencia sobre las emisiones de N₂O en cultivos mediterráneos.

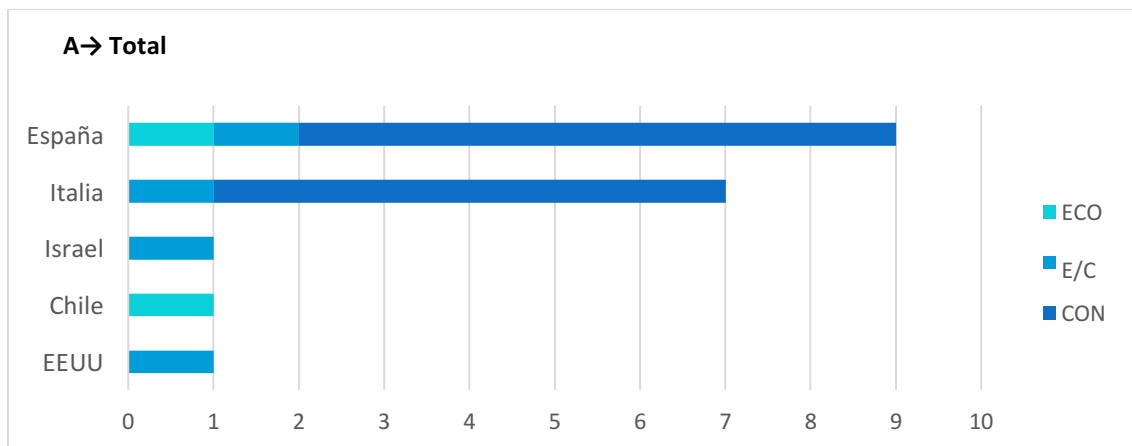
19.4. Secuestro de carbono del suelo

El número de estudios que miden carbono en suelo en frutales es bastante bajo (Tabla 5). En 8 estudios se compara manejos diferenciados durante al menos 3 años (“Medido >3 años”), incluyéndose el manejo ecológico en 2 de ellos. Además, existen otros 4 estudios en los que se mide carbono en suelo, bien en forma de emisiones de CO₂ o bien de mediciones puntuales del COS o en estudios de corta duración (Categoría “Medido <3 años”). Por último, en 7 estudios se ha modelizado o estimado el carbono en suelo, 4 de ellos en ecológico, y también se ha considerado en una revisión.

Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Medido <3 años	0	0	4	4
Medido >3 años	1	1	6	8
Modelizado	1	3	3	7
Revisión	0	0	2	2
Total	2	4	15	21

España, en términos totales, es el país con mayor número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de frutales (9 estudios) (Figura 5A), pero Italia tiene más estudios con mediciones en campo (6) (Figura 5B). Los estudios sobre manejo ecológico solo se localizan en España e Israel.



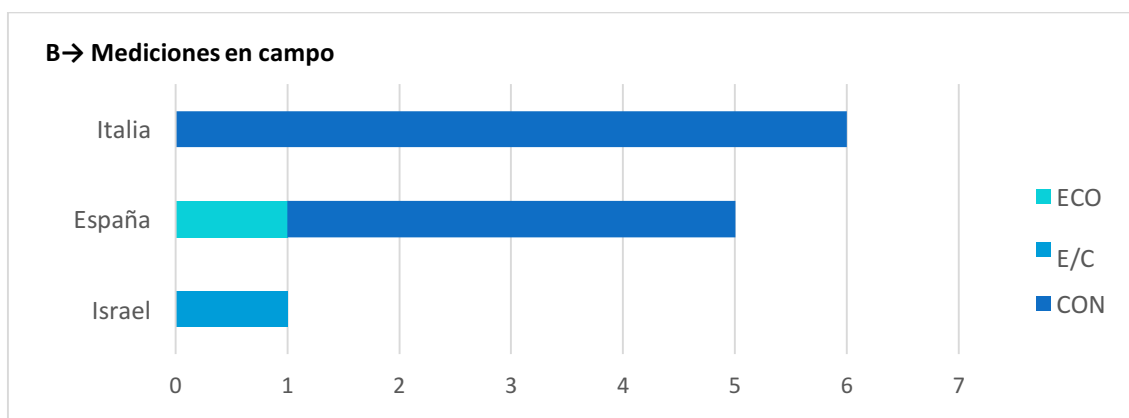


Figura 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

No se han encontrado revisiones cuantitativas en las que se compare el secuestro de carbono en frutales ecológicos y convencionales. Los únicos meta-análisis disponibles (Vicente-Vicente et al., 2016, Aguilera et al., 2013b) incluyen a los frutales dentro de una categoría más general de “cultivos leñosos”, sin segregarlos en un grupo propio. Los resultados de estos trabajos se resumen en el Capítulo 5.

Raviv et al. (2006) compararon cultivos de melocotonero ecológicos y convencionales en Israel. Después de 4 años de manejo ecológico con aplicación de compost y cubiertas vegetales, el contenido de COS había subido del 1,9% al 3,3%. Después de 8 años de manejo ecológico, la dosis de compost se redujo considerablemente, no observándose ningún efecto sobre el rendimiento durante 3 años. Esto se atribuyó a la liberación de nutrientes desde la materia orgánica del suelo que se había acumulado. Chocano et al. (2016) estudiaron distintas prácticas de manejo en el cultivo de ciruelo ecológico en Murcia, encontrando que al cabo de 6 años el tratamiento con adición bienal de compost fue el que alcanzó los mayores niveles de materia orgánica y de rendimiento de fruta, en comparación con las cubiertas vegetales, un fertilizante orgánico comercial, o la aplicación anual de compost. Este estudio subraya la **necesidad de profundizar en la investigación sobre la influencia de las distintas prácticas de manejo sobre el suelo y la productividad en fruticultura ecológica.**

En suma, **la información existente sobre carbono en suelos en fruticultura ecológica apunta a que este tipo de manejo contribuye a secuestrar carbono**, siguiendo la tendencia general de los cultivos leñosos (Capítulo 5), aunque el número de mediciones es muy escaso y hace falta mucha más investigación en las distintas especies y áreas geográficas para confirmar esta tendencia. Por otro lado, no existen datos sobre la implementación real de esas prácticas en ecológico o en convencional en las distintas regiones de cultivo.



Imagen 3. Cultivo de plátanos ecológicos en invernadero en Granada. Puede observarse la elevada cantidad de biomasa residual depositada en el suelo.

19.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 17 estudios ACV sobre frutales bajo clima mediterráneo, más de la mitad de los cuales incluían manejo ecológico (Figura 6).

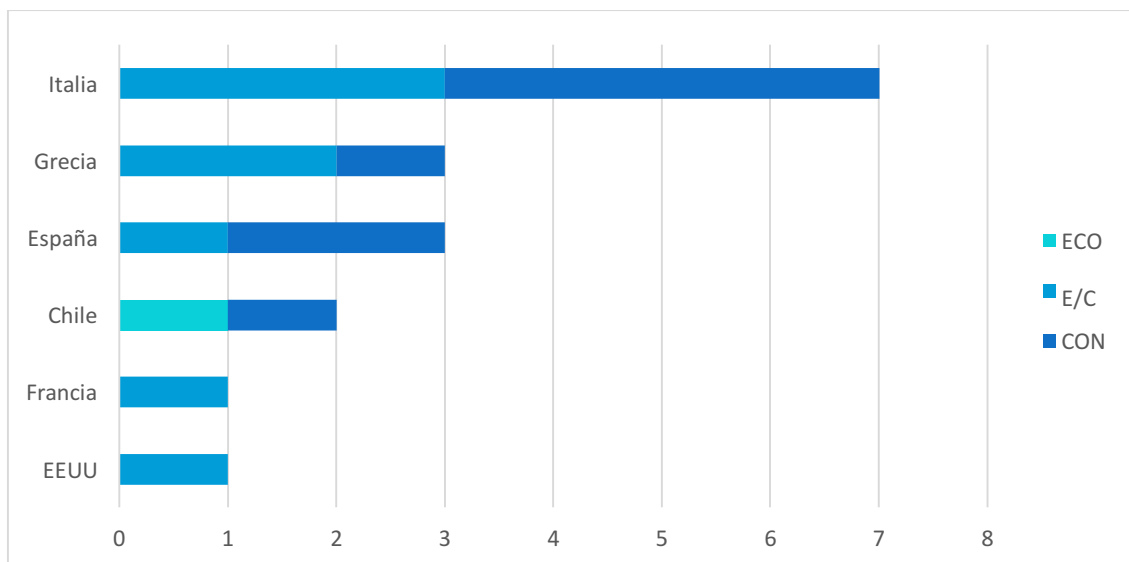


Figura 6. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

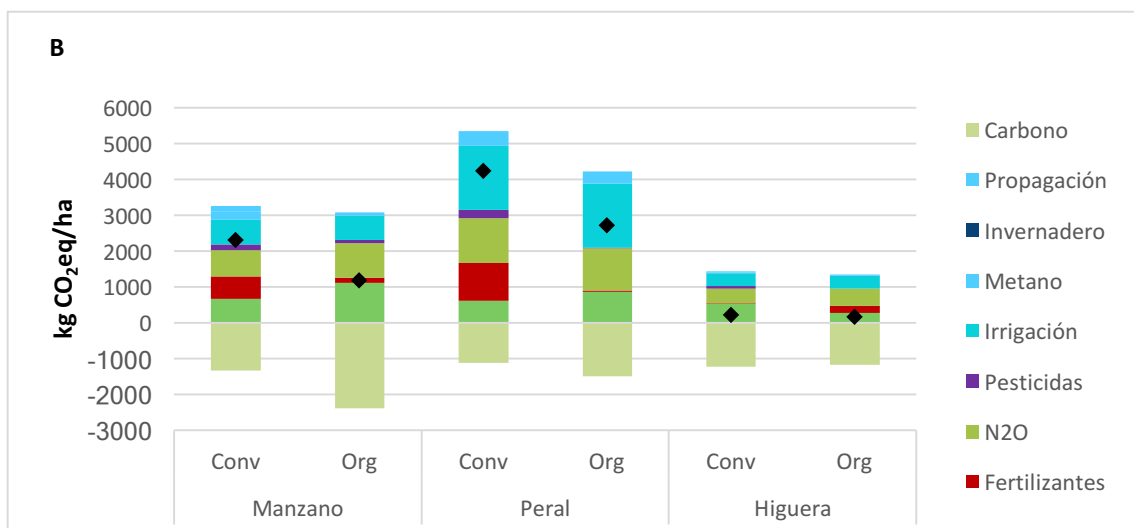
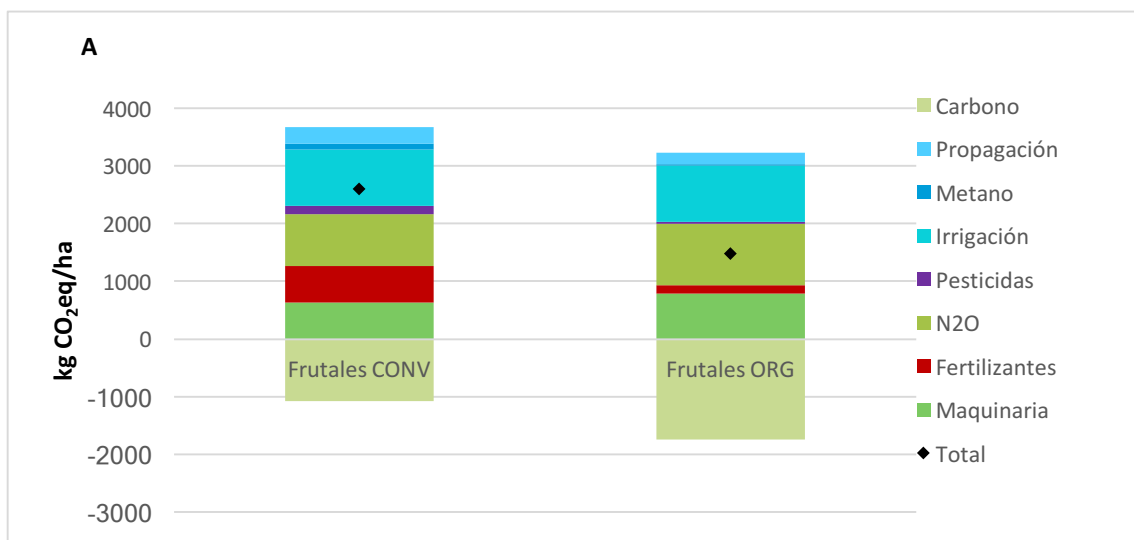
Cordes et al. (2016) estudiaron varias fincas de arándano ecológico en Chile. Un resultado interesante de este estudio fue que la huella de carbono del arándano estuvo fuertemente influenciada por el tipo de cultivo anterior, que condicionó las emisiones por cambio de uso del suelo. En algunos casos (por ejemplo, si el cultivo anterior era herbáceo), las emisiones por cambio de uso del suelo fueron fuertemente negativas, debido a la acumulación de biomasa en las plantas de arándano, lo que compensó gran parte del resto de emisiones. En cultivos de albaricoque en Italia, Pergola et al. (2017) hallaron **mayores emisiones de GEI por kg de producto con manejo biodinámico que con manejo integrado, sin considerar el secuestro de carbono. Sin embargo, cuando este último proceso fue incluido en el análisis, la huella de carbono en ecológico pasó a ser negativa**, mientras que en los tratamientos convencionales solo se redujo parcialmente. Venkat (2012) estudió manzanos, arándanos y fresas en California, encontrando mayor huella de carbono en ecológico en manzanos, pero menor en arándanos y fresa. Alaphilippe et al. (2013) encontraron emisiones de GEI por hectárea similares bajo manejo ecológico y convencional en el sur de Francia. Sin embargo, la huella de carbono por kg de producto fue mayor en ecológico, debido a los menores rendimientos. El secuestro de carbono no se tuvo en cuenta en este estudio, por lo que no sabemos en qué medida hubiese contribuido a reducir la huella de C en ecológico.

Los frutales son cultivos generalmente de regadío, con un grado bastante alto de intensificación. Por ello, **las emisiones por hectárea son bastante altas en la mayoría de los casos**, con una

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

media superior a 3 toneladas de CO₂eq por hectárea y año en el estudio de Aguilera et al. (2015b) (Figura 7A). Las emisiones se reparten de manera bastante uniforme entre la maquinaria, el riego, el N₂O y, en el caso del convencional, la producción de fertilizantes. Por su parte, **el secuestro de carbono contribuyó a reducir la huella de carbono del manejo convencional en un 29%, y del manejo ecológico en un 58%.**

Estas tendencias generales sufren importantes variaciones cuando se estudian de forma específica los distintos tipos de cultivo. La muestra fue muy pequeña (entre 1 y 4 casos por cultivo), por lo que los casos estudiados no se pueden considerar representativos del manejo de esos cultivos en España, sino sólo como ejemplos particulares. Sin embargo, se pueden observar algunas tendencias generales. Por ejemplo, la higuera (Figura 7B) es un cultivo muy extensivo, por lo que conlleva unos niveles de emisiones muy bajos, que se ven fácilmente compensados por el secuestro de carbono (de manera similar a lo que ocurría con el algarrobo, ver capítulo 18). Por otro lado, el plátano (Figura 7D) es un cultivo muy intensivo, lo que genera niveles de emisiones muy altos en convencional debidos a la fabricación del fertilizante. Estas emisiones se evitan en ecológico, reduciéndose fuertemente las emisiones.



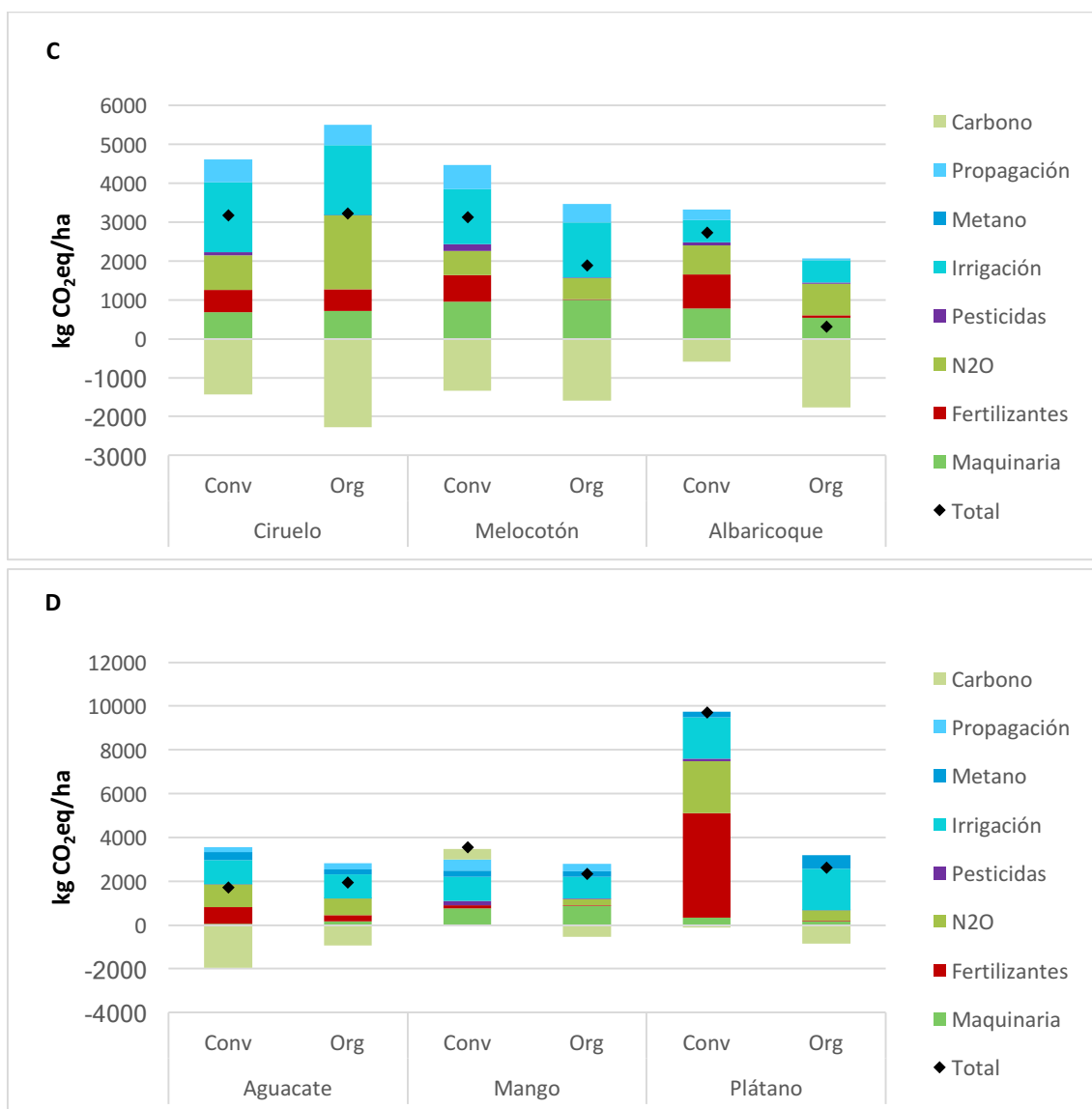


Figura 7. Balance de emisiones de GEI en frutales no cítricos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 17 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas para cada caso en frutales de pepita e higuera (B), frutales de hueso (C) y subtropicales (D). Fuente: elaborado a partir de datos en Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (CONV: convencional; ORG: ecológico)

En conclusión, **los frutales son cultivos bastante intensivos con niveles altos de emisión de GEI por hectárea. En el manejo ecológico se reducen parcialmente al evitar el uso de fertilizantes químicos y promover el secuestro de carbono.** El potencial de reducción de emisiones en ecológico pasaría principalmente por reducir el uso de maquinaria y sus emisiones, así como promover más el secuestro de carbono. Existen varios casos en los que el secuestro de carbono es muy bajo en ecológico, lo que perjudicó su desempeño respecto al convencional. Esto muestra un notable margen de mejora mediante la adopción de prácticas recomendadas de manejo.

La Figura 8A muestra una **reducción promedio de la huella de carbono bajo manejo ecológico del 20% para frutales (excluyendo subtropicales, frutos secos y cítricos) y del 42% para subtropicales**. La Figura 8B muestra la gran heterogeneidad existente en la huella de carbono de los casos analizados en Aguilera et al. (2015). Así, hay cultivos con huellas de carbono similares en ecológico y convencional (manzano, ciruelo, melocotón), otros con mayores emisiones en ecológico (peral, aguacate) y otros con menores emisiones en ecológico (albaricoque, higuera, mango, plátano). Por tanto, existen más tipos de cultivo con menores huellas de C en ecológico, y es en este manejo en el único en el que se alcanzan niveles de emisión negativos en algún cultivo (en la higuera), pero al mismo tiempo también hay casos con huellas de C similares o mayores en ecológico, lo que indica la necesidad de mejorar las prácticas de manejo. En un meta-análisis reciente, Clark et al. (2017) encontraron que el manejo ecológico contribuía a reducir la huella de carbono de la producción de fruta en un 25%, lo que está en la línea de los datos aquí revisados para el clima mediterráneo.

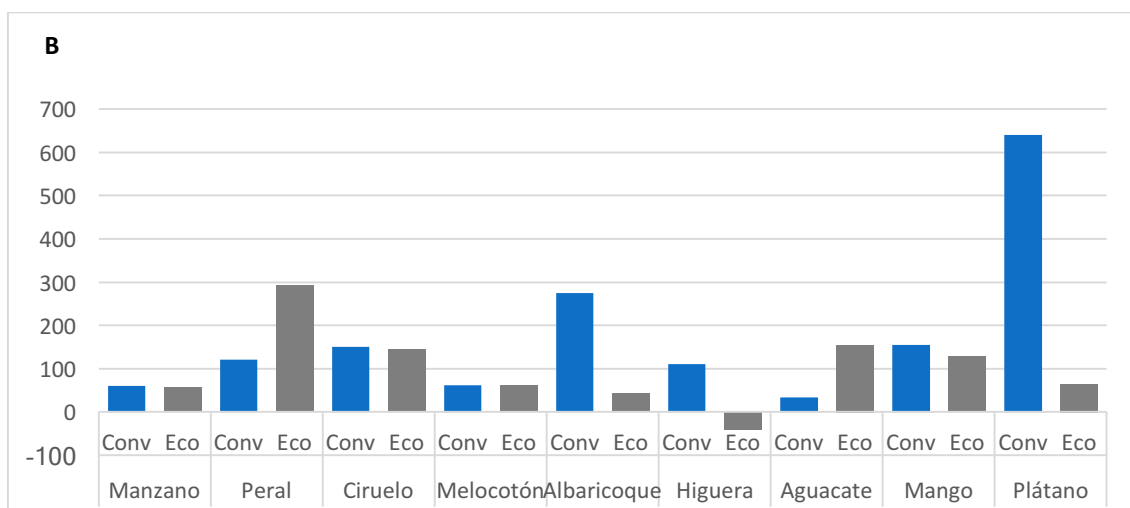
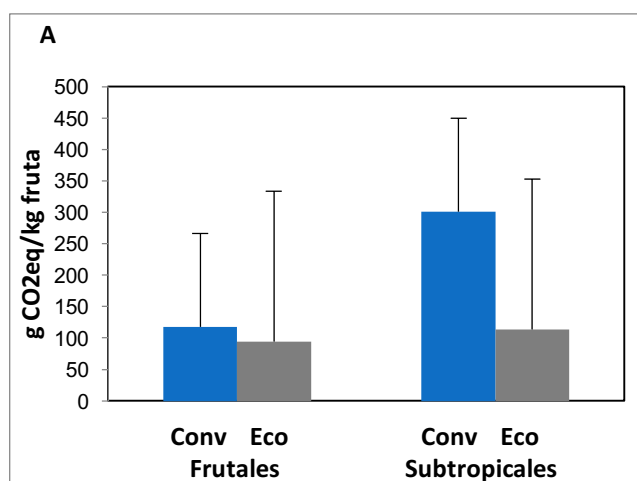


Figura 8. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de frutales no cítricos, mostrando el promedio de fincas ecológicas y convencionales en España, incluyendo 4 pares de fincas de manzano, 2 de peral, uno de ciruelo, uno de melocotonero, uno de albaricoque, 2 de higuera, 2 de aguacate, uno de mango y 2 de platanera). Fuente: Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)



Imagen 4. Flores de melocotonero.

19.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa **escasez de estudios sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo**, con solo 34 estudios, incluyéndose manejo ecológico en 10 de ellos. Estos estudios se han realizado principalmente en Italia y España con muy poca información del resto de áreas geográficas.

-**No se han encontrado estudios con mediciones en campo de N₂O**, lo que muestra una importante laguna en la cuantificación de GEI en cultivos de frutales mediterráneos.

-El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en frutales bajo clima mediterráneo, con 21 estudios. **Sin embargo, existen muy pocas mediciones en campo de carbono del suelo bajo manejo ecológico**, y poca información sobre prácticas de manejo concretas, como las cubiertas vegetales, incorporación de restos de poda o aplicación de enmiendas orgánicas.

-Se han encontrado 17 análisis de ciclo de vida de frutales en clima mediterráneo, 8 de ellos incluyendo manejo ecológico. Existen varios casos en los que se integra el balance de carbono en el suelo y en la biomasa en el balance de emisiones.

Principales resultados

-Los frutales están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente altas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido al secuestro de carbono y a la ausencia de fertilizantes sintéticos. Sin embargo, las diferencias con el convencional en algunos casos son pequeñas e incluso hay casos con mayores emisiones.

-**Las emisiones por kg de producto también son en promedio más bajas en ecológico, pero en muchos casos se da la situación contraria.** Esto se debe en algunos casos a mayores emisiones de GEI por hectárea en ecológico, y en otros a un menor rendimiento, que compensa las reducciones de emisiones de GEI por hectárea. Por tanto, existe margen de reducción de la huella de C en ecológico, tanto mediante la reducción de emisiones y aumento del secuestro de C, como mediante la mejora de los rendimientos en ecológico.

-**El secuestro de carbono en ecológico se podría promover más con la aplicación más generalizada de cubiertas vegetales, restos de poda y enmiendas orgánicas.** Estas prácticas tienen un alto potencial de secuestro de C, y, excepto las enmiendas, pueden basarse en recursos de la propia finca, lo que significa que no dependen de fuentes externas (que podrían estar limitadas a nivel local), así que potencialmente pueden extenderse por todo el territorio.

-Es importante un **manejo adecuado de las cubiertas** para que ayuden a promover el rendimiento del cultivo (y no a reducirlo) y optimizar el secuestro de C y otros servicios ecosistémicos.

20. CÍTRICOS



20.1. Introducción

Muchas áreas mediterráneas son importantes regiones exportadoras de cítricos. De hecho, 6 de los 8 mayores exportadores de naranjas y mandarinas a nivel global en 2013, son países mediterráneos (España, Sudáfrica, Egipto, Turquía, Grecia y Marruecos) (FAO, 2018).

En 2015 se cultivaron 299.000 hectáreas de cítricos en España, un 49% de las cuales fueron de naranjo dulce, 37% de mandarina, 13% de limonero, 1% de pomelo, 0,3% de naranjo amargo, y 0,5% de otros cítricos (MAPAMA, 2017). La producción de cítricos está orientada principalmente a la exportación, siendo la cantidad neta exportada en 2013 (5,5 millones de toneladas) más de 3 veces superior al consumo doméstico (1,6 millones de toneladas). A nivel global, España fue en 2013 el segundo exportador de naranjas y mandarinas, solo superado por Brasil (FAO, 2018). Esto refleja el **papel exportador de la producción de cítricos mediterránea**, que habitualmente suministra a zonas de clima templado cercanas. La producción de naranjo se concentra casi por completo en la Comunidad Valenciana (49% de la superficie) y en Andalucía (41%) (MAPAMA, 2017). En el caso de la mandarina, la producción está aún más concentrada en la Comunidad Valenciana, con un 72% de la superficie, seguida también de Andalucía, con un 15%. En Andalucía, casi la mitad de la superficie de naranjo se concentra en Sevilla (20% del total estatal), aunque también hay producciones importantes en Huelva (8%) y Córdoba (7%), mientras que Huelva es la principal provincia productora de mandarina en esta comunidad (MAPAMA, 2017).

Los cítricos se cultivaron en ecológico en 2015 en 8.244 hectáreas, lo que representa apenas el **3% de la superficie de cítricos en España**, uno de los menores porcentajes de entre todos los grupos de cultivo (Tabla 1). Andalucía concentra un 63% de esta superficie, seguida por Murcia (17%), y la Comunidad Valenciana (17%). Estas 3 comunidades autónomas suman el 97% de la superficie estatal de cítricos ecológicos.

Tabla 1. Superficie de cítricos total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 1.000 hectáreas totales de cítricos. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017

	Total (ha)	Ecológico (ha)	Eco/Total (%)
Andalucía	84.529	4.994	5,9
Comunidad Valenciana	162.888	1.541	0,9
Murcia	38.245	1.446	3,8
Cataluña	9.103	119	1,3
Canarias	1.439	63	4,4
Baleares	2.130	62	2,9
España	298.724	8.244	2,8



Imagen 1. Los cítricos producen abundante biomasa, como los restos de poda y las cubiertas vegetales, que si se incorpora al suelo puede promover el secuestro de carbono, contribuyendo a la mitigación del cambio climático. Naranjos con cubierta vegetal y restos de poda en la provincia de Sevilla.

Los cítricos son **cultivos leñosos**, lo que significa que **almacena carbono en su biomasa**, además de producir **restos de poda**, que puede tener múltiples usos, incluyendo alimentación del ganado, usos energéticos, y aplicación al suelo. Por otro lado, el espacio entre calles puede ser ocupado por **cubiertas vegetales**, que aportan carbono al suelo y lo protegen de la erosión, además de muchos otros beneficios ambientales. Por último, en los cítricos destaca la generación de **subproductos de agroindustria**, que permite un aprovechamiento energético o su devolución al suelo, junto con gran parte del carbono. En suma, estas características podrían contribuir a mitigar el cambio climático principalmente a través del secuestro de carbono, que también implicaría mejorar el potencial de adaptación (Capítulo 24). Sin embargo, en la actualidad la mayor parte de este potencial de mitigación y adaptación está desaprovechado, ya que el mantenimiento del suelo desnudo, total o parcialmente, suele ser la práctica más habitual de manejo del suelo, mientras que los restos de poda suelen quemarse.

20.2. Estudios sobre emisiones de GEI en cítricos

Se revisaron 22 artículos sobre cítricos, todos ellos localizados en clima mediterráneo y la mayoría incluyendo estimaciones de las emisiones de GEI. **Nueve de los artículos con estimaciones de emisiones de GEI bajo clima mediterráneo (un 45%) incluían comparaciones de ecológico frente a convencional**, y no hubo ninguno centrado exclusivamente en el manejo ecológico. Además, se incluyeron 2 estudios con manejo ecológico en los que no se midieron emisiones de GEI (Tabla 2).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	11	0	11
Eco/Con	9	1	10
Ecológico	0	1	1
Total	20	2	22

El primer estudio encontrado sobre emisiones de GEI en cítricos se publicó en 2002. Desde entonces se viene publicando un número bastante constante de artículos, tanto en ecológico como en convencional, de alrededor de 2 artículos en total (Figura 1).

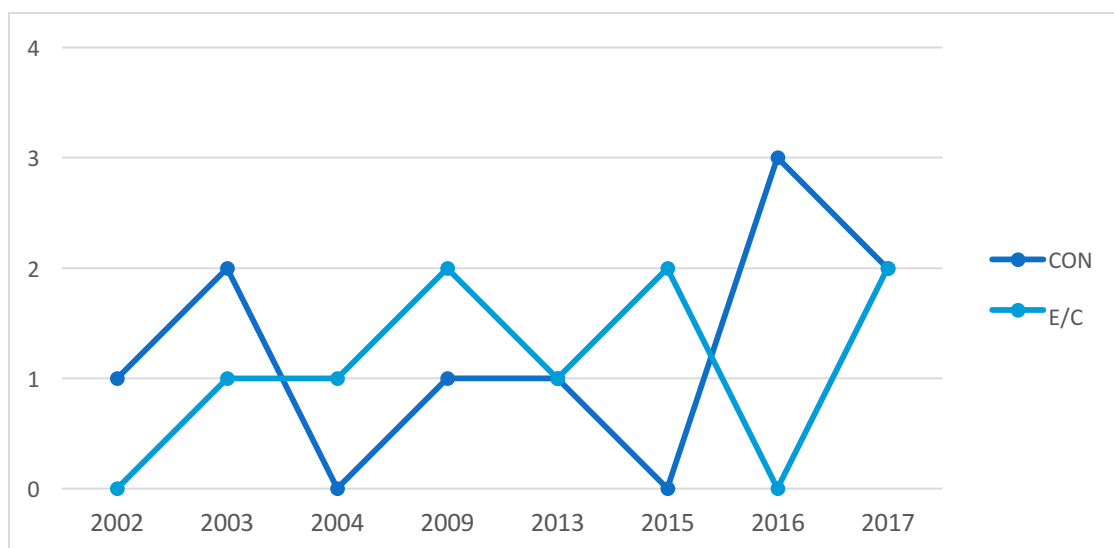


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de cítricos y emisiones de GEI en clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional)

La mayoría de los estudios sobre GEI en cítricos se han realizado en Italia (50%), y un 63% de ellos incluyen manejo ecológico. Le sigue España, con 5 estudios, Grecia (3), Turquía (1) y Marruecos (1); no existiendo ninguno que haya sido realizado fuera de la cuenca mediterránea (Figura 2).

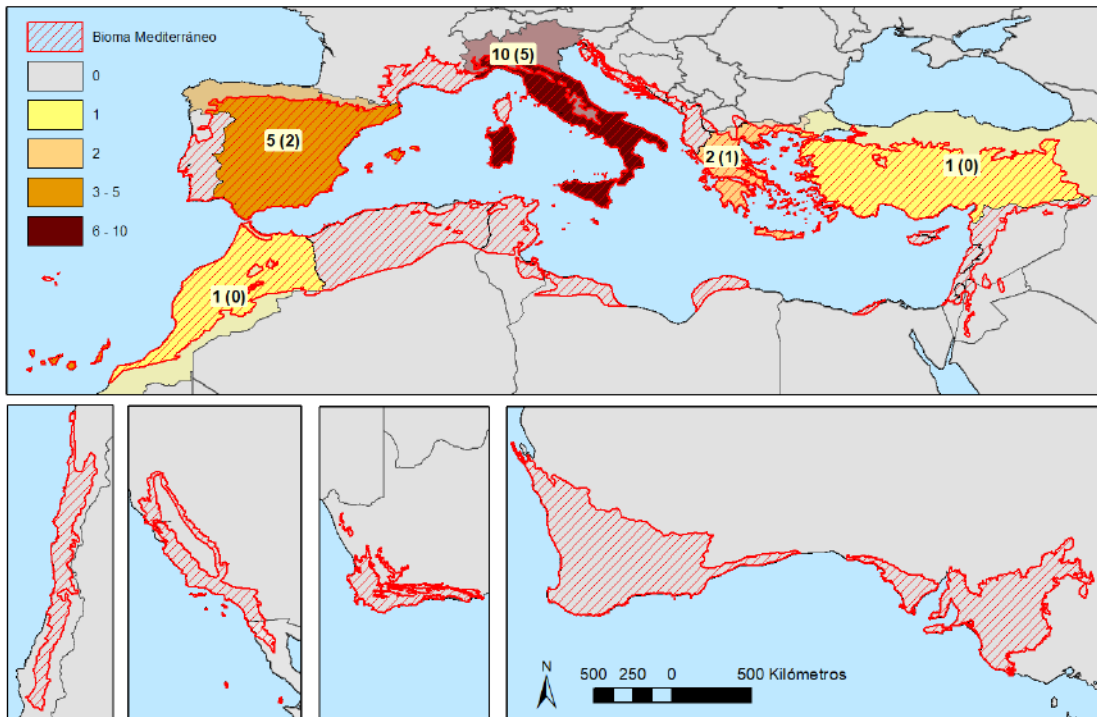


Figura 2 Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

En el caso de España, hay 3 estudios generales y otros 2 realizados en Andalucía y Comunidad Valenciana (Figura 3).



Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado en el balance de emisiones de GEI de los cítricos, con 12 estudios, 10 de los cuales incluyeron mediciones en campo. Existe igual número de estudios que incluyen óxido nitroso (8) que análisis de ciclo de vida (8), ya que todas las estimaciones de N₂O se enmarcan dentro de estudios de ACV (Figura 4A), **no habiéndose encontrado estudios con mediciones en campo de N₂O en cítricos mediterráneos** (Figura 4B). Destaca el elevado porcentaje de estudios sobre secuestro de C que incluyen mediciones en campo bajo manejo ecológico en comparación con el convencional (45%), si bien no existe ningún estudio con mediciones en campo centrado exclusivamente en el manejo ecológico. Por último, la absorción o emisión de metano en el suelo tampoco ha sido estudiada, si bien la contribución de este proceso al balance total de emisiones es generalmente pequeña.

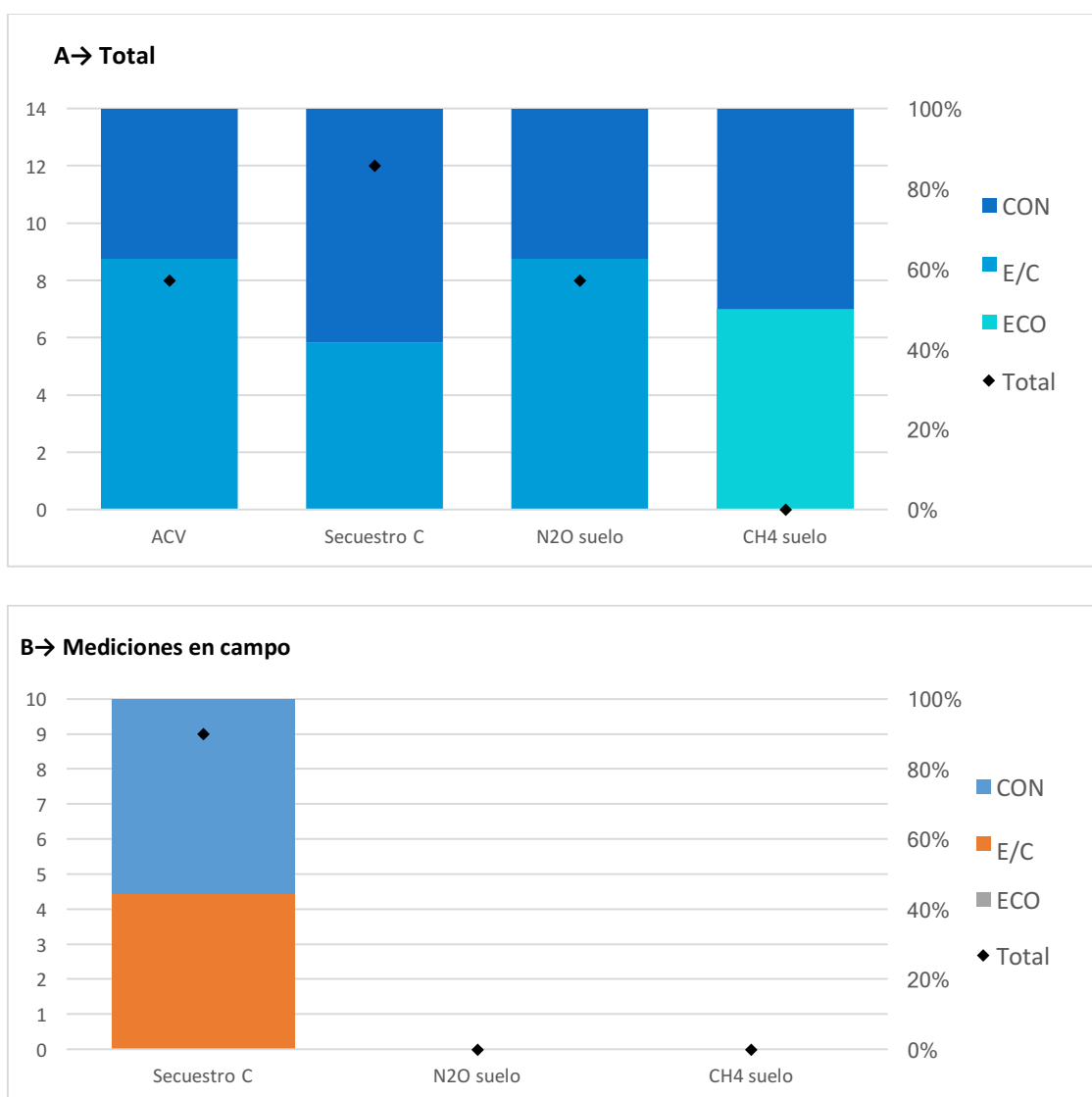


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

20.3. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

La revisión realizada muestra la **gran limitación de la información publicada sobre emisiones de N₂O en cítricos** (Tabla 3). Solo se han encontrado 8 estudios que incluyan alguna estimación de la emisión de N₂O en cítricos, y ninguno de ellos incluye mediciones en campo; la gran mayoría (7) son ACV, que para el cálculo del N₂O emplean el factor de emisión por defecto del IPCC (2006).

Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Modelizado	1	0	1
Factor IPCC	4	3	7
Total	5	3	8

En Italia se han realizado la mitad de los estudios con estimaciones de N₂O en cítricos en clima mediterráneo, todas en el marco de ACV. También hay estudios en España (2) y Marruecos (1) (Figura 5). En España se ha realizado el único ACV (Aguilera et al., 2015b) en el que se aplica un factor de emisión específico del clima mediterráneo al cultivo de cítricos.

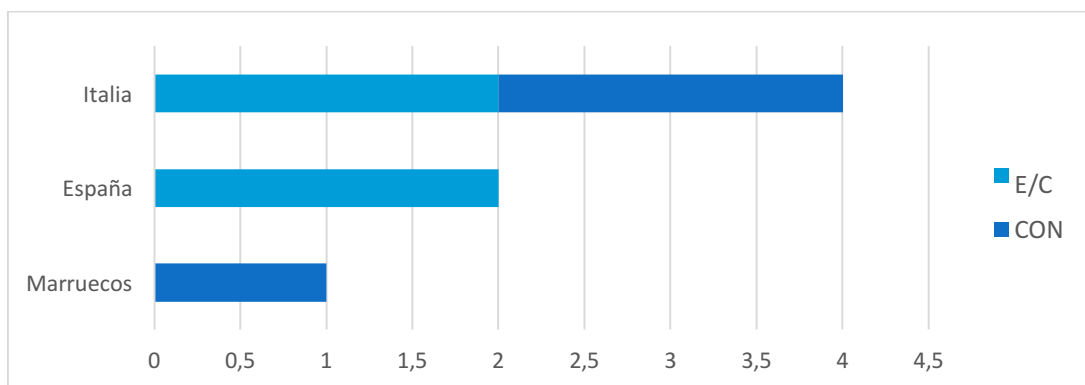


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)



Imagen 2. Cítricos en la provincia de Almería

20.4. Secuestro de carbono del suelo

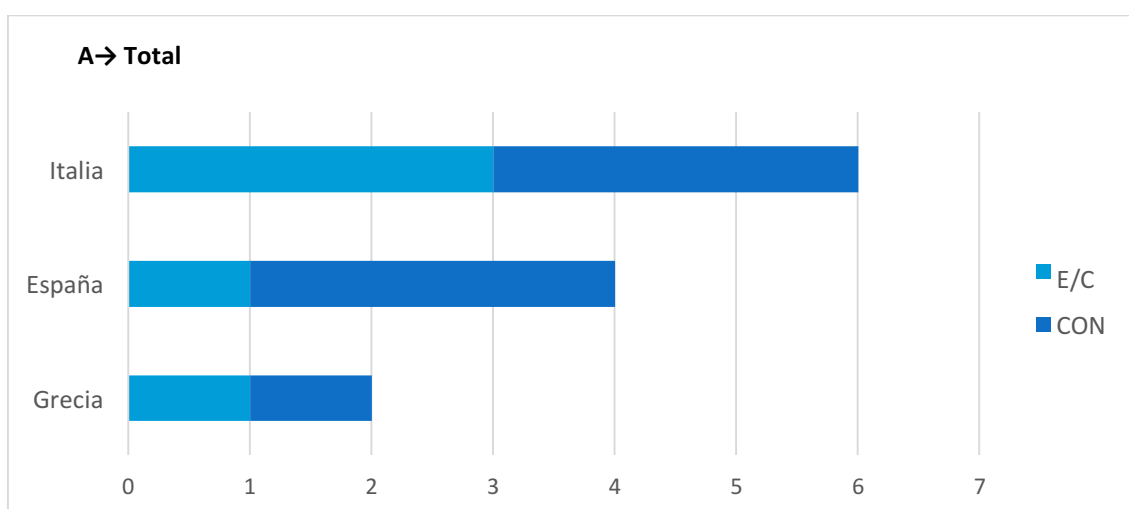
Los estudios sobre secuestro de carbono en cítricos incluyen 8 en cítricos sin diferenciar especie y 5 en naranjo.

El número de estudios que miden carbono en suelo en cítricos es muy pequeño (Tabla 4) con solo 4 estudios en los que se comparan manejos durante al menos 3 años de manejo diferenciado. Entre ellos, hay **3 estudios que incluyen manejo ecológico**, aunque en ninguno se estudia exclusivamente ese manejo. Además, existen otros 5 estudios en los que se mide carbono en suelo en cultivos de cítricos, bien en forma de emisiones de CO₂, o bien como mediciones puntuales o en estudios de corta duración. Por último, en 4 estudios se ha modelizado el carbono en suelos de cítricos.

Tabla 4. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.

	Eco/Con	Convencional	Total
Modelizado	1	2	3
Medido <3 años	1	4	5
Medido >3 años	3	1	4
Total	5	7	12

El mayor número de estudios sobre carbono en suelos de cultivos de cítricos se encuentra en Italia, tanto en términos totales (Figura 6A) como de mediciones en campo (Figura 6B), con 6 estudios en ambos casos. Además, hay estudios sobre carbono en cítricos en Grecia (2, ambos en campo) y España (4, uno de ellos en campo), con mediciones en campo en Grecia y Portugal, y un estudio con manejo ecológico en EEUU.



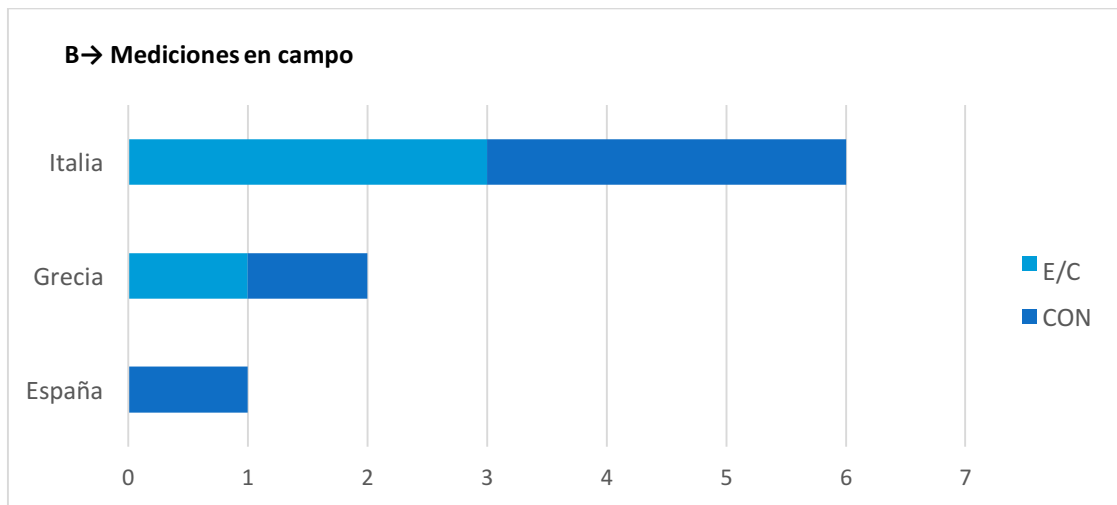


Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

No se han encontrado revisiones cuantitativas en las que se compare el secuestro de carbono en manejo ecológico con el del convencional en cítricos. Los únicos meta-análisis disponibles (Vicente-Vicente et al., 2016, Aguilera et al., 2013b) incluyen a los cítricos dentro de una categoría más general de “cultivos leñosos”, sin segregarlos en un grupo propio (Capítulo 5).

Se encontraron **3 estudios comparativos con mediciones en campo del secuestro de carbono bajo manejo ecológico y convencional.** Canali et al. (2003 y 2004) hallaron incrementos del contenido de C en el suelo y de la calidad del suelo asociados al cultivo ecológico en naranjo en Italia, mientras que Vavoulidou et al. (2009a) encontraron niveles ligeramente inferiores, si bien **en ninguno de los casos las diferencias fueron significativas.**

En suma, los estudios analizados muestran **indicios de que el manejo ecológico podría promover el secuestro de carbono en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo,** debido a que prácticas habituales en agricultura ecológica se han asociado a incrementos de los niveles de COS. Sin embargo, el número de estudios de campo disponible es muy escaso para poder definir tendencias generales en la respuesta del carbono del suelo al manejo ecológico, y no existen datos sobre la implementación real de esas prácticas en ecológico o en convencional en las distintas regiones de cultivo.



Imagen 3. Naranjos con y sin cubierta vegetal en la provincia de Sevilla. Además de promover el secuestro de carbono, proteger de la erosión, y muchas otras funciones ecosistémicas, las cubiertas vegetales facilitan el acceso al cultivo para la cosecha cuando ésta coincide con periodos de fuertes lluvias. Fotografías tomadas el mismo día en fincas vecinas.

20.5. Huella total de carbono (Análisis de ciclo de vida, ACV)

Se han encontrado 8 estudios de ACV sobre cítricos bajo clima mediterráneo, algunos de los cuales incluyen varios cultivos distintos. En conjunto, estos estudios incluyen cítricos sin especificar (o híbridos), naranjo (3 estudios), clementina (1), limonero (1) y bergamota (1).

Cuatro de los 7 estudios encontrados se ha realizado en Italia, 2 en España y uno en Marruecos (Figura 7). Tanto en Italia como en España hay 2 estudios con comparaciones del manejo ecológico con el convencional, y además hay otro que incluye comparaciones en los dos países (Nicolo et al., 2015).

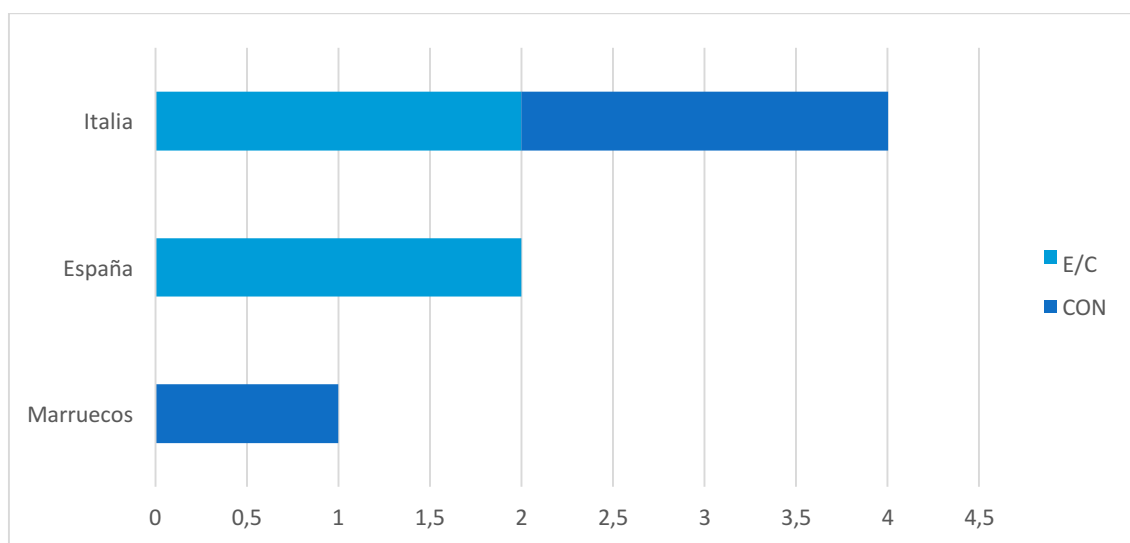


Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

En el conjunto de los estudios revisados, **las emisiones de GEI por hectárea en cítricos fueron unos 47%-90% menores que bajo manejo convencional** (7 estudios). En la gran mayoría de los estudios analizados no se consideró el secuestro de carbono, que probablemente hubiese amplificado las diferencias, reduciendo aún más la huella en ecológico. De hecho, **en el único estudio en el que se consideró el secuestro de carbono** (Aguilera et al., 2015b) **el secuestro de C compensó un 48% de las emisiones de GEI.**

En el balance de emisiones de GEI en los cítricos (Figura 9) las emisiones están muy repartidas entre los diferentes procesos. Por ejemplo, en el manejo convencional, tanto en la naranja como en la mandarina, **las emisiones del riego, la producción de fertilizantes y el N₂O fueron similares**, representando en conjunto alrededor del 90% de las emisiones totales. En el manejo ecológico dominan las emisiones del riego. Tanto en ecológico como en convencional, destaca la **baja contribución de la maquinaria**, cuyas emisiones por hectárea son similares a otros cultivos leñosos como viñedo o frutos secos, pero en términos relativos se empequeñecen en cítricos por los altos niveles de emisión del riego y la fertilización. Por su parte, **el secuestro de carbono alcanzó niveles notables en ecológico** (cerca de 2 toneladas de CO₂eq por hectárea

al año), lo que le permitió compensar alrededor de la mitad de las emisiones. Si comparamos estos datos con las emisiones totales en ecológico en los otros estudios analizados (Figura 8), que fueron de 1,1-3,6 toneladas CO₂eq por hectárea al año, podemos inferir que el secuestro de carbono **podría compensar la totalidad de las emisiones en cítricos ecológicos.**

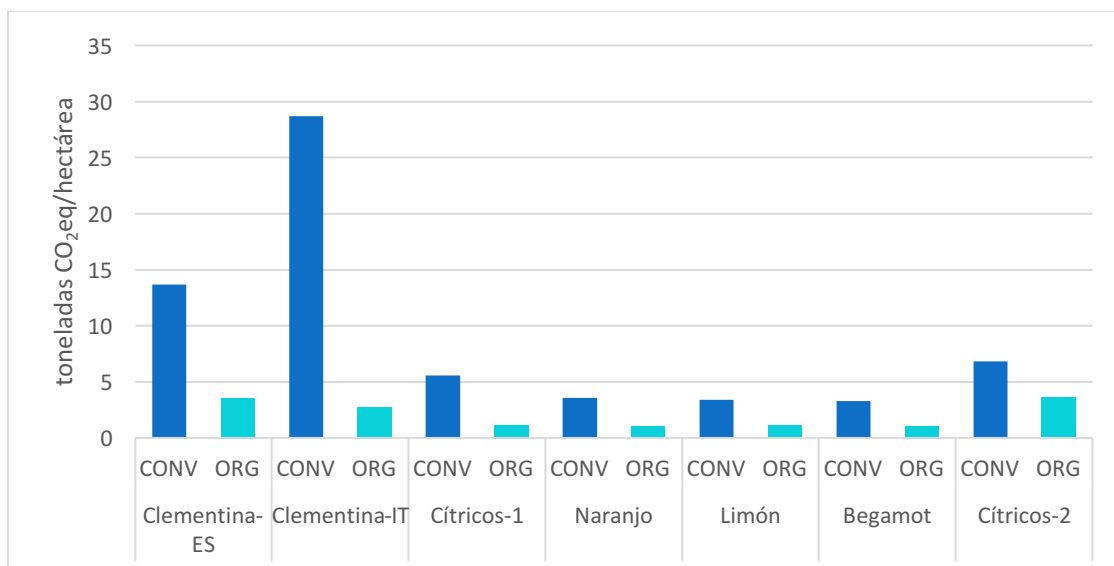


Figura 8. Balance de emisiones de GEI por hectárea en los estudios revisados sobre comparaciones del secuestro de C en cítricos ecológicos y convencionales bajo clima mediterráneo, incluyendo Nicolo et al. (2015) (Clementina), Ribal et al. (2017) (Cítricos-1), Pergola et al. (2013a) (Naranja y Limón), Strano et al. (2017) (Bergamota) y Aguilera et al. (2015) (Cítricos-2) (CONV: convencional; ORG: ecológico).

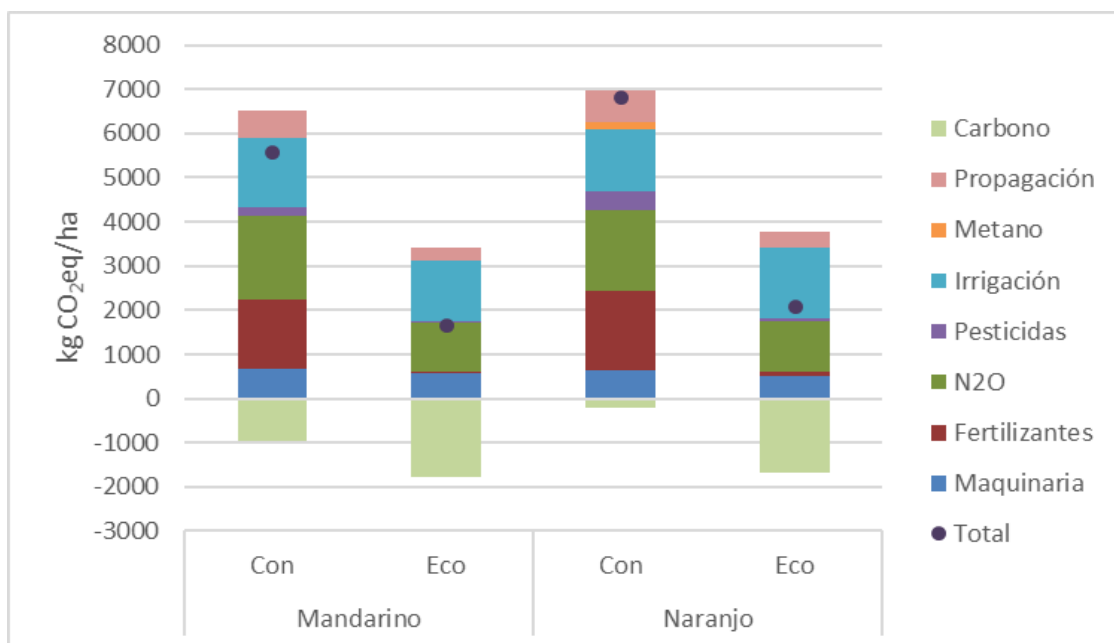


Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cítricos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 3 pares de naranjos y 2 pares de mandarinos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015 (Con: convencional; Eco: ecológico)

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En el conjunto de los estudios revisados, las huellas de C por kg de producto fueron unos 44%-69% menores bajo manejo ecológico. Estos resultados, por tanto, muestran de manera consistente unas importantes reducciones de GEI en cítricos ecológicos, a pesar de la diversidad de lugares (distintos sitios en España e Italia), cultivos (cítricos en general, naranjo, limón, bergamota, clementina) y metodologías (4 estudios).

Por tanto, tenemos por un lado una serie de estudios que muestran **reducciones de las emisiones de GEI y la huella de C muy importantes con el manejo ecológico (>60%), sin tener en cuenta el secuestro de C**. Por otro lado, tenemos un solo estudio que integra el secuestro de C en ACV, obteniendo **que éste reduce la huella de C en ecológico un 44%** (Figura 10), pero las emisiones de GEI estimadas en ese caso en ecológico eran relativamente altas en comparación con los otros estudios, lo que indica que esta reducción podría ser aún mayor en la realidad, **siendo perfectamente factible que se estén logrando tasas de secuestro que compensen completamente todo el resto de emisiones** en términos de potencial de calentamiento global, lo que resultaría en huellas de C neutras en cítricos ecológicos.

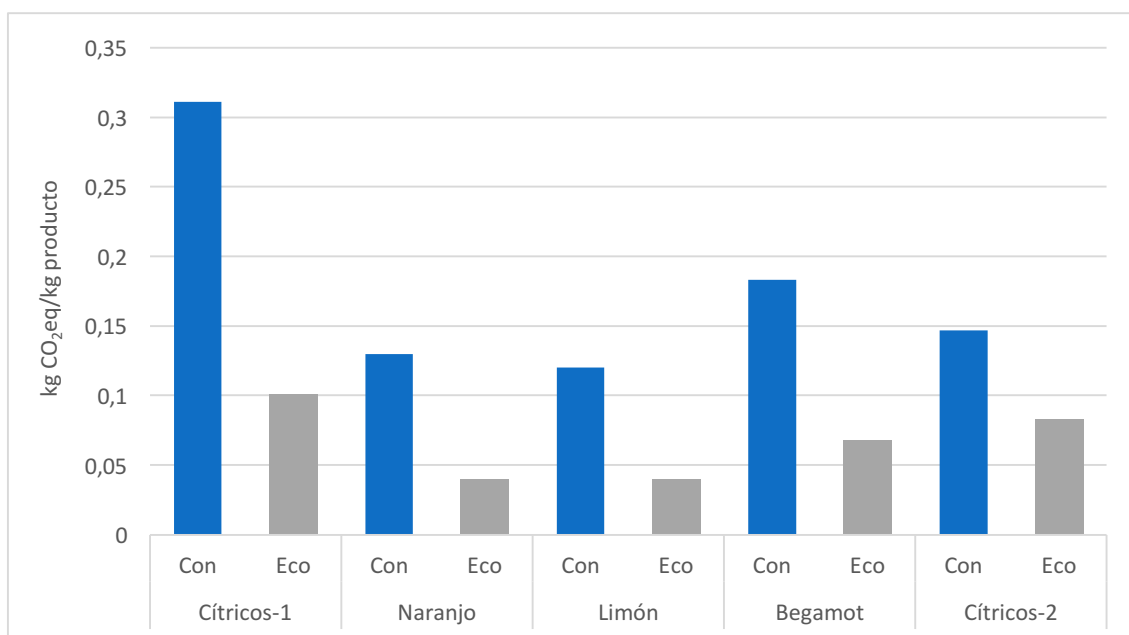


Figura 10. Huella de carbono de la producción de cítricos, mostrando los resultados obtenidos en diversos estudios, incluyendo Ribal et al. (2017) (cítricos-1), Pergola et al. (2013a) (Naranja y Limón), Strano et al. (2017) (Bergamota) y Aguilera et al. (2015b) (Cítricos-2). El único estudio que incluye secuestro de carbono es el de Aguilera et al. (2015b). (Con: convencional; Eco: ecológico)



Imagen 4. Corte de cítricos ecológicos cultivados en la provincia de Sevilla. De izquierda a derecha, limón, mandarina, naranja y pomelo.

20.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-Existe una relativa **escasez de estudios sobre emisiones de GEI en cítricos** bajo clima mediterráneo, con solo 20 estudios, 9 de ellos incluyendo manejo ecológico. Estos estudios se han realizado principalmente en Italia y España, con ausencia de estudios fuera de la cuenca mediterránea.

-No se ha encontrado **ninguna medición de N₂O en cítricos bajo clima mediterráneo**, por lo que existe una importante laguna en el conocimiento.

-El **secuestro de carbono** es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en cítricos bajo clima mediterráneo. **El número total de artículos es bajo, pero existe una buena proporción de ellos que incluye manejo ecológico.** Sin embargo, existe poca información sobre el efecto de prácticas específicas, como la incorporación de restos de poda o la aplicación de enmiendas orgánicas.

-Los análisis de ciclo de vida de cítricos también son escasos, con solo 8 estudios encontrados, 5 de los cuales incluyen manejo ecológico. En solo uno de estos estudios se integra el secuestro de carbono en el balance de emisiones. Su omisión resulta en un importante sesgo metodológico en los resultados obtenidos, perjudicando generalmente al manejo ecológico.

Principales resultados

-**Los cítricos en ecológico están asociados a emisiones de GEI menores que en convencional, tanto por hectárea (47%-90% de reducción) como por kg de producto (44%-69% de reducción).**

-En la gran mayoría de los casos, estas reducciones en la huella de C tienen lugar sin contabilizar el secuestro de carbono, lo que hace pensar que **las reducciones reales podrían ser aún mayores.**

-**El secuestro de carbono en ecológico se podría promover más** con la aplicación más generalizada de cubiertas vegetales, y enmiendas orgánicas. Además, los restos de poda se podrían incorporar al suelo. Las dos prácticas tienen un alto potencial de secuestro de C, y todas ellas se basan o pueden basarse en recursos de la propia finca, como el orujo compostado aplicado como enmienda orgánica. Esto significa que estas prácticas no dependen de fuentes externas que pueden estar limitadas a nivel local, así que podrían extenderse por todo el territorio.

21. PASTOS PERMANENTES



21.1. Introducción

Los pastos permanentes incluyen pastizales, prados y eriales. Los **pastizales** son terrenos de pastos naturales característicos de zonas con climas seco-subhúmedos, semiáridos y áridos, donde predominan las herbáceas generalmente anuales. Son susceptibles de aprovechamiento mediante pastoreo y no se labran, al menos periódicamente. Es frecuente una gran variabilidad de producción a lo largo de los años y dentro de períodos en el año. Algunos de estos pastos se corresponden con zonas arboladas o de gran presencia leñosa, como las dehesas o zonas de matorral pastoreadas. Los **prados** son pastos localizados en zonas más húmedas y que generalmente tienen un manejo más intensivo que los pastizales: habitualmente se siembran, fertilizan y a menudo se riegan. Constituyen una fracción pequeña de los pastos mediterráneos, pero abundan en el norte de la Península Ibérica. Los **eriales** son pastos poco productivos, abundantes en la mitad oriental de la Península, y en las estadísticas del MAPAMA incluyen espartizales sin uso industrial.

Se estima que los pastos suponen aproximadamente el **26% de la superficie mundial de tierras emergidas**, y permiten la subsistencia de millones de personas. En zonas áridas y semiáridas, la presión ejercida sobre los pastizales ha aumentado debido al aumento de la población y al cambio climático (FAO, 2018)

Dentro de la superficie de **pastizales en España, se pueden diferenciar tres grandes zonas:**

- **Área Oeste-Sudoeste: predominada por la dehesa**, es la zona ganadera de la España seca. Tiene el pico de producción en primavera con un pico menor en otoño.
- La **dehesa** es un bosque mediterráneo aclarado y mantenido por el hombre para el pastoreo de los animales. Se erradica de forma parcial o total el estrato arbustivo, favoreciendo el desarrollo del estrato herbáceo.
- **Área de meseta y Ebro:** esta zona tiene una climatología más seca que la anterior y con inviernos más rigurosos, es zona de **ganadería ovina** sobre todo, que aprovecha los residuos de la cosecha. Al igual que la zona anterior tiene el pico de producción en primavera, con un pico menor en la otoñada.
- **Área de Levante y Sureste:** es esta zona apenas hay desarrollo herbáceo y a época favorable es más corta que en las otras zonas, estando el pico de producción casi en época invernal.

Actualmente la superficie ocupada por pastos (Pastizal+Prados naturales+Erial) en España es de 9,2 millones de hectáreas, de las cuales en Andalucía hay 1,4 millones de hectáreas. La comunidad autónoma con mayor superficie de pastos es Castilla y León, con 2,3 millones de hectáreas (MAPAMA, 2017a). **Los pastizales son el uso del suelo predominante en agricultura ecológica en España, representando más de la mitad de la superficie bajo este tipo de manejo.** En España hay 1 millón de hectáreas de superficie de pastos permanentes ecológicos, lo que supone un 11% de la superficie forrajera del país. De éstas en Andalucía se encuentran 672 mil hectáreas, que suponen el 69% del total de la superficie ecológica de la región y el 33% de la del país (MAPAMA, 2017b) (Tabla 1). Entre 2007 y 2015, la superficie dedicada pastos, praderas y forrajes en producción ecológica en Andalucía ha crecido en un 123%.

Tabla 1. Superficie total y bajo manejo ecológico de pastizales en España y Andalucía en 2015. Fuente: MAGRAMA, 2016 y MAPAMA, 2017 (miles de hectáreas)

	España			Andalucía		
	Total	Eco	% Eco/ Total	Total	Eco	% Eco/ Total
Pastos y praderas permanentes (incluidas las dehesas)	6.028	898	14,9%	924	666	72,0%
Pastos pobres	2.247	116	5,2%	544	12	2,2%
TOTAL (pastos permanentes)	8.275	1.014	12,2%	1.468	678	46,1%

Los pastizales son asociaciones formadas por herbáceas, que sirven de cubierta vegetal, aportando carbono al suelo y disminuyendo la erosión, además de servir como alimento para el ganado. El poco laboreo al que son sometidos favorece su **función de sumidero de carbono**. La presencia de estrato arbóreo en algunos tipos de pastizales contribuye aún más a incrementar el almacenamiento de carbono en estos sistemas, tanto en el suelo como en la biomasa de los árboles. Al mismo tiempo, la productividad de los pastizales, al igual que la de los cultivos de secano, depende directamente del régimen de precipitaciones, por lo que son especialmente **vulnerables a la mayor variabilidad y menor cantidad de lluvias** proyectadas en zonas mediterráneas en el contexto del cambio climático (ver Capítulo 24).



Imagen 1. Pastizal con ganado ovino en la provincia de Jaén

21.2. Estudios sobre emisiones de GEI en pastizales

Se han revisado un total de 117 artículos centrados en pastizales, en 105 de los cuales se estudiaban las emisiones GEI, la mayoría de ellos en clima mediterráneo (Tabla 2).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre pastizales, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	11	0	11
Mediterráneo	89	12	102
No Mediterráneo	5	0	4
Total	105	12	117

De los 89 artículos que incluían emisiones GEI de pastizales en clima mediterráneo, solo un 7% incluían el manejo ecológico, siempre en comparación con el manejo convencional (Tabla 3).

Tabla 3. Número de artículos revisados sobre pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	85	2	87
Eco/Con	4	9	14
Ecológico	0	1	1
Total	89	12	102

El número de artículos publicados sobre emisiones GEI en el pastizal se mantuvo bajo hasta el comienzo de la segunda década de los 2000; cuando se incrementó de 1-4 a 4-14 artículos anuales, con fuertes oscilaciones entre años (Figura 1). Todos los artículos que incluyen manejo ecológico se publicaron entre 2013 y 2015.

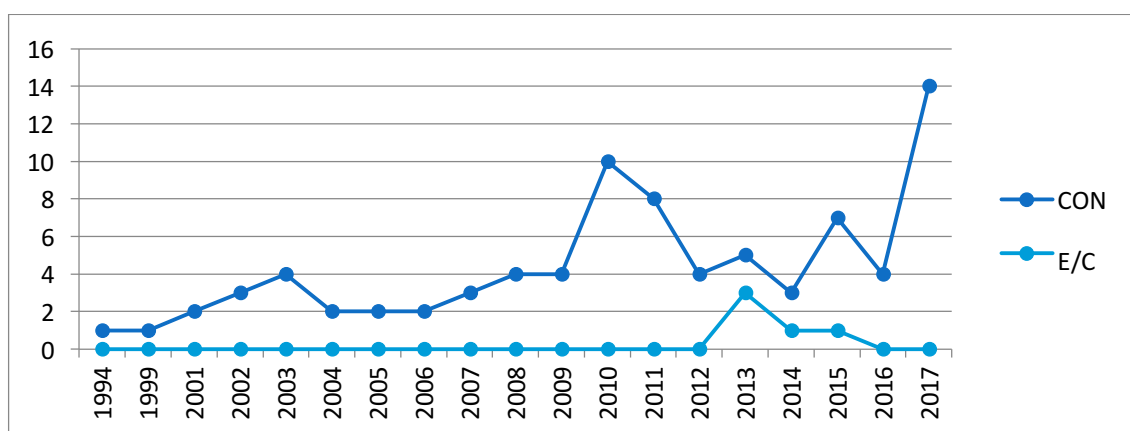


Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre pastizales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional)

La mayoría de los estudios realizados sobre emisiones GEI en pastizal se realizaron en la cuenca mediterránea (81%); concretamente en España, con un 49% del total de los estudios sobre GEI en pastizales y el total de los estudios que incluyen algún tratamiento ecológico (Figura 2).

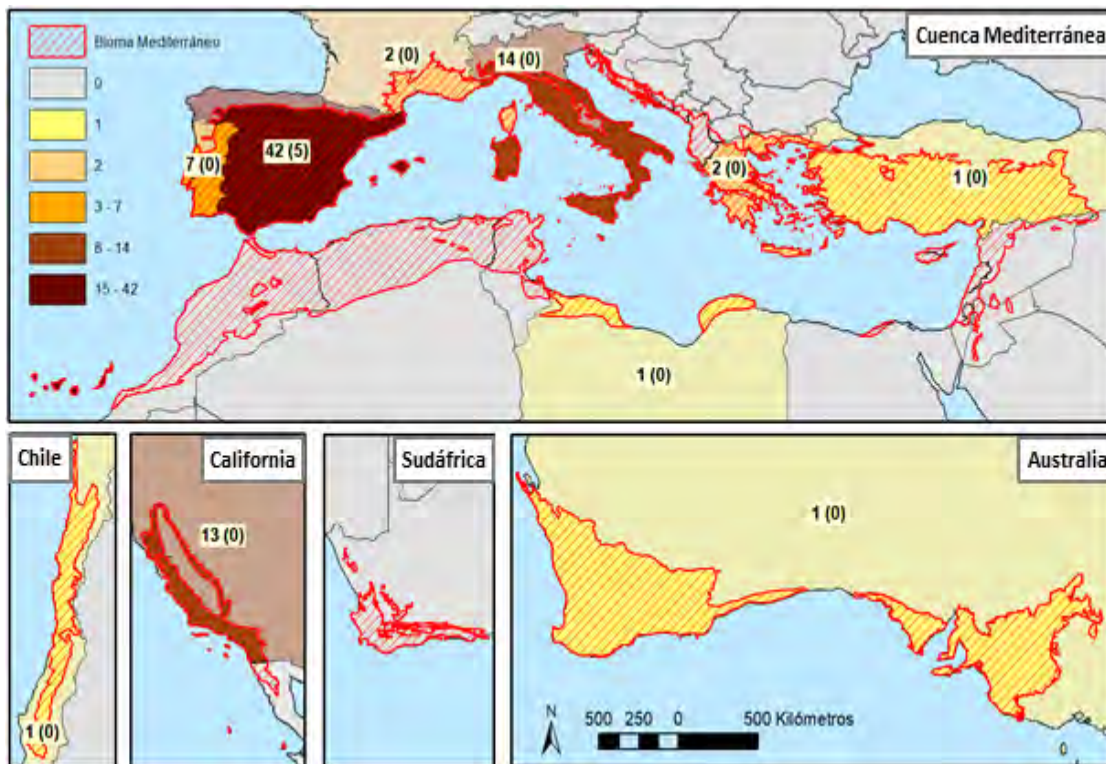


Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La distribución geográfica de los estudios realizados en España muestra que **en Andalucía se ha realizado la mayoría de estudios sobre GEI en pastizales (41%)** y el total de los que incluyen algún tratamiento con manejo ecológico (Figura 3).

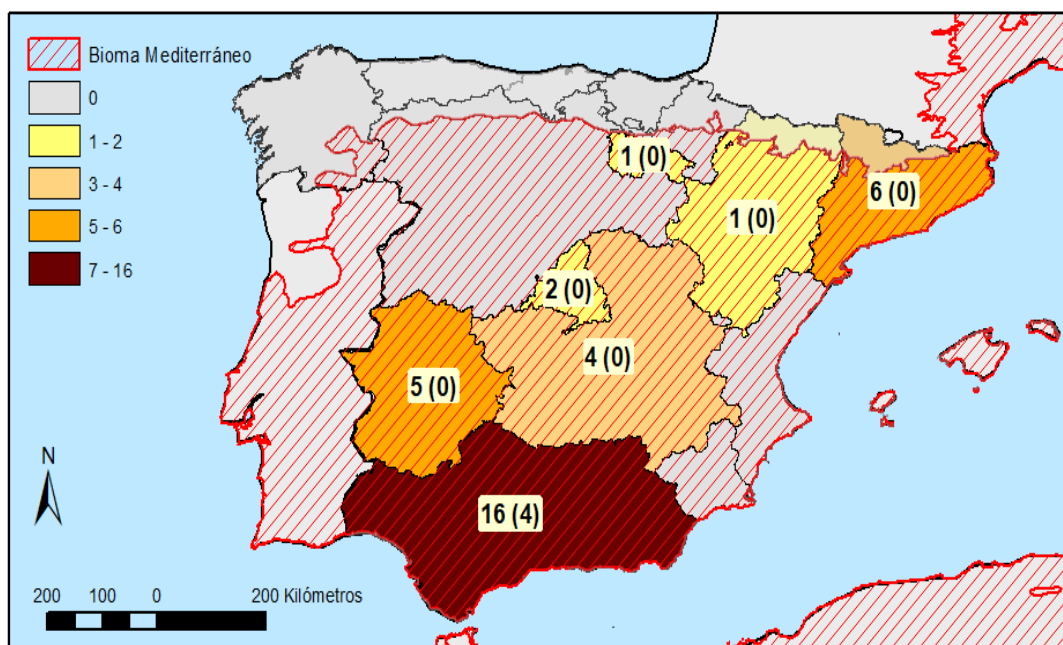
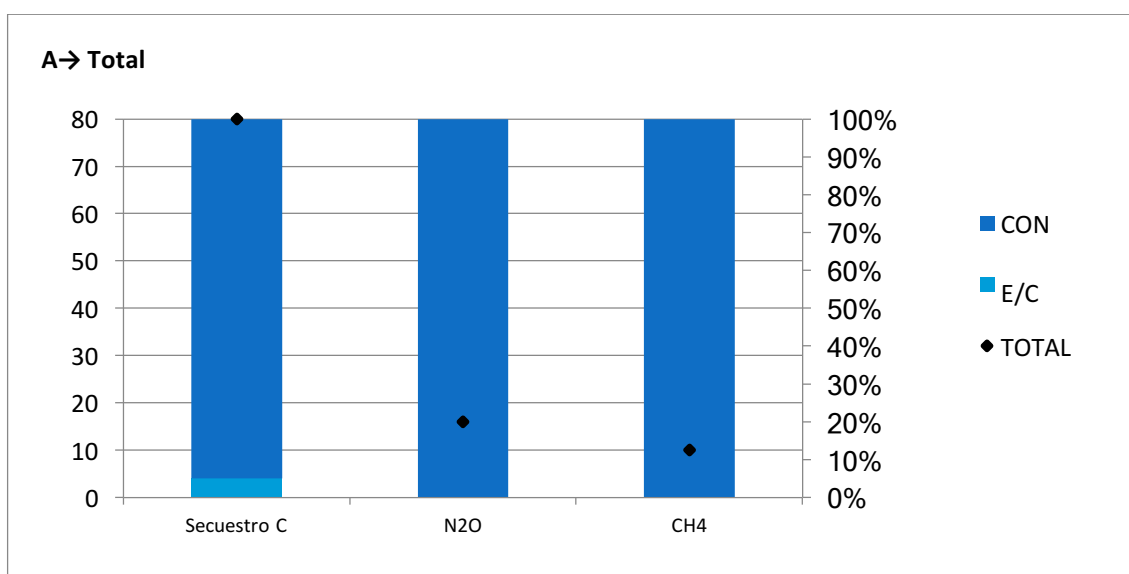


Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

El proceso más estudiado en el balance GEI del pastizal es el secuestro de carbono, con 80 artículos; de los cuales, 74 incluyen mediciones en campo, de las cuales un 5% incluían manejo ecológico en comparación con convencional (Figura 4). En cambio, las emisiones de N₂O solo se han medido en 7 estudios, y el CH₄ del suelo en 5, sin contemplar ningún artículo el manejo ecológico.



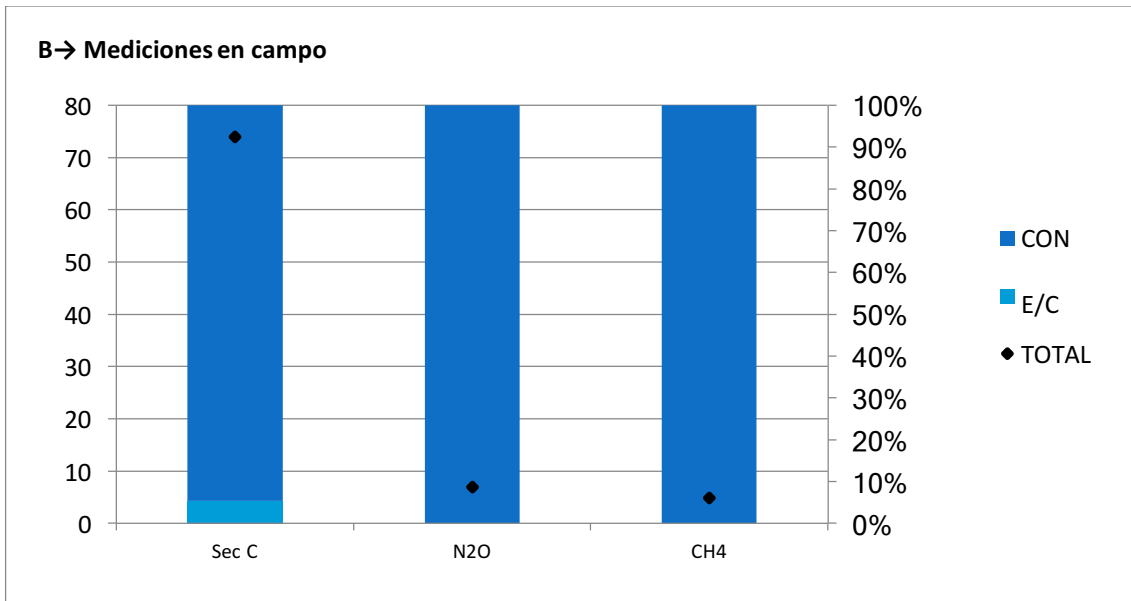


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional;)



Imagen 2. Pastizal de montaña en la provincia de Granada

21.3. Emisiones de metano (CH₄) del suelo

La mayoría de los artículos que estudian las emisiones de CH₄ del suelo en pastizales han medido estas emisiones (Tabla 4). **No se ha encontrado ningún artículo que incluya manejo ecológico y que estudie emisiones de CH₄ en suelos de pastizales.**

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.

	Convencional	Total
Medido	5	5
Modelizado	3	3
Revisión	2	2
Total	10	10

La mayoría de los estudios se han llevado a cabo en EEUU, con 4 artículos y dos mediciones en campo, mientras que el resto de países han publicado un estudio cada uno, con mediciones en España, Portugal y Australia (Figura 5).

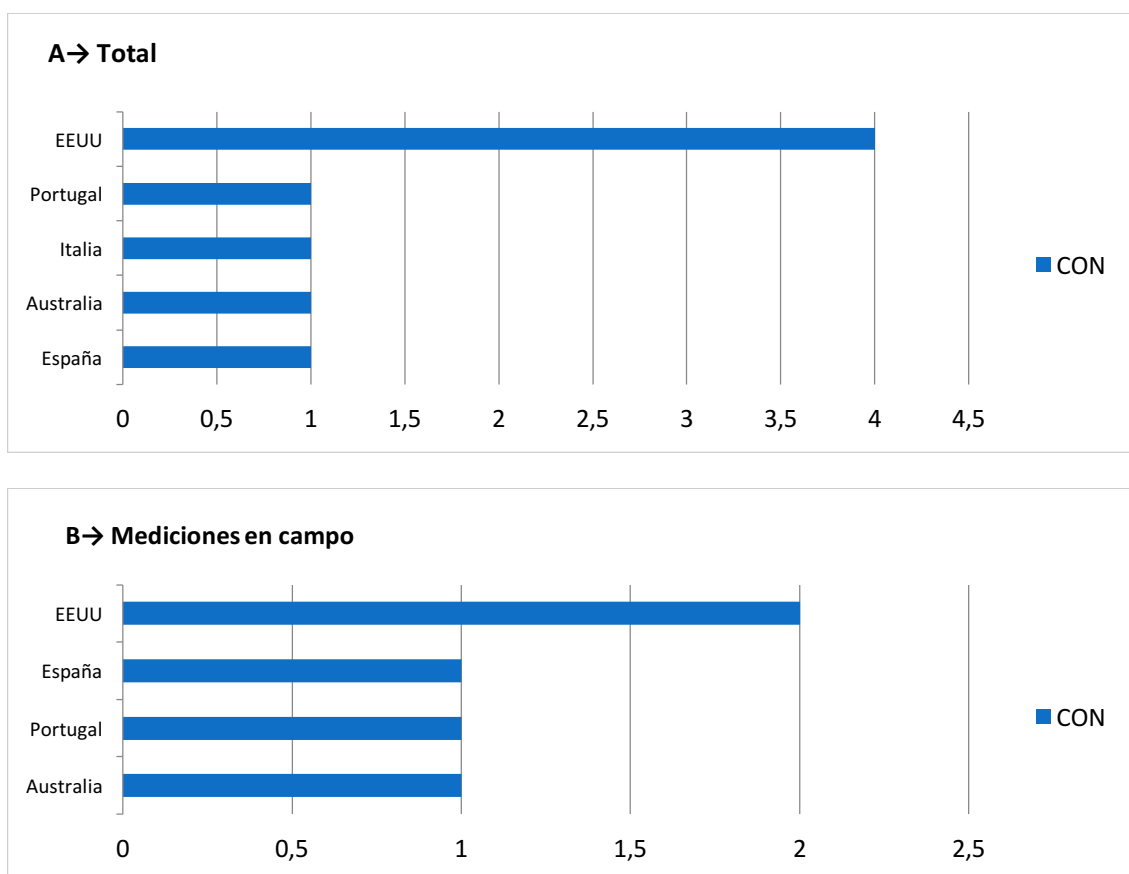


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)

El estudio de Sánchez Martín et al. (2017) sugiere **que los pastizales anuales mediterráneos podrían ser un sumidero neto de CH₄** incluso en condiciones de contaminación, aunque los flujos observados fueron pequeños en todos los casos. En este estudio, se utilizaron tratamientos de ozono (O₃) y de N, para comprobar las respuestas de las distintas emisiones. La mayoría de los flujos diarios de CH₄ medidos durante el periodo de experimentación fueron negativos y no se relacionaron con la presencia de O₃ o la aplicación de N. Los flujos acumulativos de CH₄ al final de la temporada fueron, por lo tanto, también negativos para todos los tratamientos, aunque su magnitud fue muy pequeña. Los valores variaron de -0,06 a -0,13 kg CH₄-C por hectárea y no se vieron influenciados por las entradas de N, la exposición al O₃ o su interacción.

En el estudio de Owen et al. (2015), se utilizó un modelo para estimar las emisiones de CH₄ de los pastos de explotaciones de vacuno en California. El modelo estimó unas emisiones medias de -4,7 Kg CH₄-C por hectárea y año, no se encontraron diferencias significativas en las estimaciones para pastizales abonados y no abonados. La textura del suelo parecía tener mayor influencia en este caso.



Imagen 3. Ganado vacuno en pastizal en Mallorca

21.4. Emisiones de óxido nitroso (N₂O) del suelo

Casi la mitad de los 16 estudios sobre el N₂O en pastizal han medido estas emisiones, siempre bajo manejo convencional. Se ha modelizado o estimado las emisiones de N₂O en 4 estudios y se ha considerado en 3 revisiones (Tabla 5).

Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo (CON: convencional).

	Convencional	Total
Medido	7	7
Modelizado	5	5
Revisión	3	3
Factor IPCC	1	1
Total	16	16

La mitad de los estudios sobre emisiones de N₂O en pastizal están realizados en Estados Unidos. Además existen estudios en Italia, Portugal, España y Australia (Figura 6).

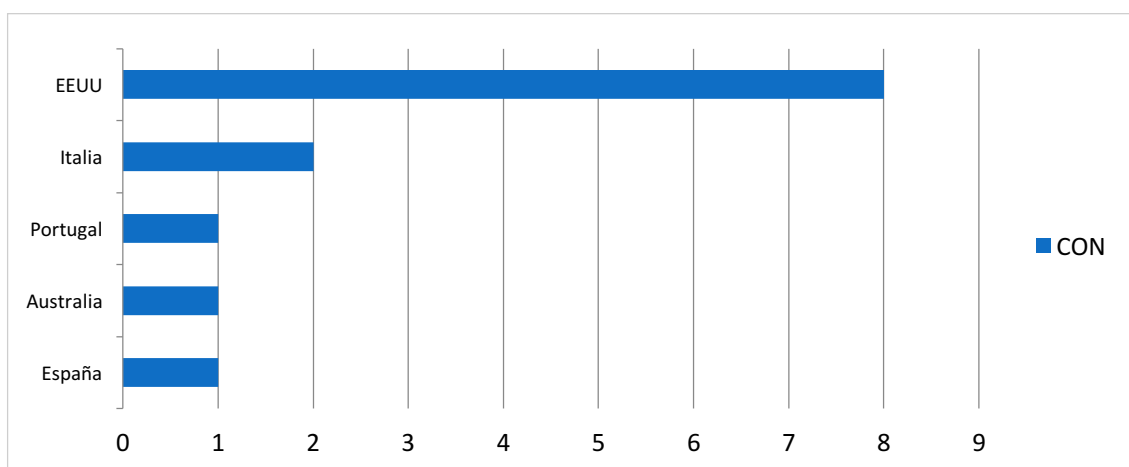


Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)

En el estudio de Lugato et al. (2010) se utilizó un modelo, estimaciones con factores de emisión del IPCC y mediciones para determinar las emisiones de N₂O en un pastizal. Las mediciones se ajustaron al modelo, pero en el caso de la aplicación de los factores del IPCC, los resultados no se ajustaron, **siendo las emisiones medidas en campo mucho menores que las emisiones estimadas con el factor del IPCC**. En la misma línea, en el estudio de Shvaleva et al. (2014) se realizaron mediciones en dehesas de Portugal, en las que se encontraron flujos de N₂O que iban desde -0,77 a 0,96 kg N₂O-N por hectárea y año. Asocian estas mediciones tan bajas a que son suelos secos con gran aireación, lo que es desfavorable para la producción de N₂O.

Owen et al. (2015) emplearon un modelo para estimar las emisiones de los pastizales de explotaciones de vacuno de leche en California. Las emisiones de N_2O que fueron modelizadas, estaban relacionadas positivamente con las adiciones de N. Según el modelo, el 0.75% del N agregado al suelo es emitido como N_2O-N .

Es importante señalar que **no se ha encontrado ningún estudio en el que se midan emisiones de N_2O asociadas a la deposición del ganado en pastoreo**, que suponen la mayor parte de las emisiones de N_2O asociadas a los pastizales. El IPCC considera un factor de emisión del 2% del N depositado emitido como N_2O , frente al 1% para la aplicación de fertilizantes en cultivos. Dado que el factor de emisión de los fertilizantes en cultivos en el secano mediterráneo (0.3%, según el meta-análisis de Cayuela et al., 2017) es más bajo que el del IPCC, podría esperarse que el factor de emisión de la deposición del ganado en pastoreo también lo sea. La ausencia de investigación específica en este clima, sin embargo, hace que exista **una gran incertidumbre en la estimación de estas emisiones**.



Imagen 4. Pradera de regadío, un manejo intensivo del pasto en ambientes mediterráneos. Portugal.

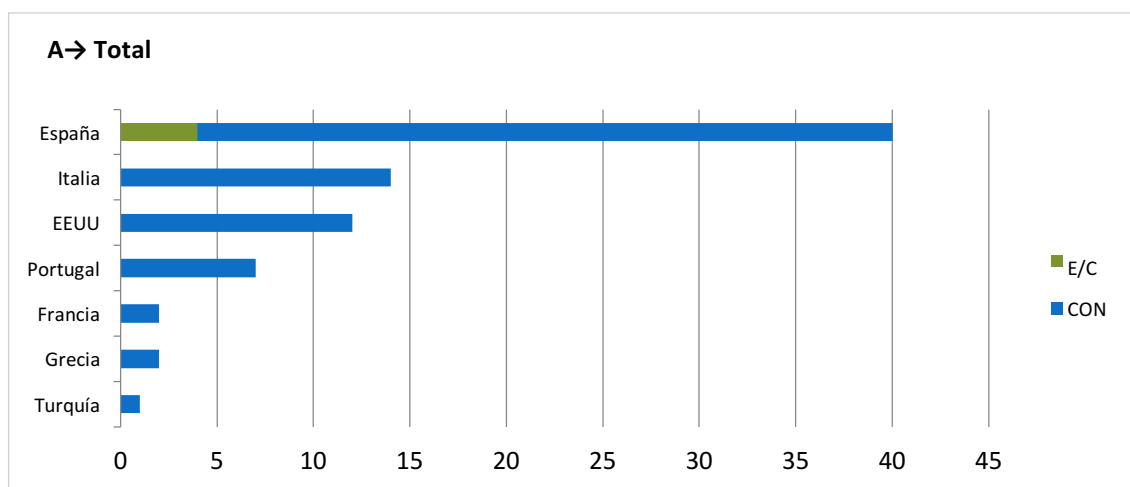
21.5. Secuestro de carbono en el suelo

En la mayoría de los estudios sobre el secuestro de carbono en los pastizales mediterráneos se han medido el carbono orgánico en el suelo en estudios de menos de 3 años de duración (Tabla 6), con 38 artículos bajo manejo convencional. Además un número similar de estudios en los que se han hecho mediciones del secuestro de carbono con una duración de más de 3 años, siendo éstos 31 estudios bajo manejo convencional y 4 artículos que comparan el manejo ecológico con el convencional, de modo que **solo el 5% del total de estudios sobre secuestro de carbono considera el manejo ecológico**. También existe una revisión sobre el carbono en suelos de pastizales de California (Silver et al., 2010).

Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

	Eco/Con	CON	Total
Medido <3 años	0	39	39
Medido >3 años	4	31	35
Modelizado	0	5	5
Revisión	0	1	1
Total	4	76	80

La mayoría de los estudios sobre el carbono en el suelo de los pastizales se han realizado en España (51%), donde también se han realizado los únicos estudios que incluyen manejo ecológico (Figura 7A). Además existen estudios en Portugal, Italia, Grecia, Francia, Libia, Turquía, Estados Unidos y Australia. Al concentrar la mayoría de los estudios sobre el Carbono en el suelo de pastizales, España también cuenta con la mayoría de estudios con mediciones en campo, con 39 estudios, entre los que se encuentra la totalidad de estudios que comparan manejo ecológico y convencional (Figura 7B).



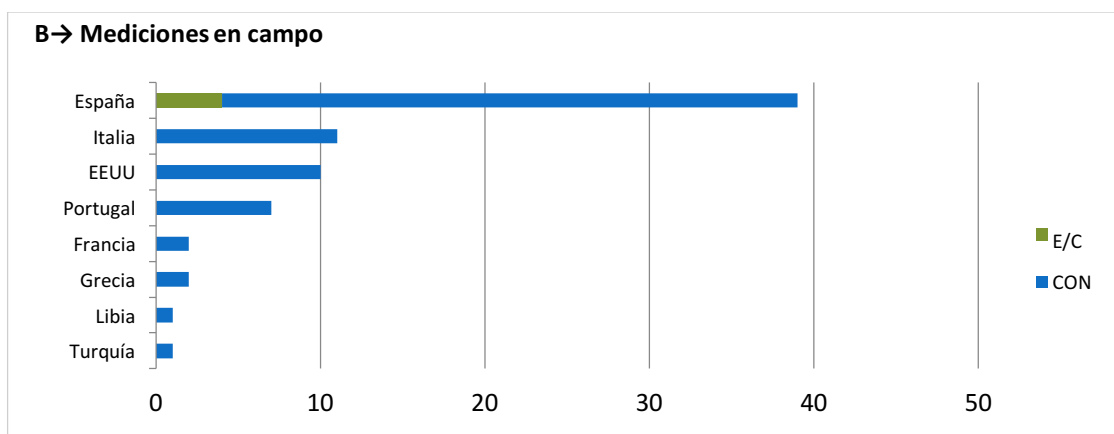


Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

Se han encontrado 20 artículos que estudian el secuestro de carbono en la dehesa, todos ellos han llevado a cabo mediciones, la mayoría de ellos en estudios de más de 3 años de duración (Figura 8).

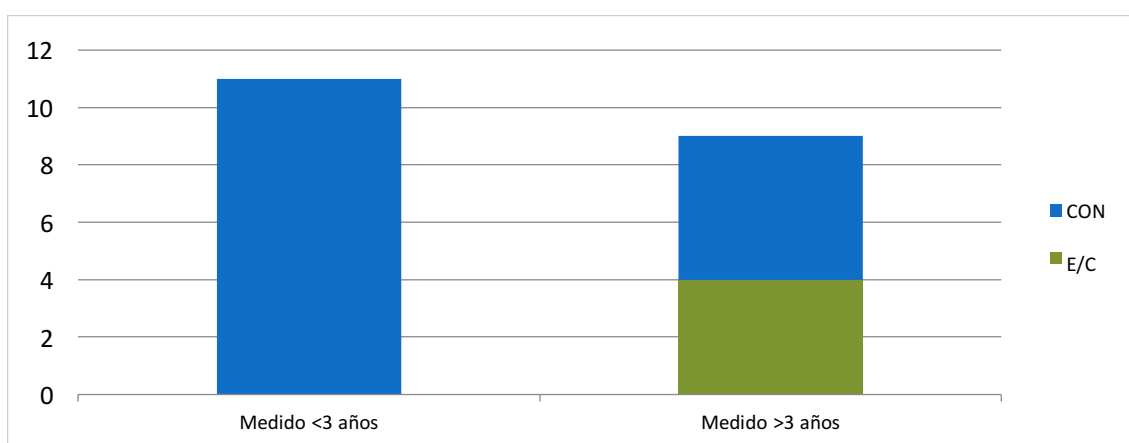


Figura 8. Número de artículos sobre el secuestro de carbono en el suelo en la dehesa bajo clima mediterráneo. (CON: Convencional; E/C: ecológico y convencional)

Según el estudio de Francaviglia et al. (2017), los pastos mostraron mayor cantidad de COS, que otros ecosistemas, incluso en comparación con forrajes, por la menor perturbación del suelo al no existir laboreo. En un amplio análisis de los niveles de carbono en los suelos en España, Rodríguez-Martín et al. (2016) encontraron **niveles promedio de COS de 68 toneladas por hectárea en pastizales, un valor similar a la de la mayoría de los tipos de bosque, y muy superior al de los cultivos herbáceos (45 toneladas) y leñosos (38 toneladas).**

Los pastizales mediterráneos suelen experimentar restricciones de agua y nutrientes y tienen exceso de radiación (Moreno, 2008). Se ha encontrado que la presencia de sombra arbórea en los pastos tiene un efecto positivo sobre la productividad de los pastos en la dehesa. En el estudio de Moreno (2008) se describe un **aumento del rendimiento del pastizal bajo la sombra**

del árbol del 17% y el 33% respecto a los sitios desarbolados más secos y los más húmedos, respectivamente. Los árboles en la dehesa también contribuyen a un aumento de fertilidad del suelo bajo su sombra. En el estudio de Moreno (2008) la calidad del suelo cuando no se aplicaba fertilización fue mayor bajo la sombra de los árboles que bajo sombra artificial. En el estudio de Cappai et al. (2017), los resultados indicaron que los pastizales boscosos tradicionales en condiciones mediterráneas (dehesas) generan un patrón espacial a pequeña escala de C y N en el suelo que permite un alto almacenamiento de C debajo del árbol. Su investigación indica claramente que **los pastizales arbolados almacenan más C y crean un hábitat más rico que los desarbolados**. Además los alcornoques, que pueden estar presentes en la dehesa, por su estructura celular única en el corcho contribuyen a la fijación de CO₂ (Rives et al., 2012). Gracias a esto juegan un papel importante en la huella de carbono total. En el estudio de Rives et al. (2012) se usa un valor de fijación de carbono de 2,9 toneladas de CO₂ por hectárea y año, aunque señala la necesidad de estudiar la fijación de carbono más a fondo y verificarla mediante métodos experimentales.

En los estudios que han realizado una comparación entre el manejo ecológico y convencional de los pastizales, se observó que el manejo, según el tipo de suelo, tenía diferentes efectos en el secuestro de carbono. Los suelos del tipo cambisol se ven favorecidos por un manejo ecológico, ya que este tipo de manejo favorece las reservas de carbón orgánico del suelo (COS) en las capas superficiales (Parras-Alcantara et al., 2014). En cambio en los suelos del tipo leptisol, el COS fue menor bajo manejo ecológico que bajo manejo convencional. Los estudios en los que se hallaron estas tendencias (Parras Alcántara et al., 2014; Lozano García y Parras Alcántara, 2014; Corral-Fernández et al., 2013) se llevaron a cabo en dehesas localizada en la misma zona geográfica (Valle de los Pedroches), por lo que estos resultados no son representativos de las tendencias generales. Por otro lado, los pastizales mediterráneos estudiados tienen un manejo muy extensivo incluso en convencional, por lo que las diferencias entre las prácticas del manejo ecológico y las del convencional son pequeñas. En los casos de Parras Alcántara et al. (2014) y Corral Fernández et al. (2013) las diferencias entre los manejos se debieron únicamente el laboreo, que fue mínimo en ecológico. En cambio, en el estudio de Lozano García y Parras Alcántara (2014) se emplearon fertilizantes en convencional por lo que el manejo ecológico se diferenció del convencional por el menor laboreo y la ausencia de fertilizantes.

Las modelizaciones llevadas a cabo por Ryals et al. (2015), sugieren que **la aplicación de enmiendas de materia orgánica promueve el secuestro neto en C en pastizales**. En los escenarios en los que la relación C:N era baja también observaron mayores tasas de pérdida de N₂O, lo que lleva a que estos suelos tuvieran menor potencial de mitigación. La evaluación de esta técnica a través del tiempo reveló que los incrementos del COS duraron varias décadas, lo que sugiere que eventos de manejo puntuales o de corto plazo puede tener efecto a largo plazo en el secuestro de C del ecosistema y mitigación del cambio climático.



Imagen 5. La cría intensiva de porcino en las dehesas, comercializado como “cebo de campo”, con densidades permitidas de hasta 100 cabezas por hectárea, conduce a una rápida degradación del suelo y del arbolado, a la vez que depende de piensos importados de zonas deforestadas de Sudamérica

21.6. Conclusiones

Carencias en la información disponible

- **Se detecta una falta de información con respecto a las producciones de pastizales en clima mediterráneo, especialmente bajo manejo ecológico**, de los que hay 4 artículos.
- Las emisiones de **N₂O** en pastizales se han estudiado en un bajo número de estudios, con un alto porcentaje de mediciones en campo pero una **ausencia de estudios sobre manejo ecológico**.
- **No existen mediciones de emisiones de N₂O asociadas a la deposición del ganado en pastoreo**.
- El secuestro de carbono es el procedo más estudiado en los pastizales. Hay una gran cantidad de trabajos que realizan mediciones, aunque las que incluyen manejo ecologico son muy escasas y están todas localizadas en una misma área geográfica.
- Las emisiones de CH₄ del suelo en pastizales se han estudiado en pocos artículos y no hay ninguno que incluya manejo ecológico.

Principales resultados

Las diferencias de manejo entre pastizales mediterráneos ecológicos y convencionales suelen ser pequeñas. En este sentido, los estudios que presentan datos en ecológico de pastizales proponen que **la influencia del manejo sobre el balance de carbono en suelos de pastizales varía en función del tipo del suelo.**

Aunque no hay datos sistemáticos disponibles, la literatura revisada sugiere que **los factores de emisión de N₂O aplicados a los pastizales no se ajustan bien a la realidad de éstos bajo clima mediterraneos.** Debido a las características propias de los sistemas mediterráneos, en los que hay poca materia orgánica en el suelo y baja humedad, las emisiones observadas en mediciones y modelizaciones son muy bajas, e inferiores a las que se obtendrían con el factor del IPCC.

Los pastos favorecen el secuestro de C, por el menor laboreo y la mayor cobertura vegetal que tienen asociadas, en comparación con los cultivos forrajeros y otros cultivos.

En el caso de los **pastos arbolados**, como son las dehesas, la bibliografía **muestra mayor secuestro de carbono** en las zonas debajo de la sombra de los árboles, que se corresponde con la zona de mayor producción de pastos. Los pastizales arbolados además contribuyen a la mitigación del cambio climático mediante el almacenamiento de carbono en la biomasa leñosa y la producción de energía renovable (leña).

22. MONOGÁSTRICOS



22.1. Introducción

22.1.1 Porcino

El censo mundial de ganado porcino se situó en 982 millones de cabezas en 2016 (FAO, 2018). El gran productor de ganado porcino de los países de clima mediterráneo es España, con un censo de 29 millones de cerdos (Figura 1), siendo el cuarto productor del mundo y segundo de la Unión Europea (seguido muy de cerca de Alemania) (FAO, 2018).

El sector porcino supone un 64% de la producción de carne en España, con una producción de 3,9 millones de toneladas. La explotación de ganado porcino supone un 13% de la Producción Final Agraria, estando en el primer lugar de la Producción Final Ganadera (MAPAMA, 2018a).

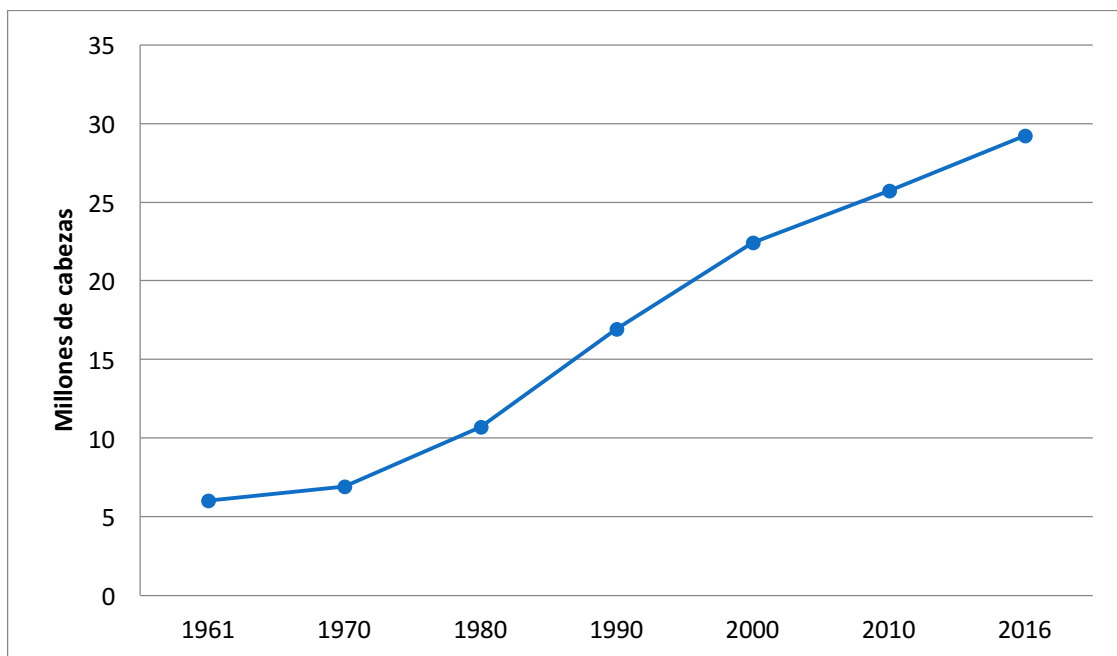


Figura 1. Evolución del censo de porcino en España. Fuente: FAO, 2018.

La producción de porcino se basa principalmente en explotaciones intensivas (MAPAMA, 2017e), en las que los animales se hayan estabulados en condiciones controladas, y con dependencia de operadores externos para su alimentación. La producción industrial tiene preferencia por los animales de cruces de razas mejoradas de aptitud mixta (Large White, Landrace y Duroc) y con gran desarrollo muscular (Pietrain) (MAPAMA, 2017e). Dentro de este sistema intensivo, podemos encontrar dos modelos:

Ciclo abierto: en el que los lechones están en una explotación desde que nacen hasta que se destetan. Se hace un cambio de explotación en ese momento o cuando los lechones alcanzan de 15 a 25 kg, momento en el que van a una granja de engorde donde puede haber cerdos de diferentes orígenes.

Ciclo cerrado: en el que todo el proceso se lleva a cabo en la misma explotación, una vez destetados los animales solo cambian de nave, no de explotación.

Además de las razas industriales utilizadas, la raza ibérica se explota tanto en intensivo como en extensivo en sistemas íntimamente relacionados con la dehesa. En el año 2016 el censo de cerdo ibérico eran 3,2 millones de cabezas, de las cuales el 49% estaba en explotaciones de cebo, un 25% de lechones y un 9% de madres (MAGRAMA, 2016a). En la actualidad, **la explotación extensiva prácticamente ha quedado relegada al cerdo ibérico de bellota**, que es sólo el 20% de los 3,2 millones de cerdos comercializados como ibéricos en 2017 (ASICI, 2018), ya que con hasta 100 cerdos por hectárea el llamado cerdo ibérico de "cebo de campo" (MAGRAMA, 2014) nunca podría considerarse una explotación extensiva, ni siquiera con el intensivista Real Decreto 1221/2009 de Ordenación de explotaciones porcinas extensivas (MARM, 2009).



Imagen 1. Suplementación con pienso al ganado porcino en una dehesa en la provincia de Badajoz

El sector porcino ecológico representa una proporción extremadamente pequeña en comparación con el total de cabaña ganadera de este sector (Tabla 1). Castilla y León es la comunidad autónoma que más toneladas de porcino ecológico produce (Tabla 2), en 2016 fueron 275,7 toneladas de peso a la canal (MAPAMA, 2017b)

Tabla 1. Número de cabezas de porcino ecológico y convencional. Fuente: MAPAMA, 2017c

	Nº de cabezas	% con respecto al total
Ecológico	10.311	0,04%
Convencional	29.221.284	99,96%
TOTAL	29.231.595	100%

Tabla 2. Distribución de la producción ecológica de porcino por comunidades autónomas. Fuentes: MAPAMA, 2017b

	Toneladas de carne	% del total de producción ecológica
Andalucía	176,17	18,76%
Baleares	64,43	6,86%
Canarias	2,60	0,28%
Castilla-La Mancha	0,69	0,07%
Castilla y León	275,70	29,36%
Cataluña	110,82	11,80%
Extremadura	45,15	4,81%
Galicia	0,64	0,07%
La Rioja	261,72	27,87%
País Vasco	1,04	0,11%
TOTAL	938,97	100%

22.1.2 Aves

El censo de aves en el mundo en 2016 constaba de 25 mil millones de animales, siendo Turquía el principal productor de productos avícolas de entre los países con clima mediterráneo, con una producción de 1,9 millones de toneladas de carne de ave y con 1,1 millones de toneladas de huevos (FAO, 2018).

En España, la producción avícola ha sido el sector ganadero que ha experimentado un mayor aumento en su censo en las últimas décadas, habiéndose **multiplicado por 4 desde 1961 hasta llegar a 143 millones de aves en 2013** (Figura 2). Al mismo tiempo, la producción se multiplicó por 18. El censo de aves está principalmente representado por las gallinas. Se diferencian claramente dos sistemas productivos: sistema de producción de huevos y sistemas de producción de carne.

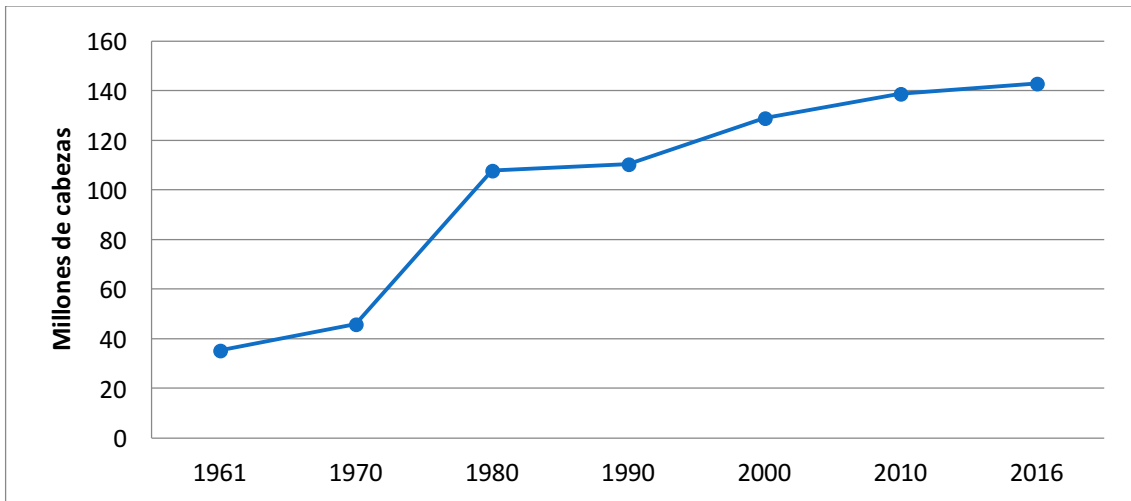


Figura 2. Evolución del censo de aves en España. Fuente: FAO, 2018

Los cambios sufridos en la legislación que regulaba el bienestar de los animales en este tipo de producciones han hecho que **el sector de la producción de huevos** se haya redimensionado y sufrido una gran conversión. (MAPAMA, 2018b) El sector avícola de puesta representa en un 6,1% de la Producción Final Ganadera (MAPAMA, 2017b). En el año 2016, un 56% de las explotaciones avícolas de puesta trabajaba con un método de explotación alternativo (suelo, camperas o ecológicas) aunque en relación al censo de animales estas categorías significaban solo un 7-8% del total (MAGRAMA, 2016b).



Imagen 2. Gallinas ponedoras camperas en la provincia de Sevilla. Las aves pueden aprovechar buena parte de los residuos de los cultivos hortícolas

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

El censo de aves ponedoras ecológicas en el año 2016 se situó en 313.632 cabezas (MAPAMA, 2017a), lo que representa un porcentaje muy pequeño (0,66%) del censo avícola de puesta nacional (Tabla 3). La comunidad autónoma que mayor cantidad de huevos ecológicos produjo en 2016 fue Andalucía (Tabla 4) con 11,9 millones de huevos (MAPAMA, 2017b)

Tabla 3. Número de cabezas de gallinas ponedoras de huevos ecológicos y convencionales. Fuente: MAPAMA, 2017c

	Nº de cabezas	% con respecto al total
Ecológico	313.632	0,66%
Convencional	47.521.637	99,34%
TOTAL	47.835.269	100%

Tabla 4. Distribución de la producción ecológica de huevos por comunidades autónomas. Fuente: MAPAMA, 2017b

	Millones de huevos	% del total de producción ecológica
Andalucía	11,85	25,58%
Aragón	2,53	5,46%
Asturias	0,45	0,98%
Baleares	0,50	1,08%
Canarias	1,85	3,99%
Cantabria	0,27	0,58%
Castilla-La Mancha	2,05	4,42%
Castilla y León	1,59	3,42%
Cataluña	9,34	20,15%
Extremadura	0,14	0,29%
Galicia	6,13	13,22%
Navarra	2,81	6,06%
La Rioja	0,42	0,91%
País Vasco	4,98	10,74%
Comunidad Valenciana	1,44	3,11%
TOTAL	46,35	100%

Los **sistemas productivos de aves de carne** son en su gran mayoría sistemas intensivos, muy especializados y tecnificados.

Tras el aumento sufrido en el consumo de aves desde los años 60, que llegó a multiplicarse por 10 en 2010 (FAO, 2018), desde 2010 la evolución del consumo de carne de pollo va en disminución, habiendo caído en los últimos siete años un 11%, mientras que el consumo de otras aves como es el pavo está aumentando (MAPAMA, 2017f)

En España, al igual que pasa con la producción de carne de porcino, la carne de ave ecológica representa un porcentaje muy pequeño de la producción total (Tabla 5). La comunidad

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

autónoma que más carne de ave ecológica produce es Galicia (Tabla 6) con 775,92 toneladas de peso a la canal (MAPAMA, 2017b).

Tabla 5. Número de cabezas de aves de carne ecológica y convencional. Fuente: MAPAMA, 2017c

	Nº de cabezas	% con respecto al total
Ecológico	496.804	0,06%
Convencional	764.563.196	99,94%
TOTAL	765.060.000	100%

Tabla 6. Distribución de la producción ecológica de carne por comunidades autónomas. Fuente: MAPAMA, 2017b

	Toneladas de carne	% del total de producción ecológica
Andalucía	63,60	6,74%
Baleares	4,72	0,50%
Canarias	1,10	0,12%
Castilla-La Mancha	0,13	0,01%
Castilla y León	51,30	5,43%
Cataluña	43,93	4,65%
Extremadura	0,42	0,04%
Galicia	775,92	82,18%
Navarra	1,14	0,12%
País Vasco	1,92	0,20%
TOTAL	944,19	100%

22.2. Estudios sobre emisiones de GEI en monogástricos

La mayor parte de los estudios sobre emisiones de GEI en monogástricos encontrados han sido realizados en zonas de clima mediterráneo (Tabla 7).

Tabla 7. Número de artículos revisados sobre ganadería de monogástricos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	6	0	5
Mediterráneo	21	11	32
No Mediterráneo	5	3	8
Total	32	14	46

Es reseñable que de los artículos que estudian las emisiones GEI del sector no hay ningún estudio realizado en condiciones ecológicas (Tabla 8). El único estudio con manejo ecológico revisado en estas especies aporta datos sobre la energía del sistema, pero no sobre las emisiones de GEI.

Tabla 8. Número de artículos revisados sobre ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	21	10	31
Ecológico	0	1	1
Total	21	11	32

La publicación de estudios sobre emisiones GEI en monogástricos es muy reciente, de apenas hace 7 años, viéndose un aumento en los últimos tres años (Figura 3).

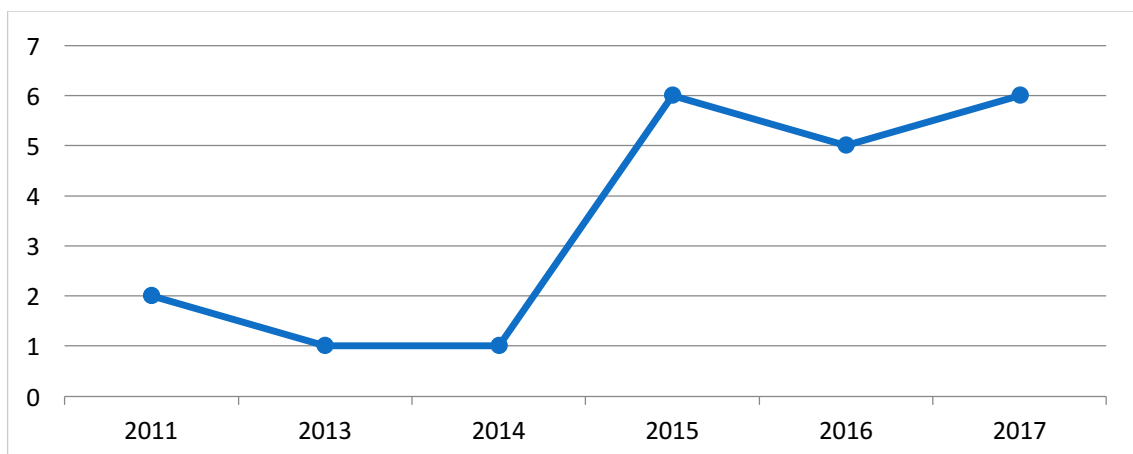


Figura 3. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre ganadería de monogástricos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. Todos los estudios son en manejo convencional.

La publicación de estudios con mediciones en campo de las emisiones GEI en ganadería de monogástricos se ha centrado en la cuenca mediterránea, siendo España el país donde más estudios se han llevado a cabo (59%) (Figura 4).

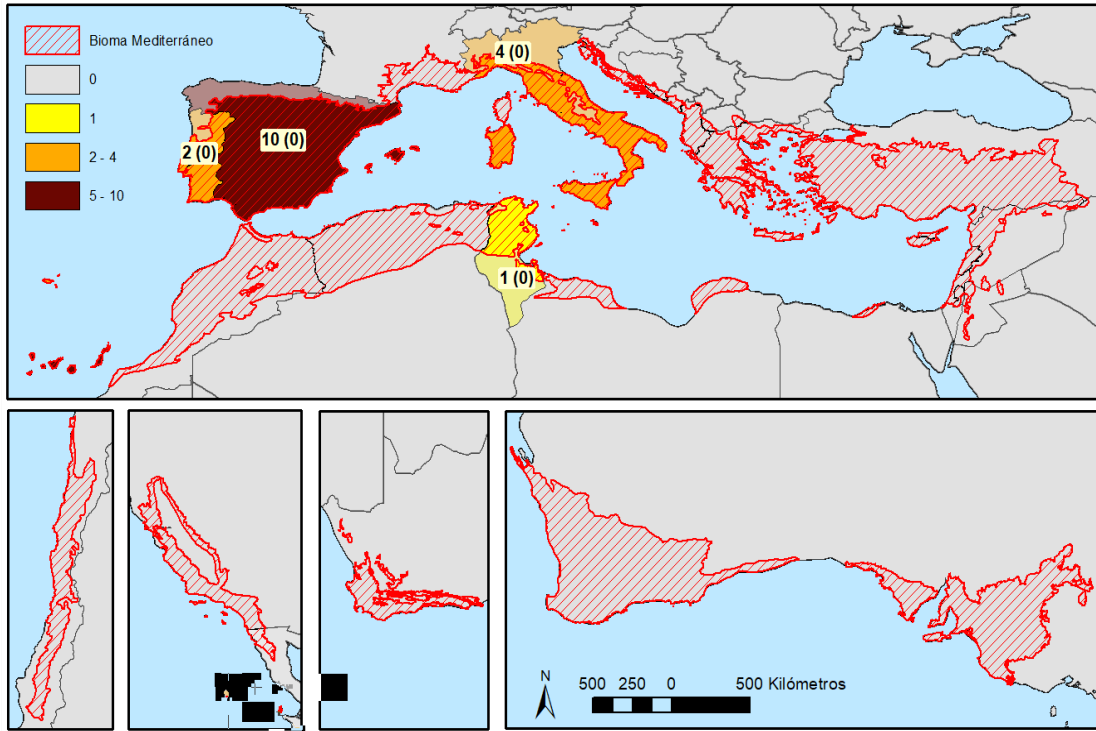


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

Si observamos la distribución geográfica de los estudios en España, vemos que Cataluña y Valencia son las comunidades autónomas donde más estudios se han realizado. En el caso de Cataluña, los estudios realizados son sobre porcino, siendo también la región con más ganadería porcina en España (Figura 5).

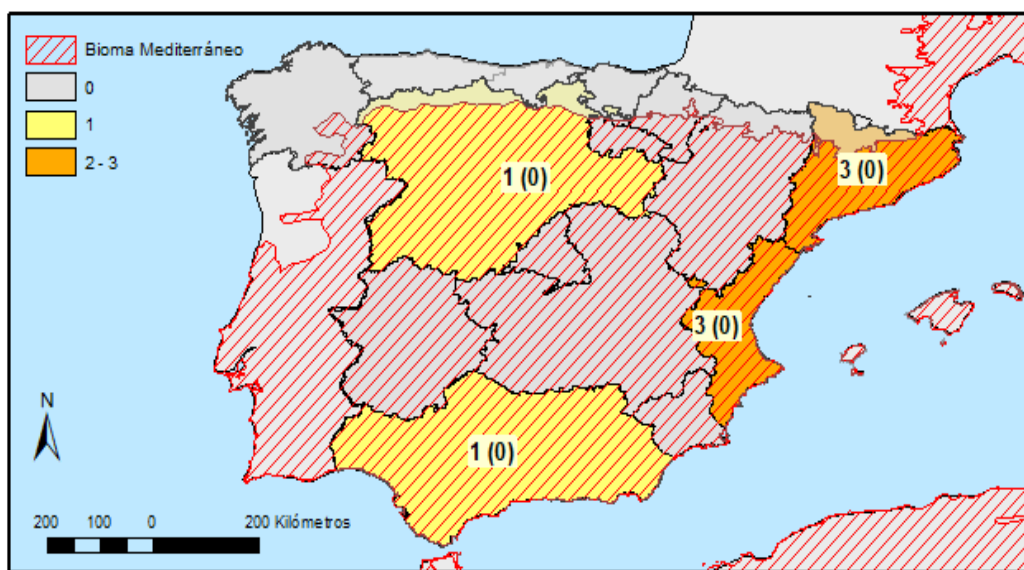


Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

De las especies de monogástricos estudiadas, el porcino es el que se ha analizado en mayor porcentaje de estudios (57% centrados únicamente en porcino), que se corresponde con la especie ganadera que más importancia tiene en la Producción Final Ganadera de nuestro país. El 24% de los estudios ofrece datos de aves, que es el segundo grupo más estudiado en esta categoría (Figura 6).

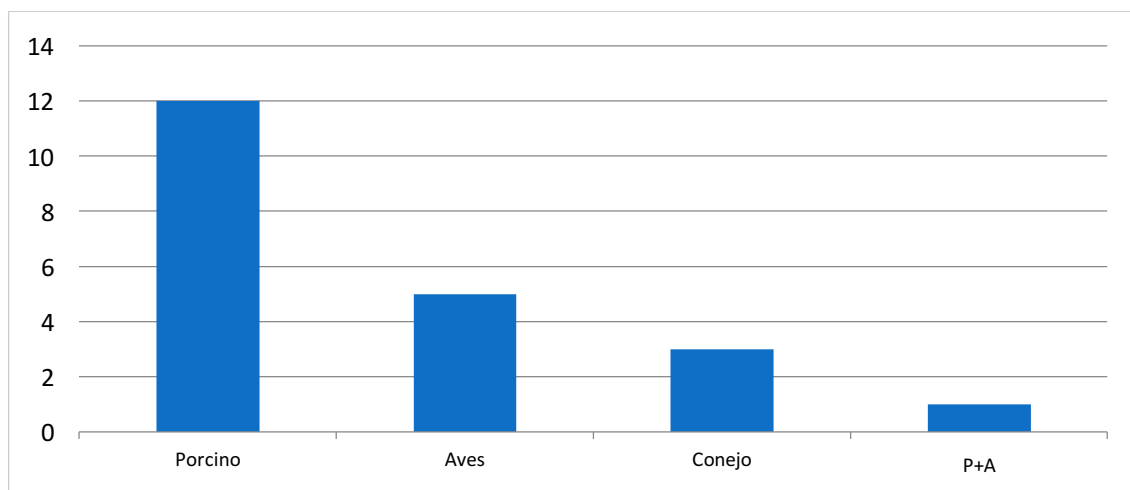


Figura 6. Número de estudios sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, por especies (P+A: porcino y aves).

En el estudio de las emisiones de los monogástricos, las emisiones derivadas del manejo del estiércol son las más estudiadas, seguidas de la huella total de carbono estimada mediante ACV (Figura 7).

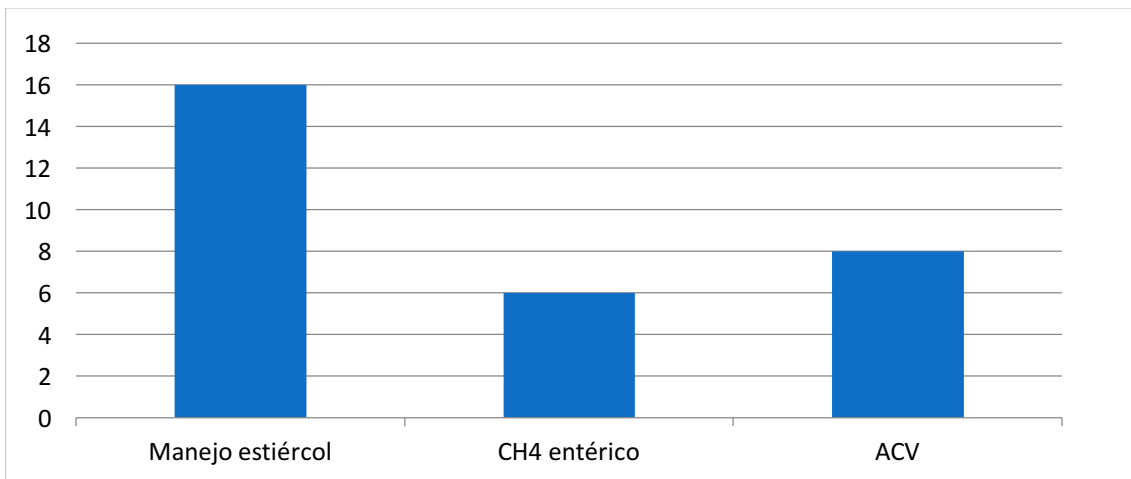


Figura 7. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. Todos en convencional (ACV: análisis de ciclo de vida)

Puesto que todos los estudios de esta sección se han realizado en convencional, se pasa a realizar el análisis por tipos de emisión obviando la ganadería ecológica.

22.3. Emisiones del manejo del estiércol

La mayor parte de los artículos sobre ganadería en monogástricos que estudian las emisiones del manejo del estiércol realizan mediciones (Tabla 9). Como se ha dicho con anterioridad, son todos en ganadería convencional.

Tabla 9. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y especie.

	Porcino (P)	Aves (A)	Conejo	P+A	Total
Factor IPCC	1	0	0	0	1
Medido	6	2	3	0	11
Modelizado	2	1	0	1	4
Total	9	3	3	1	16

Todos los artículos están centrados en la cuenca mediterránea, siendo España el país donde más estudios sobre estas emisiones se han llevado a cabo y donde se han publicado más estudios con mediciones propias (Figura 8).

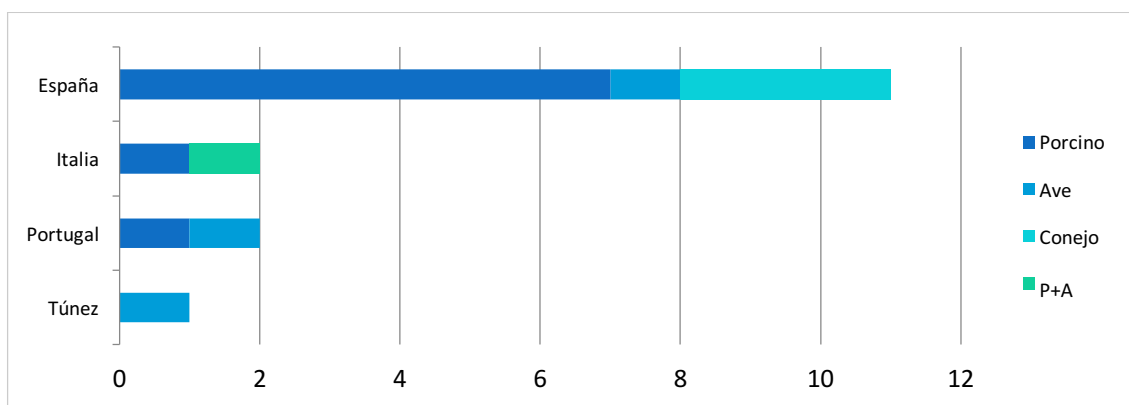


Figura 8. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie. (P+A: porcino y aves).

En el sector porcino estas emisiones están principalmente representadas por el CH₄ que se genera en estos procesos, debido a la gestión del estiércol en forma líquida que se realiza en el porcino (Noya et al., 2017a; González-García et al., 2015; Nguyen et al., 2010; Sáez et al., 2017; Riaño y García-González 2015; Pirlo et al., 2016). Por ejemplo, las mediciones llevadas a cabo por Riaño y García-González (2015) en el estiércol antes de someterlo a fases de separación mostraron unos niveles de emisión de 271 tCO₂eq por año y granja para el CH₄ y 19.2 toneladas de CO₂eq al año por granja para el N₂O.

Otros estudios en los que se han llevado a cabo mediciones han mostrado que en las emisiones influyen factores como la temperatura a la que se almacenan los purines y la cantidad de lípidos de la dieta (Becaccia et al., 2015). Además, se han observado diferencias en cuanto las emisiones

de CH₄ provenientes del manejo del estiércol existentes entre las distintas fases productivas de los cerdos. Según las mediciones de Becaccia et al. (2015), la recría es la fase que más CH₄ genera (18 mL por gramo de sólido volátil) y la fase de lactación la que menos (12 mL por gramo de sólido volátil).



Imagen 3. La cría de pollos de engorde bajo manejo convencional es habitualmente muy intensiva. Pollos de engorde en la provincia de Huelva.

En el caso de las aves, Pereira (2017) hizo mediciones de las emisiones del estiércol en pollos de engorde (*broilers*), cuyos resultados fueron 12,2 g CO₂-eq por ave y día para el N₂O y 5,4 g CO₂-eq por ave y día para el CH₄. Sus resultados los comparó con los obtenidos en otros países, viendo que los resultados de emisiones de la zona mediterránea eran menores que los obtenidos en EEUU y Canadá. En sus mediciones encontró que los rangos de emisiones de N₂O son similares a los de otros países europeos. Al comparar las emisiones de CH₄ del estiércol con las mediciones de otros países, encontró menores niveles que los de otros países no mediterráneos, aunque superiores al factor de emisión recomendado por el IPCC para los países mediterráneos (1,2 g CO₂-eq por ave y día). Los valores obtenidos por Calvet et al, 2011 fueron para el N₂O de 15,2 g CO₂-eq por ave y día y para CH₄ de 1,08 g CO₂-eq por ave y día. Los resultados obtenidos en estos dos estudios (Calvet et al., 2011; Pereira, 2017) indican que las emisiones en granjas de broilers en clima mediterráneo pueden diferir de los valores obtenidos en otras regiones; incluso estando las condiciones de los animales muy controladas, puede haber ciertas pautas climáticas y de manejo que condicionen las emisiones.

22.4. Emisiones de CH₄ entérico

Son escasos los artículos sobre ganadería en monogástricos que estudian las emisiones de CH₄ entérico (Tabla 10), en consonancia con la baja contribución de este gas a su balance de emisiones de GEI. La mitad de los estudios son sobre porcino y están realizados en Italia (Figura 9). Como se ha dicho con anterioridad, son todos en ganadería convencional.

Tabla 10. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de monogástricos, según el tipo de estudio y especie.

	Porcino	Aves	Conejo	Total
Factor IPCC	2	0	0	2
Medido	0	1	1	2
Total	2	1	1	4

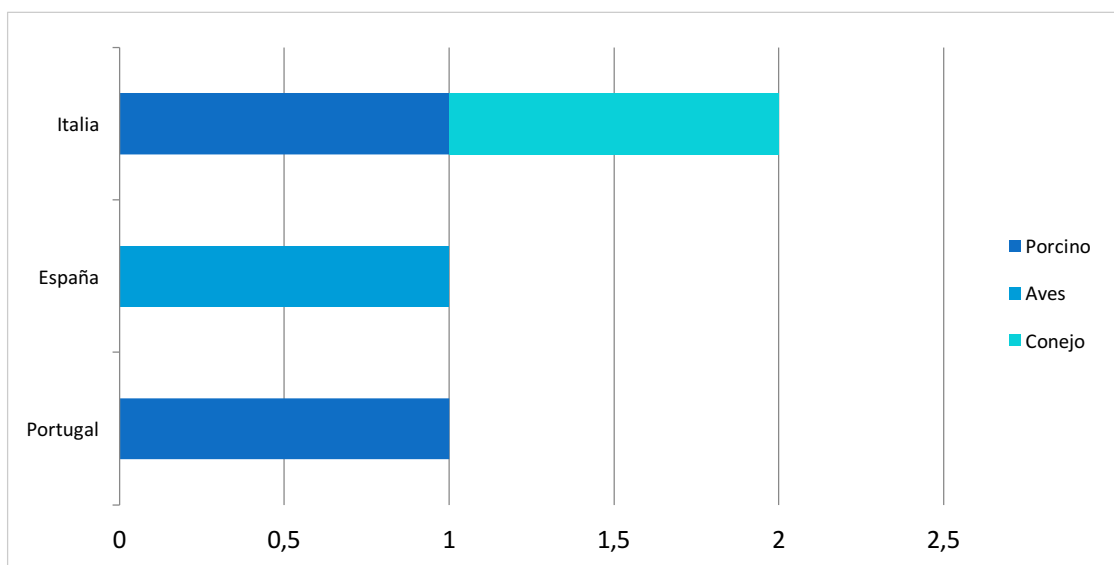


Figura 9. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie.

En los estudios de Calvet et al. (2011), que realizó mediciones en aves, y da Borso, et al. (2016), que realizó mediciones en conejo, los datos obtenidos fueron en mediciones del aire de las naves; por lo que no se pueden separar los datos de las emisiones del manejo del estiércol de los de la fermentación entérica.

22.5. Huella total de carbono (análisis de ciclo de vida, ACV)

Los estudios revisados sobre huella de carbono (ACV) de monogástricos bajo clima mediterráneo son escasos, sólo 8, sobre carne de cerdo, carne de pollo y huevos (Figura 10). Tanto Italia como España cuentan con 3 trabajos; en Italia son de porcino y aves y en España sólo son de porcino

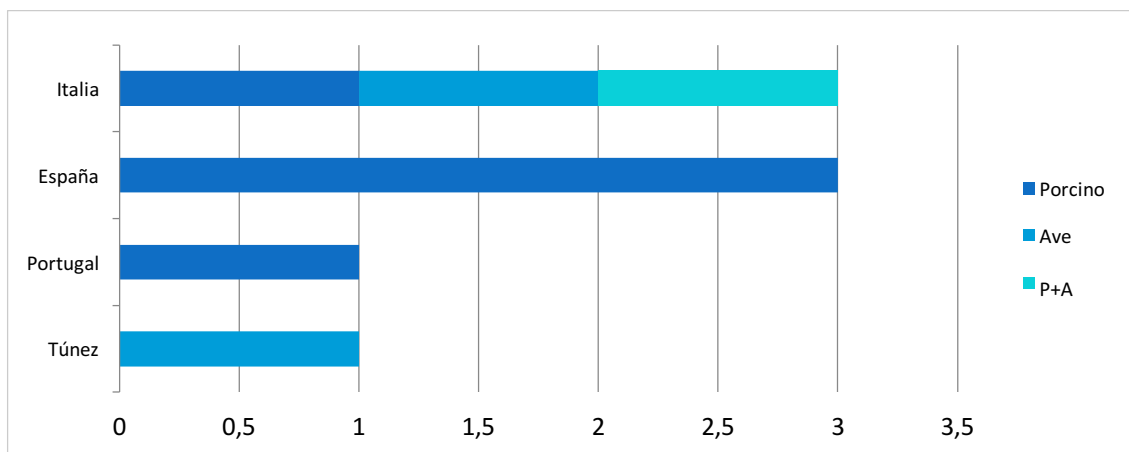


Figura 10. Número de artículo sobre la huella de carbono mediante ACV de los productos de ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie (P+A: porcino y aves).

Como se muestra en la Figura 11, las emisiones más importantes de la ganadería de monogástricos son las emisiones relacionadas con la deforestación (LULUCF), que son debidas a la producción de piensos importados. En el caso de la producción de carne de cerdo, estas emisiones representan un 47% del balance, en el caso de la producción de huevos, un 50% y el la carne de pollo un 58%. Les siguen en importancia las emisiones las derivadas del uso de la energía, que representan un 30% aproximadamente, y se deben también principalmente a la producción de piensos (Leip et al, 2010). De este modo, **la producción de pienso representa la mayor parte de las emisiones totales del ganado monogástrico, mientras que las emisiones biogénicas (CH₄ entérico y emisiones del manejo del estiércol), que son las que se incluyen dentro de la categoría “Ganadería” en los protocolos internacionales de cuantificación de emisiones (IPCC, 2006), representan una fracción muy pequeña, y por tanto están muy lejos de representar su contribución real al cambio climático.**

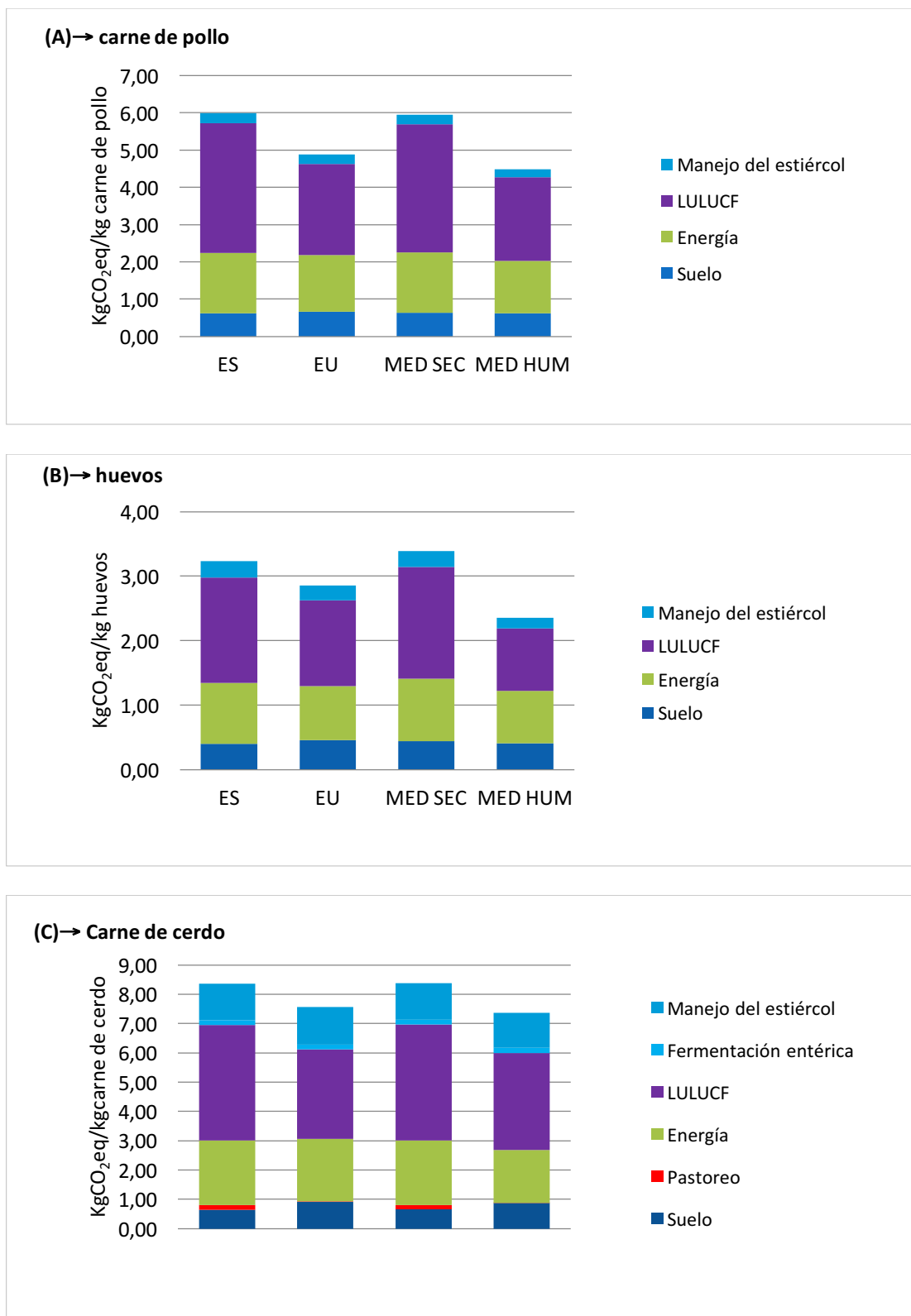


Figura 11. Balance de emisiones GEI por kilogramo de producto del ganado monogástrico en España (ES), Europa (EU), en clima mediterráneo seco (MED SEC) y mediterráneo húmedo (MED HUM) según el tipo de producción, incluyendo carne de ave (A), huevos (B) y carne de cerdo (C). Fuente: Leip et al., 2010. (LULUCF: cambio de uso del suelo)

Pirlo et al. (2016), defienden que la fase de engorde es la que produce el 70% de las emisiones GEI totales de la producción de porcino; lo que contrasta con el estudio de Coderoni et al. (2015), que defienden que son las granjas de lechones las que tienen mayor huella de carbono.

Como ya se ha expuesto, se ha detectado la existencia de una **carencia de información con respecto a las emisiones de GEI en monogástricos en sistemas ecológico en condiciones de clima mediterráneo**. Sin embargo, hay estudios sobre emisiones GEI en monogástricos en producción ecológica realizados en otros climas. Por ejemplo, en el estudio de Dourmad et al. (2014) da datos de emisiones de 2,43 CO₂-eq por kg de peso vivo para las producciones ecológicas de porcino en Europa y de 2,25 CO₂-eq por kg de peso vivo para las producciones convencionales, por lo que no se ve mucha diferencia entre un sistema u otro.

El elevado peso de las emisiones de la producción de piensos en la huella total de C de los productos de animales monogástricos sugiere que, también bajo manejo ecológico, la reducción de estas emisiones debe ser la estrategia prioritaria para reducir el impacto climático de estas producciones. Esta reducción debe abordarse por varios frentes:

- El **incremento de la productividad** animal permite usar menores cantidades de alimentos, reduciendo también su huella final.

- Reducción de las emisiones de la producción de alimento animal, es decir, **mitigación de GEI en cultivos** ecológicos. Las medidas relacionadas con esta estrategia se discuten ampliamente a lo largo de este informe.

- Sustitución de ingredientes de piensos** que compiten con la alimentación humana, como granos de cereales y leguminosas, con otros que no lo hacen, como **residuos de cultivo, de agroindustria y urbanos**. La valorización de residuos para su uso en alimentación animal es una de las estrategias más efectivas para la mitigación de GEI en la gestión de residuos (Moult et al., 2018).

- Reducción del consumo de carne**. La cantidad de carne en la dieta humana tiene un efecto indirecto sobre las emisiones asociadas a la producción de piensos, porque cuanto más demanda haya, más necesidad hay de usar piensos que provengan de zonas deforestadas (ver Capítulo 1, Apartado 1.3)

22.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información

- Existe escasez de información sobre las emisiones GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, destacando la **ausencia de estudios bajo manejo ecológico**; entre los 21 estudios encontrados y analizados, no se ha encontrado ninguno bajo manejo ecológico.
- El número de publicaciones sobre ganado monogástrico es extremadamente bajo en relación con la gran proporción de las emisiones totales que representan.
- Se han encontrado un total de 11 mediciones de emisiones del manejo del estiércol, siendo el **porcino** la especie en la que se han realizado más estudios (6).
- Hay un bajo número de mediciones de CH₄ en naves ganaderas en las que no se distingue el proveniente de CH₄ de fermentación entérica del generado en el manejo del estiércol.
- Existe un total de 8 estudios ACV, la mayoría de ello centrados en **porcino**.
- Los estudios se han realizado principalmente en España, y la especie más estudiada ha sido el porcino con más de la mitad de los estudios.

Principales resultados

- Los resultados de la bibliografía muestran **que las emisiones en granjas de pollos de engorde en clima mediterráneo son menores que en otros climas**.
- En el caso del porcino, la bibliografía indica que la fase productiva influye mucho en el balance de las emisiones de GEI.
- La mayoría de las emisiones de GEI del ganado monogástrico están asociadas a la producción de piensos**, representando las emisiones biogénicas una fracción pequeña del total. En particular, destacan las emisiones por **deforestación para el cultivo de piensos importados**, lo que significa que gran parte del impacto ambiental de la producción de monogástricos no se produce en los propios países mediterráneos, sino en zonas tropicales deforestadas para el cultivo de los piensos que consumen.
- La mitigación de GEI en monogástricos debe **priorizar la reducción de la huella de C de la producción de piensos**, mediante 4 estrategias complementarias: incremento de la productividad animal, mitigación de GEI en cultivos, sustitución de ingredientes de piensos por subproductos, y reducción del consumo humano de carne.

23. RUMIANTES



23.1. Introducción

23.1.1 Vacuno

En 2016 el censo mundial de vacuno se situó en 1.474 millones de cabezas; Turquía, con 14 millones de cabezas, y Sudáfrica, con 13 millones, son los países de clima mediterráneo que mayor cabaña ganadera de vacuno tienen (FAO, 2018), si bien el área con clima mediterráneo en Sudáfrica es relativamente pequeña dentro del país. En cuanto a la producción de leche de vaca, el país de clima mediterráneo que más cantidad produce es Turquía, con 17 millones de toneladas de leche en 2016, seguido de Italia con 11 millones. En cambio, el país de clima mediterráneo con mayor producción de carne de vacuno es Sudáfrica con 1,1 millones de toneladas de carne en 2016 (FAO, 2018)

España contaba con un censo de 6,2 millones de cabezas de vacuno en 2016 (FAO, 2018) (Figura 1). El sector vacuno en España supone el 34% de la Producción Final Ganadera (MAPAMA, 2017h).

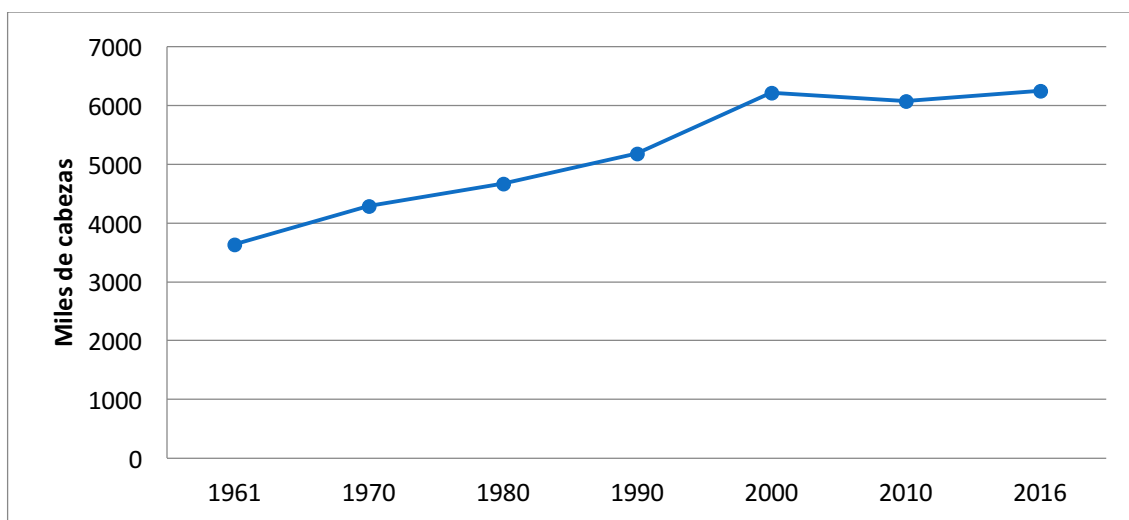


Figura 1. Evolución del censo de vacuno en España. Fuente: FAO, 2018.

Vacuno lechero en España

En 2016 se produjeron en España 7,1 millones de toneladas de leche de vaca (MAGRAMA, 2016). En España la producción de leche, salvo excepciones, está concentrada en la **Cornisa Cantábrica**, con el 68% del total de producción de leche cruda de España y el 71% del censo de vacas de ordeño (MAGRAMA, 2016c). El sistema de explotación en esta zona lo constituyen granjas de pequeño tamaño, que a menudo tienen suficiente base agrícola como para poder disponer de los alimentos de los animales en la misma explotación. Son sistemas en los que agricultura y ganadería están muy ligadas (MAGRAMA, 2016c). En cambio, en otras zonas de España, como puede ser Andalucía o Castilla-La Mancha, el sistema predominante es más intensivo, con disponibilidad variable de tierras y dependiente de proveedores externos que proporcionen la alimentación para los animales (MAGRAMA, 2016c).

Tras un periodo de transición en el que el sector se preparaba para la eliminación de la **cuota láctea**, en marzo de 2015 se produjo su desaparición definitiva; por lo que el censo de vacuno lechero y el número de explotaciones disminuyeron, pero a su vez la producción por explotación y por animal aumentó (MAGRAMA, 2016c). Este cambio llegó en un momento en el que la tendencia al consumo de leche iba en descenso, acompañado de las altas producciones y la pérdida de algunos mercados extranjeros, lo que produjo desequilibrio entre la oferta y la demanda, y por tanto, la caída de los precios de los productos lácteos. (MAGRAMA, 2016c).

El porcentaje de la cabaña de vacuno dedicado a la producción de leche en ecológico es muy pequeño, del 0,96% (MAPAMA, 2017c). En la producción de leche ecológica en España, es Galicia la comunidad autónoma que más destaca, con una producción de 7.864 toneladas de leche (MAPAMA, 2017b).

Vacuno de carne en España

El sistema productivo del vacuno de carne tiene dos tipos de explotaciones claramente diferenciadas:

- **Explotaciones dedicadas a la reproducción** en las que están las vacas que producen terneros de razas propiamente cárnicas. Son sistemas de explotación en extensivo en los que los terneros permanecen con su madre hasta el destete.
- **Cebaderos**, en los que los terneros son estabulados y alimentados hasta que alcanzan el peso óptimo para ir al matadero. Estas explotaciones tienen condiciones intensivas sin pastoreo o con altas cargas ganaderas, donde la alimentación es principalmente a base de piensos de engorde.

A estas unidades de engorde llegan tanto animales que pertenecen al primer tipo de explotación, como terneros procedentes de explotaciones de vacuno lechero. Aquí se diferencian según los criterios de cada cebadero para poder sacar animales lo más igualados posibles, tal y como demanda el mercado.



Imagen 1. Ganado vacuno para reproducción en una dehesa en la provincia de Badajoz.

La producción de carne de vacuno lleva una tendencia ascendente en los últimos años y en especial se aprecia un aumento significativo de la carne certificada como ecológica, que posee un valor añadido y responde a las nuevas demandas del consumidor (MAGRAMA, 2016d).

El porcentaje de censo de vacuno dedicados a la producción en ecológico es mayor que en otras especies, aunque sigue siendo un porcentaje bajo, del 3,5% (MAPAMA, 2017c). La producción total de carne de vacuno en España fue en 2016 de 637.013 toneladas (MAPAMA, 2018e), de la producción ecológica, Andalucía es la comunidad autónoma con la mayor producción de carne de vacuno ecológico, con el 78% de la producción (MAPAMA, 2017b).

23.1.2 Pequeños rumiantes

Importancia y distribución

El censo de pequeños rumiantes a nivel mundial es de 2.176 millones de cabezas (FAO, 2018). De los países de mediterráneos, Turquía es el que mayor censo posee, con 4,2 millones de cabezas.

España es uno de los principales productores carne de pequeños rumiantes de la UE, con una producción de 115.041 toneladas (FAO, 2018), por detrás de Reino Unido y Francia. **En España este sector tiene especial relevancia por su papel en la conservación del territorio y en la generación de empleo en zonas rurales** (MAGRAMA, 2015).

En las últimas décadas el censo de ovino ha llevado una tendencia descendente que situó el censo en 15,9 millones de cabezas en el año 2016 (Figura 3) y la producción de carne de ovino en 105.966 toneladas (FAO, 2018). El censo del caprino ha experimentado aumentos y descensos desde los años 60 del siglo pasado, en el año 2016 el censo se situó en 3,09 millones de cabezas como continuación del aumento que lleva registrándose desde el año 2000 (FAO, 2018) (Figura 2).

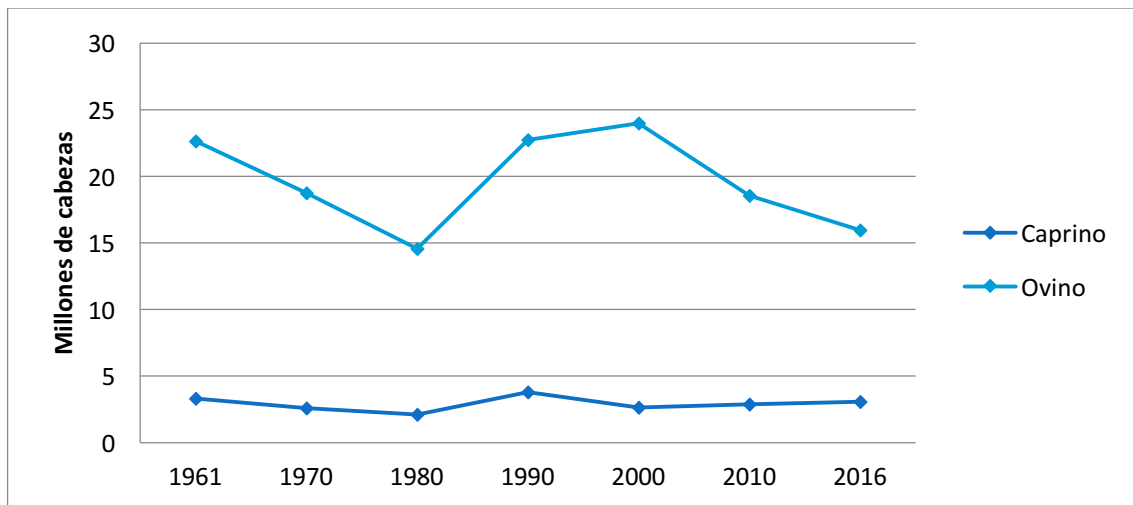


Figura 2. Evolución del censo de pequeños rumiantes en España. Fuente: FAO, 2018.

Los sistemas de producción empleados en los pequeños rumiantes, al estar tan íntimamente ligados a la conservación del suelo y el medio, son los que más fácil tienen el poder poseer indicaciones geográficas protegidas y la adaptación a los requerimientos de la producción ecológica (MAGRAMA, 2015). Estos hechos hacen que los productos recogidos bajo estas marcas de calidad sean más acordes a las demandas que los consumidores exigen. La producción de pequeños rumiantes en su conjunto representa el 12% de la Producción Final Ganadera en España (MAPAMA, 2018c).

Ovino en España.

La tendencia de la producción de leche de ovino se encuentra en alza (MAGRAMA, 2015). Principalmente debido a la mejora de la producción por el cambio que se ha generado en la cabaña ganadera hacia razas foráneas más especializadas como la raza Assaf (MAGRAMA, 2015). Además, los sistemas tienden a una mayor intensificación de las explotaciones.



Imagen 2. Ganado ovino en la provincia de Sevilla

En las explotaciones dedicadas al **ovino de leche** el alimento de los animales es servido en pesebre y apenas pastorean. Con los avances del sector se ha conseguido reducir la estacionalidad de la producción láctea, garantizando el suministro para la elaboración de quesos, que es el principal destino de esta leche. En muchas regiones hay marcas de calidad, denominaciones de origen para los quesos e indicaciones de origen protegido para los corderos que le dan a estos productos un gran valor añadido. Los rebaños destinados a la **producción cárnica** tienden a sistemas semi-extensivos en los que la alimentación suplementaria tiene un gran peso.

La explotación del ovino en **sistemas ecológicos** sigue una tendencia al alza. El censo de ovino en ecológico se situó en 2016 en 16.943 cabezas para el ovino de leche (un 0,55% del total) y 565.574 para el ovino de carne (un 4,39%) (MAPAMA, 2017c). Dentro de la producción ecológica del sector, las comunidades autónomas que lideraron la producción fueron Canarias en el caso de la leche (47% de la producción) y Andalucía en el de la carne (83% de la producción) (MAPAMA, 2017b).

Caprino en España.

Estos animales han sido tradicionalmente utilizados en las zonas más desfavorecidas debido a su **alta capacidad de adaptación** y aprovechamiento de tierras dónde otras especies no serían capaces de pastorear. El sistema tradicional ha sido una granja familiar en la que se producía tanto para autoconsumo como para la venta local.



Imagen 3. Ganado caprino en la provincia de Cádiz

En las últimas décadas se ha asistido a la intensificación del sector, aunque todavía se convive con algunos sistemas más tradicionales. La **producción de leche en estabulación** ha aparecido en regiones con poca tradición en la producción de cabra. Las razas elegidas para este sistema son las razas de producción industrial. Son sistemas bastante parecidos a los del vacuno lechero, pero la calidad de la leche no es igual por lo que se resiente en el precio percibido por el ganadero. También hay sistemas de **producción en semi-extensivo** en los que los animales pastan en las épocas del año en las que hay más presencia de pasto, aunque incluso en esta época la alimentación suplementaria ofrecida a los animales es muy alta. Además, aún existen **sistemas tradicionales de producción de carne** en los que los animales utilizados son razas muy rústicas, actualmente la mayoría declaradas en peligro de extinción.

En la explotación ecológica de esta especie, Andalucía es la comunidad autónoma que destaca en ambos tipos de aprovechamientos, con el 69% de la producción de leche y el 59% de la producción de carne (MAPAMA, 2017b).

23.2. Estudios sobre emisiones de GEI en rumiantes

De los artículos revisados sobre ganadería, emisiones y cambio climático en regiones de clima mediterráneo, 84 de éstos dan datos sobre rumiantes, de los cuales 75 estudian las emisiones GEI (Tabla 1).

Tabla 1. Número de artículos revisados sobre ganadería de rumiantes, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).

	GEI	No GEI	Total
Límite	24	1	25
Mediterráneo	29	5	34
No Mediterráneo	22	3	25
Total	75	9	84

De los 29 artículos que incluyen emisiones GEI en ganadería de rumiantes en clima mediterráneo, un 14% incluyen algún tratamiento con manejo ecológico (Tabla 2).

Tabla 2. Número de artículos revisados sobre ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)

	GEI	No GEI	Total
Convencional	25	4	29
Eco/Con	3	0	3
Ecológico	1	1	2
Total	29	5	34

Las primeras publicaciones que se han encontrado sobre el tema datan de 2006 y realizan comparaciones de manejo ecológico y convencional. Hasta 2016 no se ha vuelto a encontrar ningún estudio que trate el manejo ecológico. El ritmo de publicación de estudios ha aumentado en los últimos 5 años, de 1-2 estudios al año a 2-6 (Figura 3).

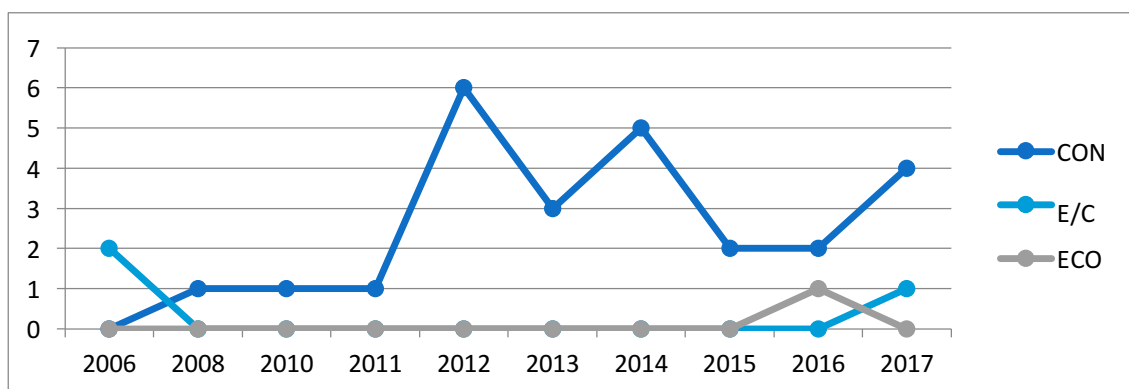


Figura 3. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre ganadería de rumiantes y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/convencional; ECO: ecológico)

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

La mayoría de los estudios están localizados en la cuenca mediterránea, siendo España junto con Italia los países que más estudios han publicado, con 7 artículos, teniendo Italia una publicación que compara el manejo ecológico y convencional. Seguidos por Portugal y EEUU con 4 estudios publicados cada uno, éste último con el único estudio realizado bajo manejo ecológico únicamente (Figura 4).

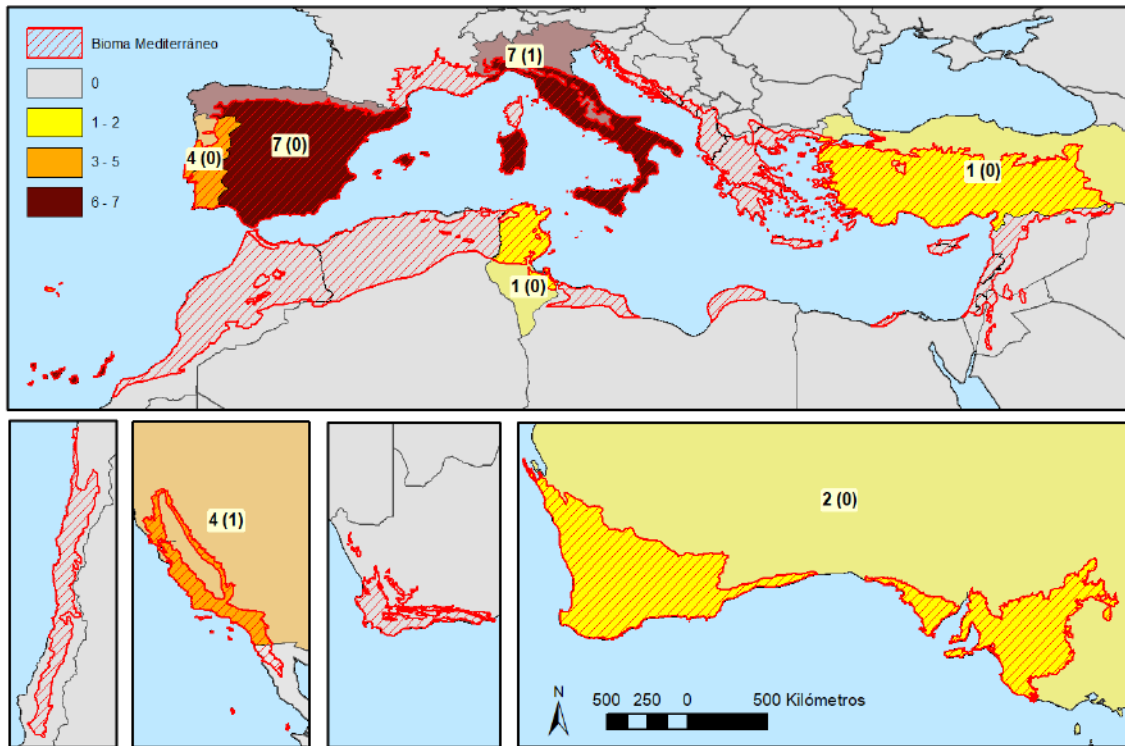


Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La distribución de los estudios en España, muestra que la gran mayoría, el 86% de éstos se ha realizado en Andalucía (Figura 5).



Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.

La mayoría de los estudios en rumiantes se ha realizado en vacuno, lo que está en línea con el mayor porcentaje de la producción que representa esta especie con respecto a los pequeños rumiantes (Figura 6). En el caso del vacuno, se le han dedicado más estudios al de producción láctea (Figura 7).

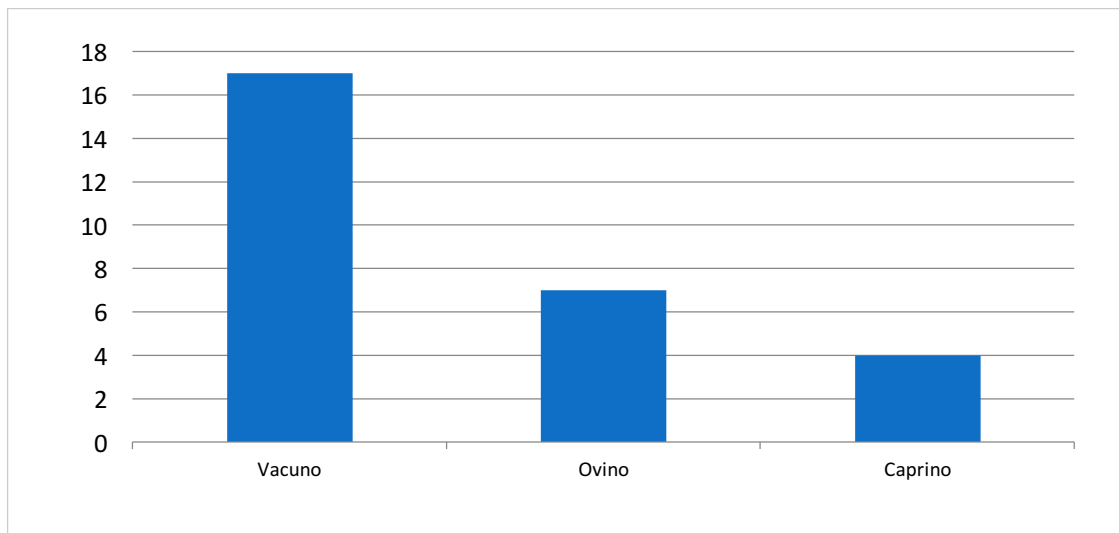


Figura 6. Número de artículo sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según especie.

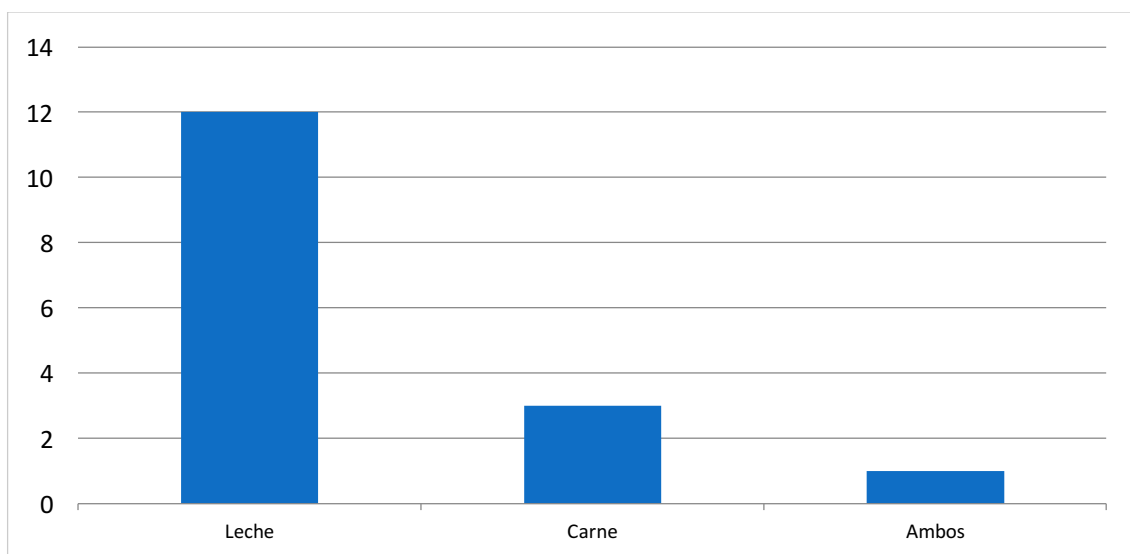


Figura 7. Número de artículo sobre emisiones GEI en ganadería de vacuno bajo clima mediterráneo, según producto.

En el caso de los pequeños rumiantes, los mayoritariamente estudiados son los dedicados a la producción de carne, probablemente debido al mayor número de cabezas dedicadas a este fin que a la producción lechera. Además hay 4 estudios en los que se utilizó ganado experimental no dedicado a ningún tipo de producción (Figura 8).

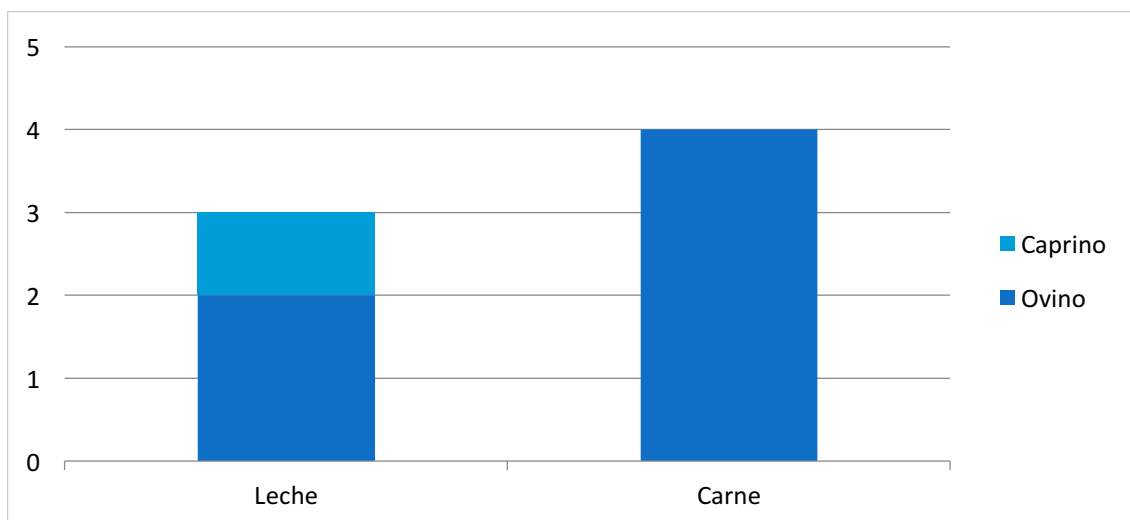


Figura 8. Número de artículo sobre emisiones de GEI en ganadería de pequeños rumiantes bajo clima mediterráneo, según especie y producto.

Las emisiones más estudiadas han sido las que corresponden al CH₄ de fermentación entérica con 25 artículos, frente a los 12 que han calculado las emisiones mediante huella total de carbono (análisis de ciclo de vida). El manejo del estiércol en rumiantes ha sido estudiado en 21 artículos (Figura 9).

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

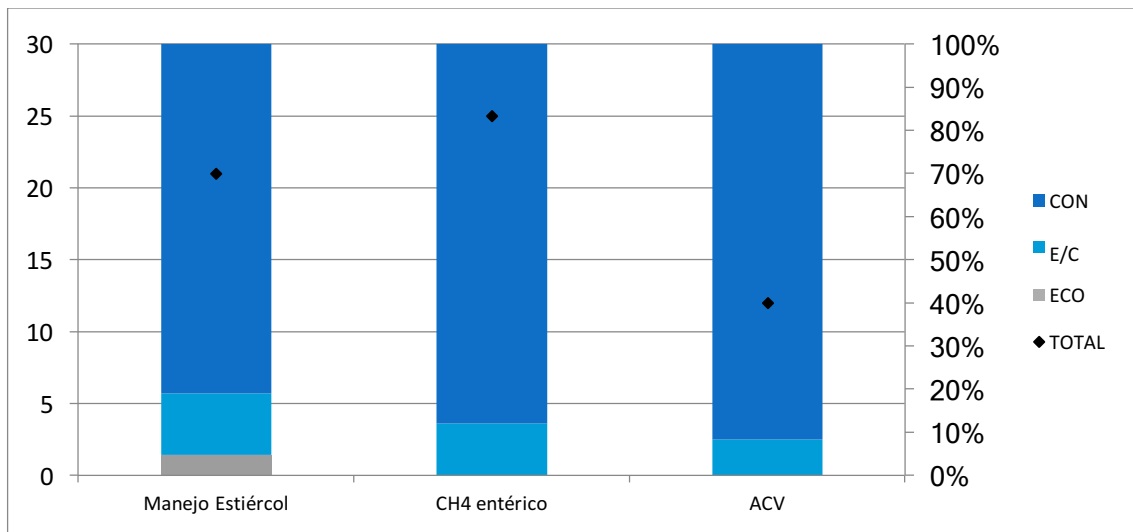


Figura 9. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)

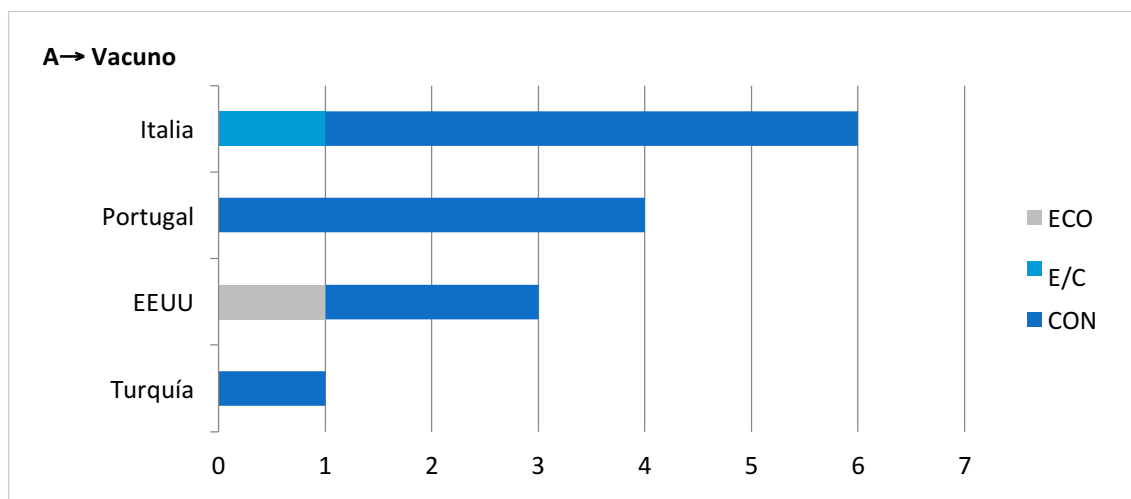
23.3. Emisiones del manejo estiércol

La mayoría de los estudios han estimado las emisiones del manejo del estiércol empleando el enfoque Tier 1 (“Factor IPCC”) o Tier 2 (“Modelizado”) del IPCC (Tabla 3), con **tan solo un 19% de estudios en los que se han medido estas emisiones en campo**, incluyendo un estudio con manejo ecológico realizado en vacuno.

Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión, de manejo y especie.

Vacuno	Ecológico	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	0	1	4	5
Modelizado	0	2	5	7
Medido	1	0	3	4
SUBTOTAL	1	3	12	16
Ovino				
Factor IPCC	0	0	2	2
Modelizado	0	0	3	3
SUBTOTAL	0	0	5	5
TOTAL RUMIANTES	1	3	17	21

La mayoría de los estudios se han llevado a cabo en el ámbito la cuenca mediterránea (Figura 10), principalmente en Italia, con el 33% de los estudios.



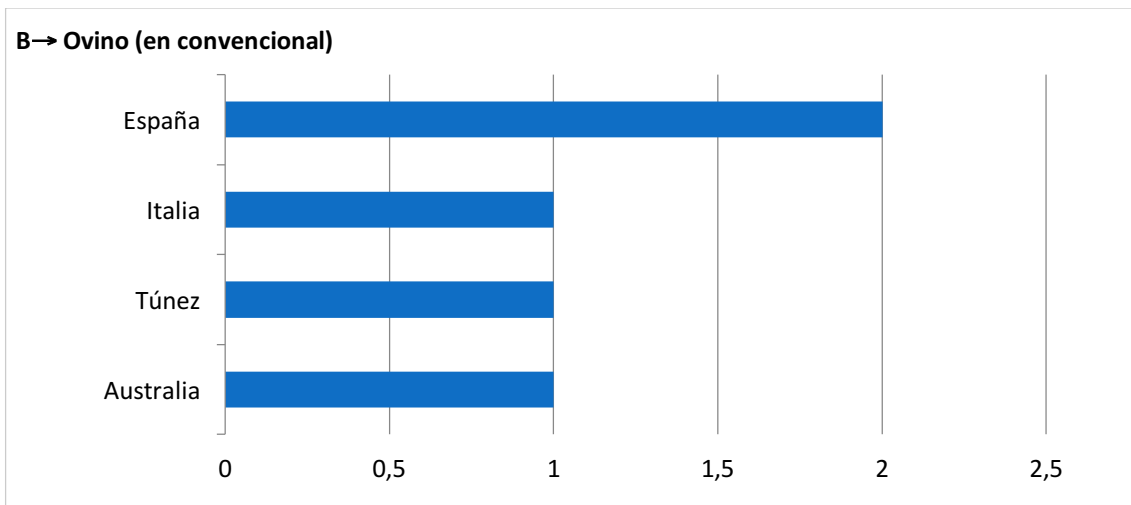


Figura 10. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo; según país, tipo de manejo y especie. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

La emisiones de CH₄ del manejo del estiércol se ven condicionadas por la temperatura (Seyfi, 2012; Pereira et al., 2011). Las temperaturas más bajas hacen que las emisiones se pongan al límite de las mediciones (5°C), ya que el CH₄ aparece después de que haya una fermentación con alta temperatura (entre 15-25°C). En el caso de las emisiones de N₂O, el efecto de la temperatura es aún mayor, ya que al aumentar ésta, va aumentando también la contribución de este gas al balance de emisiones, hasta llegar a suponer más de un 50% de las emisiones del manejo del estiércol (Pereira et al., 2011).

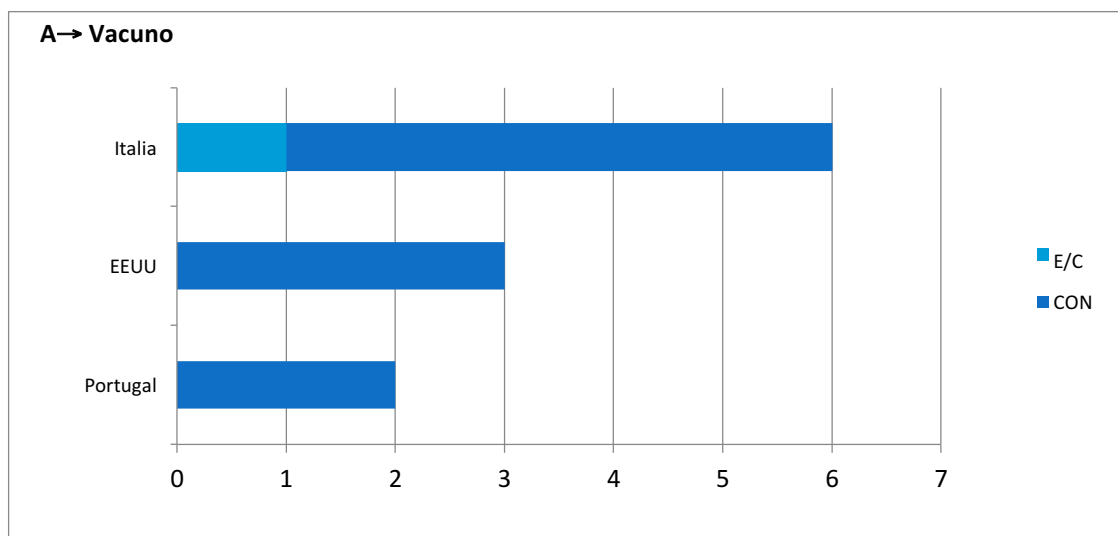
23.4. CH₄ entérico

La mayor parte de los estudios sobre el CH₄ entérico han estimado estas emisiones bien mediante el enfoque Tier 1 (“Factor IPCC”) o el Tier 2 (“Modelizado”) del IPCC, aunque **solo en un 25% de los estudios se han medido las emisiones** (Tabla 4)

Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo; según tipo de estudio, de manejo y especie.

Vacuno	Eco/Con	Convencional	Total
Factor IPCC	1	4	5
Modelizado	2	6	8
Medido	0	0	0
SUBTOTAL	3	10	13
Ovino			
Factor IPCC	0	2	2
Modelizado	0	3	3
Medido	0	2	2
SUBTOTAL	0	7	7
Caprino			
Medido	0	4	4
SUBTOTAL	0	4	4
TOTAL RUMIANTES	3	21	24

Los estudios sobre las emisiones de CH₄ entérico se han centrado en la cuenca mediterránea (Figura 11), Italia y España son los países que mayor número de artículos han publicado. **El único artículo que contempla el manejo ecológico se ha realizado en Italia** y las mediciones se han realizado en Australia (un estudio en ovino), y España (un estudio en ovino y 4 en caprino).



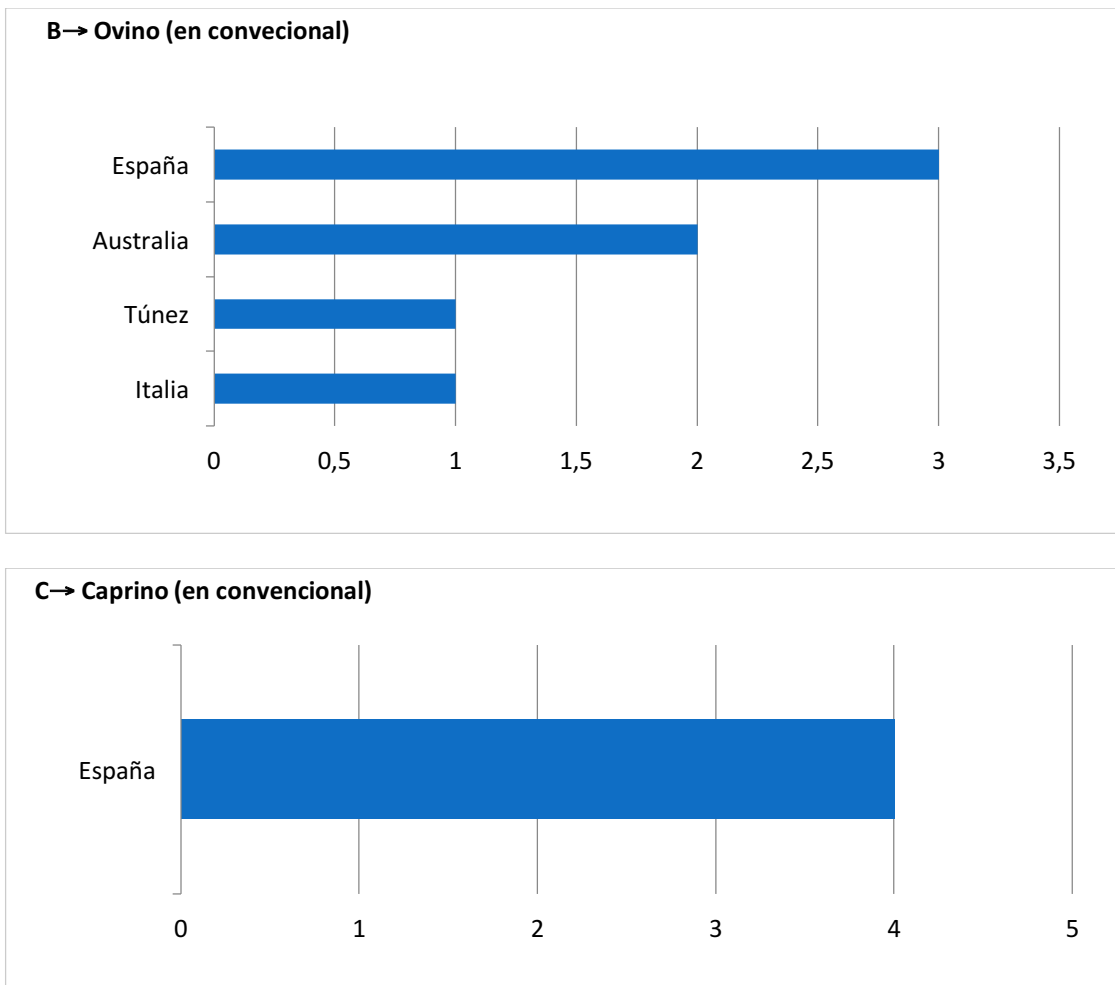


Figura 11. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según el país, tipo de manejo y especie (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).

Las emisiones de CH₄ de fermentación entérica adquieren especial importancia en los sistemas extensivos en los que los animales se alimentan a base de forraje y pastoreo. Por tanto la alimentación es uno de los factores que mayor implicación tiene en estas emisiones (Capítulo 6). La producción de alimentos concentrados también conlleva emisiones de GEI, que tienen un papel muy relevante en los sistemas intensivos (ver Apartado 23.5).

23.5. Huella total de carbono (análisis de ciclo de vida, ACV)

Los estudios que, hasta la fecha, hay sobre análisis de ciclo de vida (ACV) en la ganadería de regiones de clima mediterráneo, siendo muy escasos, son sobre leche y carne de vacuno y pequeños rumiantes (Figura 12).

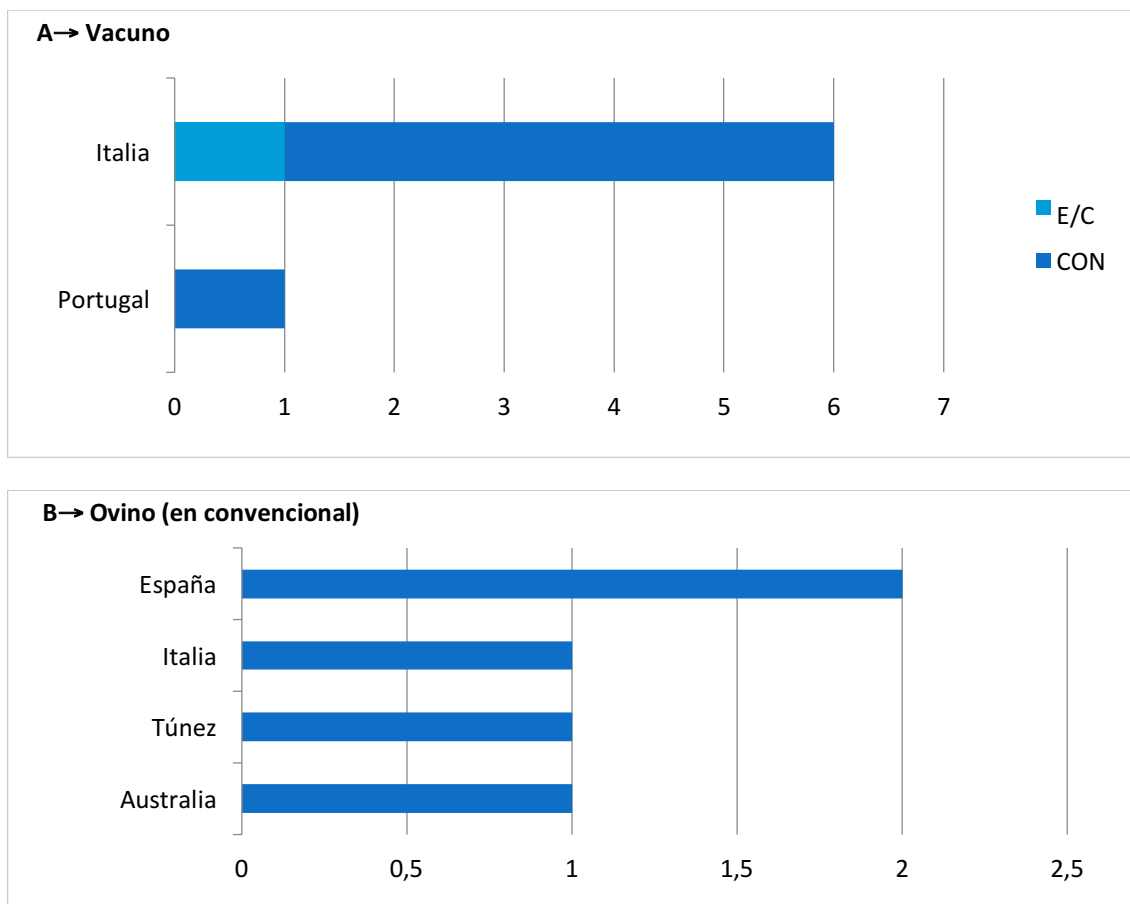


Figura 12. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de los productos de la ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según país, tipo de manejo y especie. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)

El principal factor que condiciona la huella de carbono de los productos que provienen de los rumiantes son las emisiones originadas por la fermentación entérica. En el caso del vacuno estas emisiones son de alrededor de un 40%, mientras en el caso de los pequeños rumiantes éstas aumentan hasta cerca de un 50% (Figura 13. A y B). Por otro lado, el conjunto de **emisiones derivadas de la producción de alimentos para el ganado**, que incluye el cambio de uso del suelo (deforestación) y el uso de la energía, **tienen una magnitud similar a las del CH₄ entérico**. Las emisiones que menor porcentaje representan en el balance de emisiones de los rumiantes son las del manejo del estiércol.

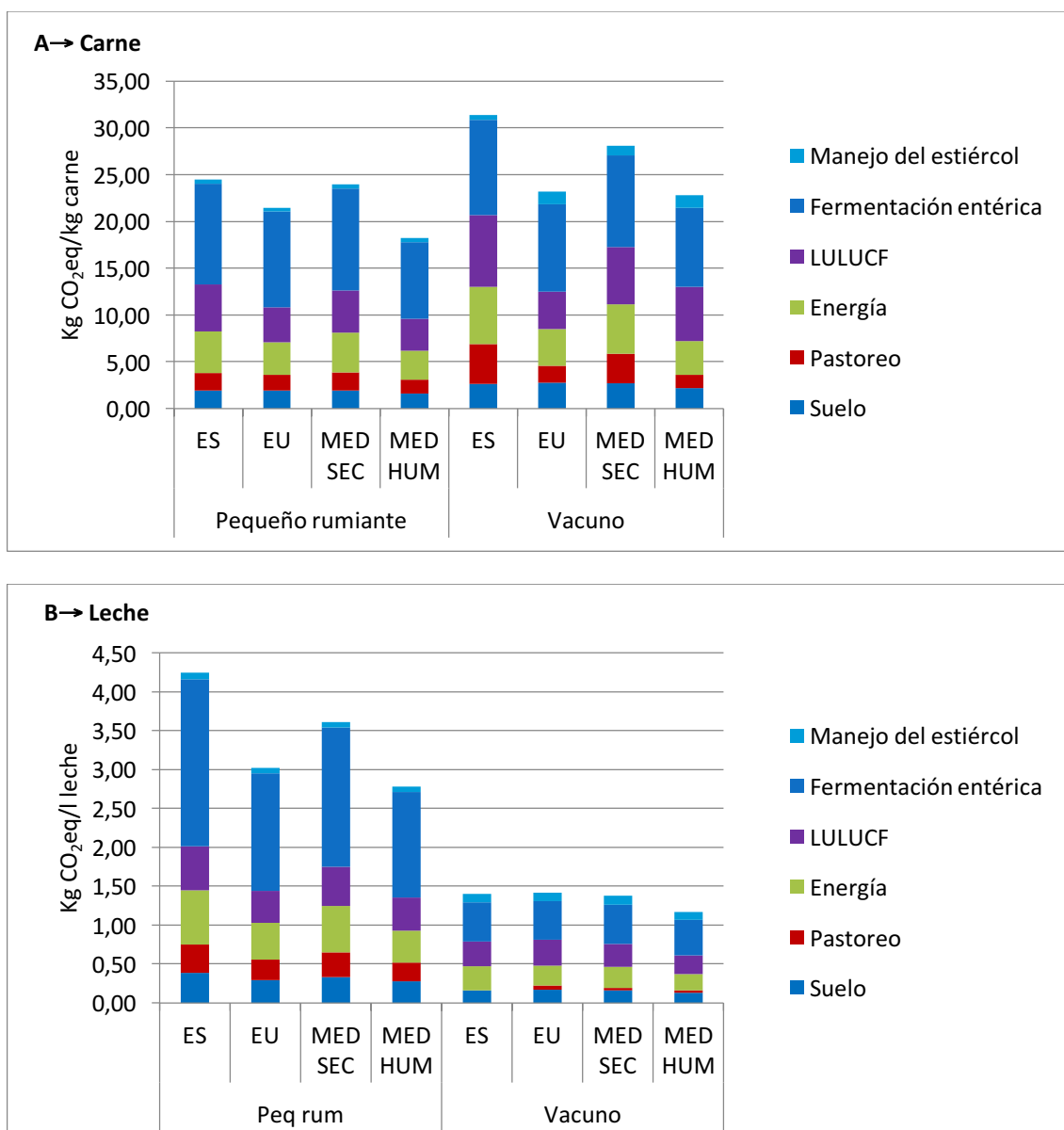


Figura 13. Balance de emisiones GEI por unidad de producto, en España (ES), Europa (EU), en clima mediterráneo seco (MED SEC) y mediterráneo húmedo (MED HUM). Fuente: Leip et al., 2010. (LULUCF: cambio de uso del suelo)

Al estudiar granjas de vacuno de leche, Olesen et al. (2006) encontraron que las emisiones totales por hectárea se vieron reducidas por el manejo ecológico frente al convencional. Sus resultados fueron para el manejo convencional las emisiones de 12.3 toneladas de CO₂eq por hectárea y año, mientras que para las dos granjas ecológicas que estudiaron fueron de 8.1 toneladas de CO₂eq por hectárea y año y 6.1 toneladas de CO₂eq por hectárea y año respectivamente. En cambio, en un estudio basado en los mismos datos que el anterior, en el que las emisiones se miden por unidad de producto, en lugar de hacerlo por unidad de superficie, Weiske et al. (2006) las emisiones fueron mayores bajo manejo ecológico. Sus resultados fueron 1,7 kg CO₂eq por kg de leche para la granja convencional y 2,03 kg CO₂eq por kg de leche y 1,82 kg CO₂eq por kg de leche para las dos ecológicas. Algo similar sucede en el

estudio de Buratti et al. (2017), en el que **las emisiones asociadas a la producción ecológica de vacuno de carne fueron mayores que las asociadas a las convencionales**, con unos resultados de 18,4 kg CO₂eq por kg de peso vivo para la producción convencional y 24,62 kg CO₂eq por kg de peso vivo para la ecológica. Esta mayor producción de GEI se asocia a que el periodo de finalización de los animales ecológicos es mayor y a que las diferencias en la composición de la dieta (en la explotación ecológica la alimentación estaba basada en forrajes y pastos, en cambio en convencional parte de la dieta era base de concentrados) hacen que las emisiones de la fermentación entérica y del manejo del estiércol sean mayores (Buratti et al., 2017). Sin embargo, en **ninguno de estos tres estudios** (Olesen et al., 2006; Weiske et al., 2006; Buratti et al., 2017) se **considera el secuestro de carbono en el balance de emisiones**.

El manejo ecológico promueve el secuestro de carbono en cultivos mediterráneos (Aguilera et al., 2013), y este secuestro de carbono es el principal responsable de la reducción de la huella de carbono que se observa en los cultivos mediterráneos bajo manejo ecológico (Aguilera et al., 2015). Además, la ganadería ecológica se basa en mucha mayor medida en el pastoreo, con un menor uso de piensos y concentrados, y los niveles de carbono en los pastizales también son mayores que en los cultivos; como, por ejemplo, Rodríguez-Martín et al. (2016) han estudiado para el caso de España. **En determinadas situaciones el secuestro de carbono puede llegar a compensar todo el resto de emisiones del ganado en pastoreo** (Stanley et al., 2018). Sin embargo, la situación en la ganadería ecológica mediterránea no se conoce. Por lo tanto, **la exclusión del secuestro de carbono en el suelo en el balance de emisiones de la ganadería supone un sesgo metodológico que perjudica al manejo ecológico**.

En el estudio de Olesen et al. (2006) se determinó que las emisiones de CH₄ se vieron afectadas por las prácticas de alimentación llevadas a cabo en los diferentes sistemas; aunque había una media del 75% de diferencia de carga ganadera entre sistemas, las emisiones solo se diferenciaron en un 36% de media. Dicho estudio muestra que, particularmente, **las granjas de vacuno de leche localizadas en áreas de clima mediterráneo presentan grandes diferencias en sus emisiones en comparación a las emisiones de otras regiones climáticas**. Normalmente los modelos aplicados toman como referencia países del norte de Europa, pero en el sur de Europa existen mayores variaciones de temperaturas que influyen en la cantidad de GEI emitidos a la atmósfera, lo que hace que en las condiciones propias del sur de Europa las emisiones sean infraestimadas (Olesen et al., 2006) En cambio Owen y Silver (2016) sugieren que teniendo en cuenta la humedad además de la temperatura, la emisiones de las zonas mediterráneas se encontrarían sobreestimadas en los modelos que se aplican actualmente; ya que los estudios llevados cabo se han realizado en zonas donde la humedad y la temperatura están correlacionados positivamente, cosa que no pasa en las zonas de clima mediterráneo.

Con respecto al factor intensidad del manejo animal o del sistema de producción de los animales debe señalarse que gran parte de los estudios han sido llevados a cabo bajo condiciones de manejo intensivo. Es importante tener en cuenta los **beneficios socioambientales que proporcionan las explotaciones extensivas**, frente a las explotaciones con manejo intensivo. Cuando estos beneficios se incluyen en el balance de emisiones como un “coproducto” del sistema de producción ganadera, la huella de C resultante de los productos ganaderos se reduce

hasta niveles inferiores a los de la ganadería intensiva (Ripoll-Bosch et al, 2013). Algunos de los beneficios que aportan los pequeños rumiantes explotados en este tipo de sistemas son: conservación del paisaje, mejora de la biodiversidad, prevención de incendios forestales (Ripoll-Bosch et al., 2013)

Otro de los puntos a tener en cuenta en este sentido es que en los sistemas extensivos como los animales están en pastoreo, **los rumiantes son capaces de aprovechar y poner en valor recursos que no compiten con la nutrición humana** (Ripoll-Bosch et al., 2013, Muller et al., 2017, Schader et al., 2015), pues aunque los piensos utilizados para la alimentación en sistemas intensivos hacen más eficiente la alimentación del ganado, muchos alimentos utilizados para este fin pueden ser utilizados para la alimentación humana. En cambio, si se alimentan a base de pastorear, pueden aprovechar tierras “marginales” desde el punto de vista de aprovechamiento agrícola (Manzano y Salguero, 2018).

23.6. Síntesis y conclusiones

Carencias en la información disponible

-En general existe **falta de información en la bibliografía sobre emisiones GEI en la ganadería de rumiantes** en clima mediterráneo, siendo esta carencia especialmente manifiesta en el caso de las producciones ecológicas. Se han encontrado 29 estudios de los cuáles **únicamente 4 de ellos contemplan el manejo ecológico.**

-**Se ha encontrado un bajo número de mediciones de emisiones del manejo del estiércol.** Todas estas mediciones estaban centradas en vacuno, ninguna en pequeños rumiantes. **Únicamente una de ellas contemplaba el manejo ecológico.**

-**Bajo número de mediciones de CH₄ de fermentación entérica.** La mayoría llevados a cabo en cabras y ninguno en vacuno. **Ninguna de estas mediciones contempla el manejo ecológico.**

Principales resultados

-Los pocos estudios que aportan datos sobre las producciones ecológicas presentan datos contradictorios dependiendo de las unidades en las que se midan las emisiones. **Los niveles de emisión por unidad de superficie suelen ser menores en ecológico, mientras que por unidad de producción se vienen registrando niveles mayores en ecológico.** Sin embargo, estos estudios **no consideran el secuestro de carbono en el suelo**, cuya consideración podría contribuir a mostrar una menor huella de carbono de la producción ganadera ecológica.

-**Los actuales modelos para calcular las emisiones no son apropiados para su aplicación en clima mediterráneo**, debido a las condiciones de humedad y a las variaciones de temperatura que hay en estas áreas climáticas, que son muy diferentes de las condiciones para las que los modelos fueron creados.

-Los **servicios ecosistémicos asociados a la producción de rumiantes** son difíciles de cuantificar, por lo que actualmente están ignorados en la mayoría de evaluaciones ambientales de sus sistemas productivos.

-Desde el punto de vista de las producciones ecológicas, algunas de las estrategias más interesantes son las centradas en **reducir la huella de C del cultivo de alimentos para animales y de los pastizales, principalmente a través del incremento del secuestro de C.** En este informe, estas medidas se analizan en los capítulos dedicados a los tipos de emisión y de cultivos correspondientes.

-La mitigación de GEI de la ganadería ecológica también puede abordarse de forma indirecta a través del **aumento de la productividad**, ya que huella de C se ve incrementada por la menor productividad en ecológico. Este enfoque incluiría prácticas como la optimización del rebaño o la optimización de la alimentación.

PRODUCCIÓN ECOLÓGICA MEDITERRÁNEA Y CAMBIO CLIMÁTICO: ESTADO DEL CONOCIMIENTO

-Para finalizar, **son necesarios más estudios con mediciones y modelizaciones en las producciones de rumiantes bajo clima mediterráneo**, especialmente en sistemas de manejo ecológico, de los que apenas hay datos actualmente. Esto permitiría caracterizar mejor las emisiones en la zona climática y facilitar el desarrollo de modelos más ajustados a la realidad.

24. ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA AGRICULTURA MEDITERRÁNEA



24.1 Impactos del cambio climático sobre la agricultura

La agricultura depende intrínsecamente de las condiciones climáticas y, en consecuencia, es uno de los sectores más vulnerables a los riesgos del cambio climático global. Por lo tanto, incluso escasas variaciones en las condiciones meteorológicas pueden conducir a daños severos en el crecimiento de los cultivos y en su productividad (Brilli et al., 2014). Hay una gran incertidumbre respecto a los impactos del cambio climático sobre la agricultura, ya que las variables involucradas interactúan de manera no lineal (Porter and Semenov, 2005). La mayor parte de la incertidumbre se explica por las interacciones entre **temperatura y precipitaciones**. Hay evidencias que sugieren que la temperatura tendría más importancia en las tendencias a largo plazo (Lobell et al., 2008), con impactos potencialmente deletéreos debido a la alta frecuencia de eventos extremos de temperatura (Battisti y Naylor, 2009). Por otro lado, de manera general, el aumento de la **variabilidad climática** podría tener un efecto más adverso sobre los cultivos que las tendencias climáticas promedio (Porter and Semenov, 2005). Otro impacto importante se da sobre la disponibilidad de agua, y en particular de la subterránea (Green et al., 2011). También es esperable que el cambio climático afecte a la composición de especies de hierbas arvenses, con importantes implicaciones ecológicas y agronómicas (Peters et al., 2014), que afectarían a los actuales planteamientos de la clásica lucha de la agricultura contra las "malas hierbas". Además, es muy probable que los impactos del cambio climático sobre la agricultura **afecten de manera muy desigual a las distintas regiones del mundo**, con impactos generalmente mucho más negativos en las latitudes bajas, y bajos e incluso positivos en latitudes más altas (Rosenzweig et al., 2014). En aquellas áreas donde ciertas variedades se cultivan cerca de sus límites de máximo tolerancia a la temperatura, los episodios de calor extremos pueden ser particularmente perjudiciales (Ferris et al., 1998).

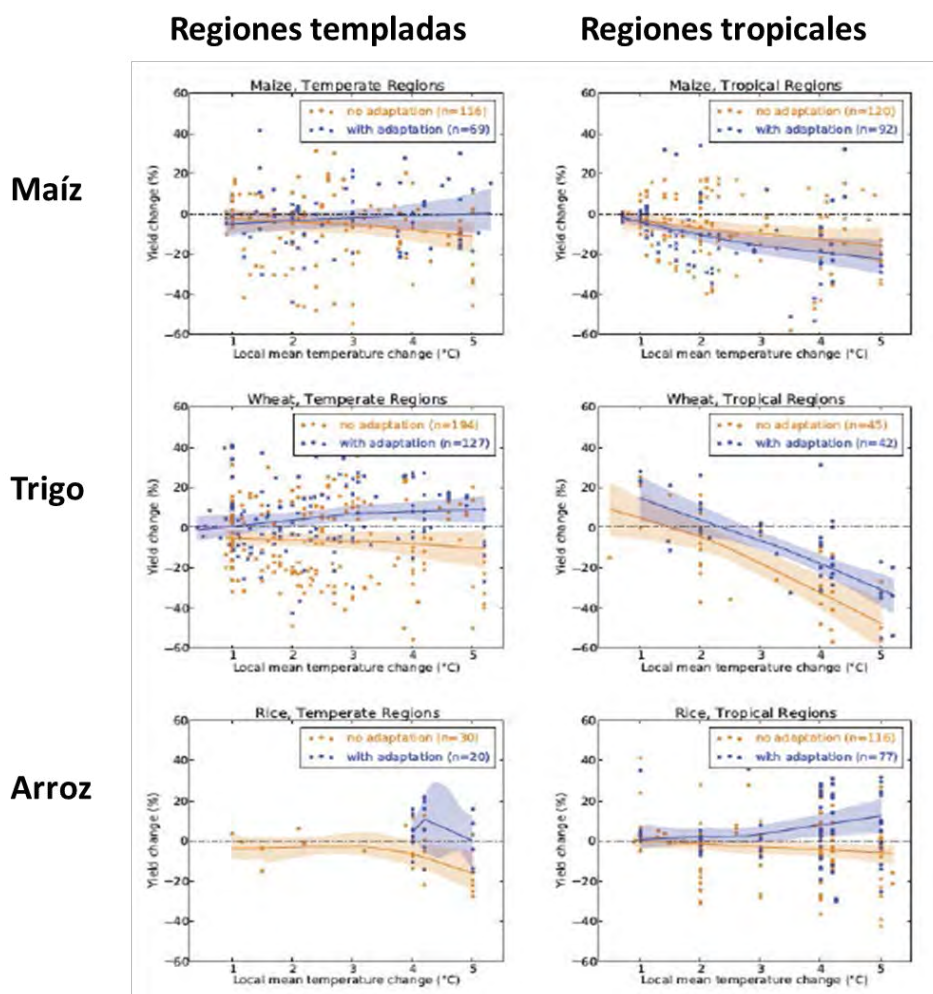


Figura 1. Impacto esperado del cambio climático sobre los principales cultivos de cereal (maíz, trigo y arroz) en regiones templadas y tropicales. Fuente: IPCC, 2014.

A nivel global se prevé que las precipitaciones de verano disminuyan en los climas continentales de las latitudes medias, lo que provocará un aumento del **estrés hídrico** en la vegetación (Vorosmarty et al., 2000). Si bien los cambios proyectados no afectarán de forma homogénea a lo largo del planeta, para la década de 2070 el porcentaje de superficie en condiciones de estrés hídrico se podría incrementar del actual 19% al 35% (IPCC, 2014).

Por otro lado, los aumentos en la **concentración de CO₂**, la radiación solar y la temperatura media podrían aumentar la fotosíntesis y el rendimiento de los cultivos. Sin embargo, los beneficios sobre la fotosíntesis asociados con el aumento de las concentraciones atmosféricas de CO₂ pueden verse **contrarrestados por el efecto negativo del incremento de temperatura**, por ejemplo cuando éste ocurre durante la antesis y el período de llenado del grano, puede reducir el índice de cosecha y el rendimiento del cultivo, o en la agricultura de secano, que se verá especialmente afectada por la disminución de la **disponibilidad de agua**, aumentando el estrés por calor (Chartzoulakis y Psarras, 2005; Rodríguez-Díaz et al., 2010). El cambio climático también afectará a los cultivos de forma indirecta, como por ejemplo a través de su efecto sobre

las poblaciones de plagas En climas más cálidos las condiciones son más favorables para la proliferación de **plagas de insectos**, porque éstos pueden completar un número mayor de ciclos reproductivos (Cammell y Knight, 1992). Del mismo modo, un incremento de la temperatura media en invierno también puede permitir que las poblaciones de plagas permanezcan en estas zonas, causando una infestación temprana durante la siguiente temporada de cultivo. Paralelamente, el cambio en los patrones de viento puede cambiar la propagación de las plagas.

Ante los efectos del cambio climático, los agricultores se enfrentan a la existencia de precipitaciones irregulares, patrones climáticos estacionales alterados y a eventos como inundaciones y sequías. Estas tensiones tienen un impacto directo en la productividad de la tierra y un impacto indirecto a través de la disponibilidad de recursos como agua, suelo y nutrientes. Como ya han sugerido otros autores (Baldock et al., 2012), será necesario implementar la investigación en materia de cambio climático para poder determinar con mayor precisión los efectos de las decisiones de manejo en un contexto de cambios en las condiciones climáticas.

24.2 Impactos del cambio climático en la cuenca mediterránea

24.2.1 Cambio climático en la cuenca mediterránea

Las tierras de cultivo mediterráneas son agroecosistemas estacionalmente secos con bajo contenido de carbono orgánico en el suelo y alto riesgo de degradación de la tierra y desertificación. La cuenca mediterránea se caracteriza por inviernos húmedos y templados y veranos calurosos y secos, y su clima se ve afectado por la interacción de los procesos de circulación atmosférica en latitudes medias y tropicales y por la influencia del Mar Mediterráneo (Giorgi y Lionello, 2008).

A nivel europeo, se prevé que para el año 2080 pueda incrementarse la temperatura media entre 2 y 4°C y que las precipitaciones disminuyan entre el 10% y el 50%. Sin embargo, los cambios proyectados tendrán una distribución irregular tanto a nivel regional, como a lo largo del año. De esta forma, probablemente el sur de Europa registre los cambios de temperatura más pronunciados, al tiempo que se acentúen los períodos de sequía en toda el área mediterránea (Giorgi y Lionello, 2008).

En efecto, los modelos climáticos pronostican un aumento de la temperatura y una caída de las precipitaciones en esta región, lo que se espera que tenga efectos negativos sobre los recursos hídricos (García-Ruiz et al., 2011). Se prevé que el aumento de la temperatura sea superior al promedio mundial (Giannakopoulos et al., 2009). La región mediterránea es una de las más amenazadas por el calentamiento global, con altas probabilidades de expansión de los procesos de desertificación (Safriel, 2009).

Los cambios ya se están haciendo notar. Efectivamente, en las últimas décadas Europa, y en particular, la cuenca mediterránea, mostró una gran variabilidad interanual en las precipitaciones y temperaturas, así como el aumento de eventos climáticos extremos; ejemplo de ello son las condiciones extremas de los años 2003 y 2011 (Brilli et al., 2014). Todo ello fue particularmente perjudicial para el sector agrícola, con daños económicos relevantes, especialmente debido a las pérdidas en los rendimientos de los cultivos.

La AEA Energy & Environment (2007) publicó un informe dirigido a la Comisión para esclarecer las implicaciones potenciales del cambio climático y las opciones de adaptación para la agricultura europea, que abarca los 27 Estados miembros de la UE. Dicha publicación señala que los problemas a los que se enfrenta la cuenca mediterránea son la reducción del rendimiento de los cultivos, los conflictos por la escasez del suministro de agua y la proliferación de nuevas plagas y enfermedades.

24.2.2 Recursos hídricos

El agua es un recurso escaso en la región mediterránea, no solo en términos absolutos sino también a través de la concentración de precipitación en los meses de invierno y la alta variabilidad interanual con la presencia de frecuentes sequías (Fader et al., 2016). En la agricultura mediterránea, la precipitación determina en gran medida el rendimiento de los cultivos. Por lo tanto, esta variable es clave para estimar los impactos y su probabilidad (Iglesias

et al., 2010). Sin duda, la agricultura y la gestión del agua están estrechamente relacionadas en los países de clima mediterráneo y, a su vez, esta relación es dependiente de las condiciones climáticas (Iglesias et al., 2011). La agricultura es el mayor consumidor de agua dulce y en algunos casos compite con la disponibilidad de recursos hídricos para otros usos (Nguyen et al., 2016).

En la actualidad, **las tendencias climáticas observadas están agravando la escasez de agua en la cuenca mediterránea**. Desde finales de la década de 1970, la temperatura media anual aumentó en 0,1°C por década y la precipitación disminuyó en 25 mm/década (Xoplaki et al., 2004). Muchos países de la cuenca mediterránea han experimentado escasez de agua durante los últimos 20 años (Milano et al., 2013). En la Península Ibérica, la severidad de la sequía ha aumentado en las últimas cinco décadas como consecuencia de la mayor evaporación provocada por el aumento de la temperatura (Vicente-Serrano et al., 2014). Se espera que el cambio climático exacerbe esta situación al aumentar la evapotranspiración potencial, disminuyendo la lluvia y aumentando la frecuencia e intensidad de sequías, con lo que aumente la necesidad de riego, una zona donde el sector agrícola ya usa una gran cantidad de agua (Dono et al., 2016). De acuerdo con la mayoría de autores, el cambio climático supondrá un aumento de la temperatura media y una disminución de las lluvias en la mayoría de las zonas mediterráneas (IPCC, 2014), reduciendo así la disponibilidad de agua (Gibelin y Deque, 2003) y aumentando el **riesgo de desertificación** (Gao y Giorgi, 2008).



Imagen 1. Cultivo de trigo en la provincia de Granada. Las condiciones de aridez que predominan en muchas partes de la Península Ibérica pueden verse agravadas por el cambio climático, afectando a la productividad de los cultivos.

Los impactos de la disminución de los recursos hídricos en la **agricultura de regadío** serán particularmente graves, ya que representa más de la mitad del valor de los alimentos consumidos y exportados en la región mediterránea, a pesar de que la superficie regada es sólo una pequeña fracción de la superficie agrícola total (Iglesias et al., 2011). **La Península Ibérica es particularmente vulnerable** a los impactos del cambio climático sobre la disponibilidad de agua de riego en el sur de Europa (Garrote et al., 2015; de Jalón et al., 2014).

En este sentido, Iglesias y Garrote (2015) revisaron los trabajos publicados desde el año 2000 en relación al efecto del cambio climático en la disponibilidad de agua en Europa. Como principales conclusiones observaron que las variables más críticas para la viabilidad de la agricultura son los patrones futuros de precipitación a lo largo del año y la incidencia de eventos climáticos extremos (IPCC 2014; Iglesias et al., 2011). Las principales **consecuencias de los cambios en los recursos hídricos para la producción agrícola** incluyen:

- **el aumento de la demanda de agua** en todas las regiones debido a los aumentos en la evapotranspiración de los cultivos en respuesta al aumento de las temperaturas;
- **el aumento de la escasez de agua**, particularmente en los meses de primavera y verano, lo que aumenta el requerimiento de agua para riego, especialmente en áreas con estrés hídrico actual;
- **reducción de la calidad del agua** debido a las altas temperaturas del agua y menores niveles de escorrentía en algunas regiones, fundamentalmente en verano, imponiendo mayor estrés en áreas irrigadas;
- **mayor riesgo de inundación** debido a la concentración esperada de lluvia invernal, y
- **los aumentos proyectados en el nivel del mar** también afectarán la producción agrícola en las áreas costeras bajas, a menos que existan medidas de protección

24.2.3 Suelos

El contenido de **carbono orgánico del suelo (COS)** es típicamente más bajo en clima mediterráneo que en las áreas templadas (Chiti et al., 2012). La disminución de la productividad promueve menores aportes de carbono a los suelos, mientras que la tasa de descomposición del COS tiende a aumentar con una temperatura más alta (Davidson y Janssens, 2006). Como resultado, los niveles de COS podrían disminuir en muchas áreas del Mediterráneo en las próximas décadas (Al-Adamat et al., 2007). Estos factores amenazan con hacer disminuir los niveles de COS por debajo del **umbral crítico** necesario para la fertilidad del suelo, destacando así la necesidad de adoptar prácticas de manejo adecuadas que puedan inducir cambios en el COS de mayor magnitud que los impuestos por el clima (Lugato y Berti, 2008; Francaviglia et al., 2012).

La **degradación del suelo** supone una de las mayores amenazas para la sostenibilidad de los suelos mediterráneos y podría comprometer la capacidad de adaptación de la agricultura en el clima mediterráneo. Esta degradación está relacionada con procesos como la erosión, la disminución de la materia orgánica del suelo y la capacidad de sumidero de carbono del mismo (Iglesias et al., 2011). Todo ello se está viendo agravado por los efectos del cambio climático, incluida la mayor incidencia de eventos climáticos extremos.

El efecto de los cambios de precipitación en el contenido de carbono orgánico del suelo de los pastizales mediterráneos parece estar más relacionado con los cambios en su distribución temporal que en su cantidad total (Chou et al., 2008). En la Europa mediterránea, **la frecuencia y la intensidad de las precipitaciones agresivas han aumentado debido al cambio climático**, lo que incrementa el riesgo de desertificación y degradación de la tierra (Diodato et al., 2011). Además, los suelos mediterráneos están amenazados por el impacto negativo de las prácticas agrícolas sobre la materia orgánica del suelo, que interactúan con los factores climáticos (Zalidis et al., 2002, Aguilera et al., 2018).

24.2.4 Agricultura

La asincronía entre la máxima temperatura e irradiación (principios de verano) y la máxima disponibilidad de agua (invierno) es responsable de una **productividad típicamente baja en los sistemas de secano** mediterráneos. De este modo, las temperaturas frescas y la corta duración de los periodos de crecimiento son las principales limitaciones en el norte de Europa, mientras que las altas temperaturas y los períodos secos persistentes durante el verano limitan la producción de los cultivos en el sur de Europa, incrementando la **vulnerabilidad** de su agricultura ante el cambio climático (Olesen et al., 2011). Los cambios esperados implicarán incrementos en las tasas de evapotranspiración y, con ello, mayores demandas de agua. En este contexto, **los escenarios de cambio climático proyectan un efecto más adverso sobre los rendimientos de los cultivos y un mayor riesgo de pérdidas de rendimiento en las zonas mediterráneas que en las templadas**, debido a condiciones más secas y más cálidas (Ferrara et al., 2010, Bindi y Olesen, 2010, Metzger et al., 2006).

La variabilidad del rendimiento asociada al incremento de la frecuencia de las olas de calor y de las sequías previstas en las zonas de clima mediterráneo, podría ser más **peligrosa para los cultivos de secano**, aunque a futura escasez de agua combinada con el incremento de la demanda evaporativa de la atmósfera podría hacer que ciertos modelos de agricultura que todavía son rentables sean insostenibles (Eitzinger et al., 2009). Esta tendencia a la reducción del rendimiento de los cultivos de secano en la cuenca mediterránea ante los escenarios de cambio climático ha sido proyectado tanto para leñosos como para herbáceos (Valverde et al., 2015).

Los impactos del cambio climático son complejos y las incertidumbres variarán ampliamente según el cultivo y la ubicación (Iglesias et al., 2010 y 2011). Se esperan **impactos más fuertes en las zonas meridionales de la región mediterránea**, que contribuyen menos al cambio climático, lo que pone de relevancia la dimensión ética de las estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático (Grasso et al., 2012). Asimismo, Ponti et al. (2014) encontraron una **mayor vulnerabilidad de los pequeños productores de las áreas marginales** a los incrementos en las infestaciones de la mosca de la fruta de oliva (*Bactrocera oleae*) impulsadas por el cambio climático en la cuenca mediterránea, aunque hubo una alta variabilidad espacial en las tendencias de infestación.

Los cambios en el clima ya se están haciendo notar sobre la productividad agrícola. Diacono et al. (2016) constataron que, en las últimas décadas, han ocurrido **episodios de precipitación**

extrema en regiones mediterráneas que, en gran medida, influyeron en la productividad de los cultivos en sistemas hortícolas. La mayoría de las áreas mediterráneas en el mundo han experimentado una disminución en la productividad primaria neta en el período 2000-2009 (Potter et al., 2012).



Imagen 2. Daños en cultivo de calabacín tras una granizada. Los eventos climáticos extremos se hacen más frecuentes con el cambio climático

Si bien numerosos estudios apuntan a la cuenca mediterránea como especialmente vulnerable ante el cambio climático, otros autores afirman que el impacto del cambio climático no será necesariamente más acusado en dicha región (Reidsma y Ewert, 2008; Reidsma et al., 2010). Estos autores señalan que las relaciones entre clima, el tipo de manejo y el rendimiento de los cultivos son complejos y los posibles impactos en el rendimiento varían no solo entre regiones, sino también entre los tipos de fincas dentro de las regiones.

En la cuenca mediterránea, los agricultores consideran que el clima es un riesgo importante, probablemente debido al amplio espectro de posibles eventos climáticos negativos y a los peligros naturales que no pueden controlarse. **Entre los riesgos climáticos, la sequía se percibe como el más perjudicial** por su extensión temporal y espacial. Quiroga e Iglesias (2009) demostraron que la variabilidad del rendimiento de cereales, cítricos, vid y aceitunas en España había aumentado en las últimas dos décadas, probablemente debido a los cambios en el clima observados durante el mismo período. Para reducir los riesgos climáticos, los agricultores deben seleccionar las opciones más favorables de variedades manejo de los cultivos.

24.3 Impactos del cambio climático sobre los cultivos mediterráneos

24.3.1 Cereales

En los países mediterráneos, los rendimientos de los cereales están limitados por la disponibilidad de agua, el estrés por temperatura y la corta duración del período de llenado de grano. La **fenología de los cereales** está estrechamente relacionada con la disponibilidad de agua y con los patrones de temperatura, siendo otro factor clave la concentración de dióxido de carbono (Oteros et al., 2015). Ante los cambios en las condiciones climáticas que ya han quedado constatados, se ha comprobado un avance gradual en la fenología de los cereales principalmente durante los últimos años (Siebert y Ewert 2012) y de forma más acusada en la cuenca mediterránea (Asseng et al. 2014).

La duración de la fase de maduración de los cereales, las semillas oleaginosas y los cultivos proteínicos, depende de la temperatura. **Un aumento de temperatura acortará la duración del período de crecimiento y reducirá los rendimientos**, si no se modifican las pautas de manejo agrícola, con cambios en las fechas de siembra o el uso de variedades de cultivo de temporada más larga (Olesen et al., 2011).

Diversos autores en varias regiones contrastadas han demostrado una **reducción de la producción de diferentes cereales ante el incremento de temperatura, debido al adelanto fenológico y al acortamiento del periodo de llenado del grano** (Lobell y Field, 2007; Siebert y Ewert 2012; Liu et al., 2010; Peltonen-Sainio et al., 2010). Los modelos de impactos del cambio climático en los cultivos también prevén reducciones en la producción de los cereales de diversas magnitudes (Bird et al., 2016; Saadi et al., 2015; Ventrella et al., 2012). En el caso concreto de la Península Ibérica, Oteros et al. (2015) constataron cambios significativos en la fenología de los cultivos de cereales correlacionados con cambios en las tendencias climáticas, con un posible impacto directo en los rendimientos de los cultivos. En general observaron un avance en la mayoría de las fenofases de los cereales de invierno, principalmente en primavera, mientras que el maíz registró solo un leve avance o incluso un retraso significativo en algunas fenofases.

Añadido a lo anterior, las condiciones de **temperaturas extremas** (heladas y olas de calor) producen diversos impactos fisiológicos en el trigo, fundamentalmente la esterilidad de las flores y el aborto de los granos formados alrededor de la antesis y, por tanto, reduciendo su número (Barlow et al., 2015; Ben_Ari et al., 2016). Analizando el conjunto de Europa, es en el Sur donde se espera un aumento de los eventos de sequía severa después del periodo de antesis del trigo, lo que supone un elevado riesgo de estrés térmico que afectaría a la fertilidad y al llenado de grano (Trnka et al., 2014). Otros autores también proyectan un efecto negativo del cambio climático sobre la producción de trigo en la región mediterránea (Lionello et al., 2014).



Imagen 3. Espigas de trigo

24.3.2 Horticultura

Al igual que en el caso de los cereales, los modelos de cambio climático prevén una reducción en la producción de muchos cultivos hortícolas, como el tomate (Bird et al., 2016, Ventrella et al., 2012). Sin embargo, **los efectos no serán iguales para todos los cultivos**; por ejemplo, en la Europa Meridional algunos hortícolas se beneficiarán de un aumento de la temperatura, extendiéndose su periodo productivo; sin embargo, otras hortalizas verán acortado dicho periodo ante incrementos de temperatura durante el verano (Olesen y Bindi, 2002).

El incremento de temperatura acorta los ciclos vegetativo y reproductivo, al tiempo que aumenta la demanda evaporativa de la atmósfera y, con ello la evapotranspiración. Todo ello resulta en la reducción de la producción de cultivos como el tomate (Ventrella et al., 2012; Dane et al., 1991; Saadi et al., 2015). El impacto del cambio climático en el cultivo de tomate en la región mediterránea depende de la interacción y la variación espacial y estacional de la temperatura y la precipitación. En general, se espera que **estos impactos negativos sean más evidentes en los países de la cuenca mediterránea**, donde la escasez de agua ya es un factor limitante de la producción agrícola (Saadi et al., 2015). Considerando el conjunto de los países europeos, con cultivos de cereales y hortícola, la patata fue el cultivo que mayores diferencias de productividad mostró ante la variación de las condiciones atmosféricas (Peltonen-Sainio et al., 2010).

24.3.3 Cultivos leñosos

Los cultivos leñosos (olivo, vid, frutales, etc.) se ven afectados por eventos climáticos extremos (como granizo y tormentas) que pueden reducir o destruir completamente la cosecha (Olesen y Bindi, 2002). Las modelizaciones de cultivos como la vid y el olivo en la cuenca mediterránea, bajo los escenarios de incremento de la temperatura y reducción de las precipitaciones, muestran una **disminución de la producción, así como el desplazamiento hacia el norte del área de cultivo** (Moriondo et al., 2011 y 2013, Lionello et al., 2014).

Diversos autores han demostrado la respuesta de la floración primaveral de los cultivos leñosos a la temperatura, estando bien el inicio fenológico de primavera con la temperatura ambiente durante meses anteriores (Spano et al., 1999). Esta fase fenológica determina la etapa de reproducción y, como consecuencia inmediata, la producción de los cultivos.

El área mediterránea ha sido identificada como uno de los lugares geográficos donde la **fenología** podría ser más sensible a las fluctuaciones climáticas (Osborne et al., 2000). Unos de los cultivos leñosos más característicos de la cuenca mediterránea es el **olivo**, especialmente en Andalucía. En relación a los cambios fenológicos de este cultivo en respuesta al cambio climático, algunos modelos pronostican un adelanto de la floración, de 1 a 3 semanas, aunque este avance será más pronunciado en las zonas interiores de altitud media; estos pronósticos coinciden con las pautas observadas en los últimos años (García-Mozo et al., 2015; Orlandi et al., 2010; Oteros et al., 2013). Por otro lado, el olivo es muy sensible a bajas temperaturas, por lo que el área idónea para este cultivo en la cuenca mediterránea podría verse incrementada (Bindi et al., 1992).

Estos cambios fenológicos también han sido proyectados para el cultivo de la **vid** en España. Ramos (2017) simuló los cambios de temperatura y precipitación en dos escenarios de cambio climático para 2030, 2050 y 2070, prediciendo un avance de todas las fechas fenológicas.



Imagen 4. Olivar en la provincia de Sevilla

24.3.4 Ganadería

Los impactos del cambio climático en la producción ganadera ya están presentes en todo el mundo (IPCC, 2014). El clima influye en la mayoría de los factores críticos para la producción ganadera, ya que determina la disponibilidad de la alimentación para el ganado (**pastos**) y, además, tiene efectos directos sobre la **salud animal**, la proliferación de plagas y patógenos, el crecimiento y la reproducción de los animales (Gauly et al., 2013; Rojas-Downing et al., 2017). La cantidad y la calidad del forraje se ven afectadas por una combinación de aumentos de temperatura, variación de CO₂ y disminución de precipitaciones.

A continuación se enumeran los principales impactos (N. Silanikove, 2015; Rojas-Downing et al., 2017):

- Producción, disponibilidad y precio de cereales para la alimentación animal.
- Producción y calidad de pastos y cultivos forrajeros.
- Producción animal, salud y reproducción.
- Distribución de enfermedades y plagas.
- Escasez y calidad del agua.
- Incremento del consumo de agua animal.
- Pérdida de la calidad del suelo.
- Pérdida de diversidad.

La producción de ganado puede verse negativamente afectada en los meses cálidos en Europa. Las causas que explican que las temperaturas más altas reduzcan la productividad del ganado son diversas (N. Silanikove, 2015). Por un lado, **el calor excesivo provoca la pérdida de apetito** de los animales por estrés térmico, reduciendo su crecimiento y la calidad de la producción, incluida la leche, la carne y los huevos de las aves de corral. Por otro lado, **se incrementa la frecuencia, intensidad o distribución de enfermedades y plagas** que afectan a los animales, al tiempo que éstos se hacen más vulnerables a infecciones y enfermedades. El **estrés térmico** impuesto por el incremento de temperatura afecta negativamente a la producción de leche, la reproducción, la salud y la mortalidad de las vacas lecheras. Existen evidencias de que la producción de leche de cabra en zonas mediterráneas (por ejemplo, Turquía) se ve afectada negativamente.

La producción de forraje en la cuenca mediterránea varía con la altitud y con las condiciones climáticas locales. **El incremento en la variabilidad de las precipitaciones incrementa la vulnerabilidad de los sistemas productivos basados en pastoreo** (Talamucci y Pardini, 1999), dado que se ve limitada la fuente de la alimentación del ganado. Esta producción de pastos será especialmente sensible ante los veranos más secos que han sido proyectados (Olesen et al., 2011).

También pueden darse pérdidas de nutrientes y mayores emisiones asociadas al **manejo del estiércol animal**, debido al aumento de la tasa de volatilización de amoníaco provocada por el aumento de temperatura (Sommer y Olesen, 2000).



Imagen 5. La sobrecarga ganadera puede agravar los impactos negativos del cambio climático sobre la producción de pastos. Dehesa en la provincia de Badajoz.

24.4 Prácticas de manejo como mecanismo de adaptación

La **vulnerabilidad** es la incapacidad de un sistema para responder a las perturbaciones sin generar resultados indeseables. La **resiliencia** es la capacidad de un sistema para resistir las perturbaciones y continuar brindando el mismo o posiblemente incluso mejores resultados deseables (Ingram et al., 2010). En sistemas alimentarios, incluso pequeñas alteraciones pueden causar cambios perjudiciales de los cuales es difícil de recuperar (Brzezina et al., 2016).

La adaptación está definida por el Panel Intergubernamental de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (IPCC) como **un ajuste en los sistemas naturales o humanos en respuesta a los estímulos climáticos reales o esperados, o sus efectos, lo que modera el daño o explota las oportunidades ventajosas** (Reidsma et al., 2010).

Los modelos muestran que la **gestión del riesgo** climático está estrechamente vinculada con el tipo de manejo que se desarrolle, así como con la magnitud del cambio proyectado en el clima, que siempre está sujeta a incertidumbre, y la capacidad de adaptarse a él.

La adaptación es un factor clave que determinará la gravedad futura de los impactos del cambio climático en la agricultura y la producción de alimentos (Iglesias, 2010). **Es necesario el desarrollo de estrategias de adaptación** dirigidas a aprovechar las nuevas oportunidades y / o minimizar los impactos negativos del cambio climático son necesarias para mantener la seguridad del suministro de alimentos. Hasta cierto punto, los cultivos podrán adaptarse naturalmente al cambio climático. Sin embargo, en la mayoría de los casos esto probablemente será insuficiente para mantener los rendimientos y serán necesarios cambios en los métodos de producción para facilitar la adaptación de los cultivos. Esta autora afirma que las futuras reformas de la PAC en el área mediterránea deberán centrarse en disminuir el riesgo asociado al cambio climático, diseñando estrategias que ayuden a los agricultores a cuantificar y afrontar los riesgos climáticos asociados con diferentes ubicaciones geográficas, así como diferentes cultivos. **El reconocimiento temprano de los riesgos y la implementación de las estrategias de adaptación más adecuadas es la vía más efectiva para hacer frente a los impactos previstos.**

Algunos climatólogos consideran que la reducción deliberada de la **producción cárnica** y láctea sería en sí misma una importante estrategia de adaptación para los países europeos (Westhoek et al., 2014).

Para minimizar las consecuencias del cambio climático en los sistemas de cultivo y ganadería, se deben desarrollar opciones de adaptación basadas en las mejores prácticas recomendadas y en el adelanto de las fechas de siembra (Moriondo et al., 2010). En base a los datos climáticos existentes, es posible identificar las tipologías de las explotaciones de la cuenca mediterránea que deberían ser objeto de medidas de adaptación al cambio climático a corto plazo (Dono et al., 2013). Por otro lado, para mejorar el apoyo social a las políticas de adaptación al cambio climático, será necesaria la implementación de **iniciativas educativas** y de concienciación (de Jalón et al., 2013).

24.5 Estrategias agroecológicas de adaptación en la agricultura

King (2008) sugirió varias opciones para incrementar la resiliencia en la producción de alimentos, incluyendo entre otros la agricultura ecológica y la biodinámica. Efectivamente, este tipo de manejo requiere menores inputs externos que los sistemas convencionales, siendo claves los ciclos naturales de materia orgánica y la diversificación de cultivos. Esto **confiere potencialmente a la producción ecológica una menor vulnerabilidad ante el cambio en las condiciones externas** (Brzezina et al., 2016).

Así, ante periodos de sequía extrema o lluvia excesiva, los cultivos ecológicos a menudo muestran producciones superiores a los convencionales, ya que la batería de prácticas realizadas contribuyen a incrementar las reservas de carbono orgánico del suelo y, con ello, la capacidad de retención de agua (Gattinger et al., 2012). Aunque en un reciente metaanálisis no ha encontrado un efecto del manejo ecológico sobre la variabilidad en los rendimientos (Lesur-Dumolin et al., 2017), Diacono et al. (2016) observaron que los sistemas de cultivo de hortalizas **diseñados siguiendo principios agroecológicos eran capaces de mantener el rendimiento ante la presencia de cambios en las temperaturas y las precipitaciones**. Es precisamente la combinación de estrategias lo que hace que la producción ecológica confiera mayor capacidad de respuesta ante fenómenos externos (Jarvis et al., 2013; Mijatovic et al., 2013; Diacono et al., 2016; Altieri et al., 2015).

Para analizar el papel de la agricultura ecológica en la adaptación frente al cambio climático, se consideran 3 tipos de estrategias, estrechamente relacionadas entre sí:

- Incremento de la biodiversidad.
- Mejora de la materia orgánica del suelo – retención de suelo y agua
- Menor dependencia del uso de combustibles fósiles.

24.5.1 Incremento de la biodiversidad.

La **biodiversidad** es variabilidad de organismos vivos de cualquier origen, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres, marinos y otros ecosistemas acuáticos, y los complejos ecológicos de los que ya forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas (Convenio de Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica; ONU, 1992). En **producción ecológica**, la biodiversidad es un pilar esencial de las funciones y equilibrios necesarios para alcanzar la sostenibilidad de la producción agraria, contribuyendo a cerrar los ciclos naturales y promoviendo las funciones básicas de regulación de los ecosistemas, como el reciclaje de nutrientes, la regulación de las poblaciones naturales, del microclima y de los procesos hidrológicos (ej., Diacono et al., 2016).

Mijatović et al. (2013) revisaron 172 casos concluyendo **que la biodiversidad agrícola contribuye a la resiliencia** a través de una serie de estrategias combinadas: protección y restauración de ecosistemas, uso sostenible de suelo y recursos hídricos, diversificación de sistemas agrícolas, ajustes en las prácticas de cultivo y uso de cultivos tolerantes al estrés. Así, esta biodiversidad proporciona una capacidad de amortiguación frente a los riesgos ambientales

y permite la adaptación al cambio climático, lo que hace posible mantener el funcionamiento y la productividad de los ecosistemas (McNeely y Schroth 2006; Jackson et al. 2010).

Rahmann (2011) analizó índices de biodiversidad en 396 **trabajos que comparaban cultivos ecológicos y convencionales** en Europa, de ellos un total de 327 mostraron un mayor grado de biodiversidad en la agricultura ecológica; en 56 trabajos no se hallaron diferencias significativas entre ambos sistemas, y en 13 (lo que supone un 3% de los estudios considerados) la agricultura ecológica estuvo asociada a menor biodiversidad. En la misma línea, Bengtsson et al. (2005), a través de otro metanálisis, concluyeron que – de media- **en sistemas de agricultura ecológica la riqueza de especies es un 30% superior a la de sistemas agrícolas convencionales**, si bien en el 16% de trabajos el resultado fue a la inversa y existían diferencias dependiendo de los taxones considerados. Enmarcados en diferentes localizaciones, diversos autores han realizado metaanálisis con resultados similares a los comentados (Bartram y Perkins, 2003; Chamerlain et al., 2010).

La práctica del **intercultivo** en agricultura ecológica, en la que varias especies se cultivan de manera simultánea en el mismo espacio, reduce de forma significativa la brecha de rendimientos entre la agricultura ecológica y la convencional (Ponisio et al., 2014), y promueven una mayor estabilidad de la producción, mayor concentración de proteína, mayores márgenes económicos, y un uso más eficiente de los recursos abióticos respecto al cultivo de una sola especie (Bedoussac et al., 2015), por lo que su aplicación está altamente recomendada en un contexto de cambio climático. Un tipo particular de intercultivo son los **sistemas agroforestales**, ya que la presencia de árboles tiene múltiples beneficios añadidos para la adaptación al cambio climático, como la amortiguación de extremos térmicos, la conservación de la humedad del suelo, o la reducción de la velocidad del viento (Sánchez et al., 2015).



Imagen 6. Almendros con cultivos hortícolas intercalados en Mallorca.

Las **rotaciones de cultivo** consisten en la siembra de cultivos distintos cada año, siguiendo un ciclo que puede durar desde 2 hasta más de 5 años. Mediante las rotaciones se consigue **aprovechar la complementariedad en el uso de los recursos** entre diferentes familias de cultivos, condicionadas por la profundidad de su sistema radicular, su capacidad para fijar nitrógeno, para competir con las hierbas arvenses, etc. En un meta-análisis se ha hallado que con las rotaciones también se consigue reducir significativamente la brecha de rendimiento de la agricultura ecológica con la agricultura convencional, del 19% al 8% (Ponisio et al., 2014).

Las **cubiertas vegetales** son especies vegetales que se siembran generalmente entre los ciclos agrícolas o que nacen espontáneamente, proporcionando cobertura al suelo sin esperar producción directa de ellas. El uso de las cubiertas vegetales es una práctica recomendada particularmente en **cultivos leñosos**, donde produce múltiples beneficios a niveles físico, químico y biológico, como son la disminución de los riesgos de erosión, el mantenimiento de fertilidad del suelo y el favorecimiento de la estructura del terreno, la retención de la humedad y la mejora en la gestión hídrica, el refugio de fauna que supone un control biológico natural más eficaz, la mejora paisajística y de imagen comercial, etc. Así, la ausencia de vegetación asociada a la labranza convencional genera suelos con menor descomposición bacteriana y presencia de hongos y nematodos (Sánchez-Moreno et al., 2015), mientras que la cubierta vegetal favorece las propiedades químicas y biológicas del suelo (Vicente-Vicente et al., 2016, Montes-Borrego et al., 2013). Diversos autores han constatado el incremento de la presencia de algunas especies como consecuencia del mantenimiento de las cubiertas vegetales en cultivos de clima mediterráneo y del **incremento de la complejidad estructural** en los agroecosistemas que supone esta medida. Es el caso del ave curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*) (Assandri et al., 2017), la perdiz roja (Borralho et al., 2000), las comunidades de passeriformes (Castro-Caro et al., 2015), la diversidad de reptiles (Carpio et al., 2017), o los artrópodos en el suelo (Castro et al., 1996). El mantenimiento de la cobertura del suelo podría ser clave para preservar ciertas especies de aves europeas, incluidas especies de interés para la conservación (Castro et al., 2014a y b).

Otra práctica que caracteriza a la agricultura ecológica es la prohibición de utilizar **pesticidas y herbicidas**, lo que tiene un efecto evidente en la preservación de la biodiversidad. Por ejemplo, la expansión del uso de herbicidas en la segunda mitad del siglo XX en España estuvo asociado a una importante pérdida de producción de biomasa no cosechada, que alimenta las cadenas tróficas naturales (Guzmán et al., 2017).



Imagen 7. Pulgones y hormiga en una hoja de alcachofa. En el centro se observa una “momia”, un pulgón infectado por una avispa parásita, un enemigo natural de las plagas que se beneficia de la biodiversidad de las fincas ecológicas

La biodiversidad determina la disponibilidad de recursos naturales, por lo que ésta actúa como amortiguador capaz de absorber las perturbaciones ecológicas, como las variaciones climáticas, o las plagas y enfermedades (Brzezina et al., 2016). Además, ambos factores están relacionados ya que el aumento de temperatura puede anticipar la actividad de plagas y enfermedades, especialmente durante la temporada de crecimiento (Anderson et al., 2004). Efectivamente, los cultivos ecológicos pueden ser más resilientes a los brotes de plagas, ya que cada plaga generalmente daña una variedad particular (Rotz et al., 2015). En este sentido, los monocultivos son más vulnerables a las plagas y enfermedades que los sistemas de producción agrícola más diversificados, como los que implican rotación, y por lo tanto contribuye a hacer frente a la variación climática incrementando la resiliencia (Heinemann et al., 2014).

Ante la esperada reducción de biodiversidad a consecuencia del cambio climático en la cuenca mediterránea (Lloret et al., 2004), la agricultura ecológica comprende sistemas agrícolas muy diversos y, por lo tanto, aumenta la flexibilidad para hacer frente a los efectos adversos del cambio climático y los cambios en los patrones de lluvia. Esto conduce a **una mayor estabilidad económica y ecológica** (Muller, 2009). Las **variedades de cultivos** utilizados en agricultura ecológica suelen estar bien adaptados al entorno local, lo que les confiere mayor capacidad para responder a las perturbaciones climáticas.

24.5.2 Incremento de la materia orgánica del suelo – retención de suelo y agua

La materia orgánica del suelo (MOS) juega **un papel clave en el mantenimiento de la fertilidad del suelo, afectando al estado físico, propiedades químicas y biológicas del suelo**. En particular, la MOS afecta a la capacidad de almacenamiento de agua y mejora la estructura y la calidad biológica de los suelos (Carter, 2002, Diacono y Montemurro, 2010). Por otra parte, reduce la erosión, aumenta la biodiversidad y ayuda a la supresión de plagas (Akhtar y Malik, 2000, Ghorbani et al., 2008). La mayor resiliencia climática que esto confiere convierte a la MOS en una importante estrategia de adaptación (Lal, 2010).

Como se discutió en el Apartado 24.2.3, **la mayoría de los procesos que causan la degradación del suelo se ven reforzados por el cambio climático**, debido a las temperaturas más altas, lluvias más intensas y períodos de sequía más largos, que conducen a menores contenidos en carbono orgánico en el suelo, aumento de la erosión del suelo y la salinización (Tubiello et al., 2007). Una de las consecuencias del cambio climático a nivel del suelo es que podrían alterarse los ciclos de carbono y nitrógeno, afectando a la erosión del suelo y a la calidad del agua (Nearing et al., 2004). El efecto general del cambio climático en los niveles de materia orgánica del suelo y en la lixiviación de los nitratos dependerá de cómo se vea afectada la humedad del suelo durante el verano (Olesen y Bindi, 2002). Si los suelos están más secos, aumentará la tasa de erosión eólica, especialmente si los vientos o las precipitaciones se intensifican.

La producción ecológica se basa, entre otros, en prácticas diseñadas para proteger el suelo, incluyendo labranza mínima o nula, cubiertas vegetales, retención de residuos, fertilización orgánica, etc. En efecto, **en la agricultura ecológica el reciclaje de materia orgánica (MO) es la base de la fertilidad del suelo y la producción de cultivos**. Como resultado, numerosos autores han demostrado que este tipo de producción eleva la cantidad de materia orgánica en el suelo, en comparación con los sistemas convencionales (Gattinger et al., 2012), a pesar de la gran variedad de prácticas que incluye y la amplitud de los principios subyacentes. Esta tendencia también se observa bajo clima mediterráneo (ver Capítulo 5).

Las prácticas asociadas al aumento de la materia orgánica también suelen tener un **impacto directo de mejora de los rendimientos de los cultivos**. Por ejemplo, Liu et al. (2017) evaluaron los efectos de la incorporación de residuos en los climas actuales y futuros sobre los rendimientos de los cultivos, el balance hídrico del suelo y la eficiencia del uso del agua mediante el uso de un modelo. Los resultados mostraron que el aumento de la temperatura futura y los cambios en la lluvia contrarrestaron el efecto positivo del aumento de CO₂, con lo que el rendimiento del trigo y la cebada se redujo significativamente. Los residuos incorporados en el suelo podrían reducir este impacto negativo del cambio climático, contribuyendo a mantener el rendimiento del trigo. La efectividad de la incorporación de residuos se debe principalmente a la reducción de la evaporación y escorrentía del suelo, lo que resulta en un aumento del agua del suelo disponible para la utilización del cultivo.

En suma, el aumento del contenido de carbono orgánico del suelo (COS) tiene beneficios muy relevantes para la adaptación al cambio climático, ya que mejora la calidad física, química y biológica del suelo (Lal et al., 2011). Estas mejoras son cruciales para sostener y mejorar la

productividad de los cultivos en un contexto en el que las condiciones climáticas se vuelven más extremas. Por otra parte, muchas medidas de adaptación, como las que reducen la erosión del suelo, conservan la humedad del suelo o diversifican las rotaciones de cultivos, también promueven el almacenamiento de COS (Smith y Olesen, 2010), lo que se muestra como un **vínculo clave entre la mitigación del cambio climático y los esfuerzos de adaptación**. Las relaciones recíprocas entre las prácticas de manejo de la materia orgánica, sus efectos sobre el agroecosistema, y la reducción de los impactos del cambio climático se muestran en la Figura 2.

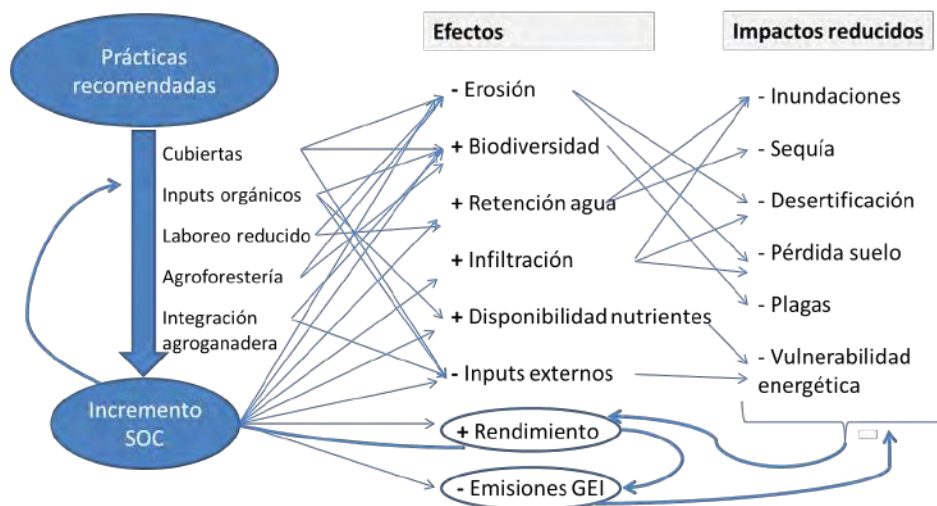


Figura 2. Adaptación al cambio climático mediante el manejo de la materia orgánica

Como muestra a la Figura 2, **los efectos de la MO sobre el suelo y la producción vegetal son a menudo sinérgicos**, por ejemplo en la disponibilidad de recursos para las plantas, ya que la materia orgánica aumenta la penetración del agua en el suelo, lo que fomenta el desarrollo vegetal, que a su vez ; al mejorar la capacidad de retención de agua del suelo permite mayor la tolerancia a la sequía por los cultivos y al aumentar la infiltración y agregación del suelo superficial, disminuye las pérdidas de suelo a través de la escorrentía (Diacono y Montemurro, 2011; Diacono et al., 2016). Todos estos efectos permiten afirmar que la materia orgánica del suelo es un elemento clave para incrementar la resiliencia de los sistemas agrícolas.

Como se discutió en el Apartado 24.2.2, el cambio climático provocará una significativa **disminución de los recursos hídricos**, que afectará a la producción agrícola. Hay que tener presente que, a nivel global, la agricultura utiliza el 11% de la tierra y el 70% de sus recursos de agua dulce (FAO, 2014). Como estrategia frente a la vulnerabilidad ante el déficit de agua, Wallace (2000) propone la mejora en la eficiencia en el uso del agua de riego, pero también se han sugerido prácticas relacionadas con el manejo de la materia orgánica como la adopción de labranza cero, la retención de rastrojos, la siembra temprana y la mejora del control de malezas (Howden et al., 2007; Stokes and Howden 2010). El sistema de manejo del cultivo determina la eficiencia en el uso del agua; diversos autores han constatado que la **producción ecológica** puede mejorar el contenido de agua del suelo (Pimentel et al., 2005) y, con ello, la eficiencia en su uso

(Gomiero et al., 2011; Scialabba, 2000). En el clima mediterráneo, Wheeler et al. (2015) comprobaron en diversos cultivos que los sistemas en regadío de las producciones ecológicas gastaban menos cantidad de agua que los sistemas convencionales.

En conclusión, debido a la situación actual de degradación generalizada de los suelos mediterráneos (Lahmar y Ruellan, 2007), que se verá exacerbada por el cambio climático (Apartado 24.2.3), **el manejo de la materia orgánica del suelo para mejorar la calidad del suelo y, por lo tanto, la productividad a largo plazo, tiene un papel central en la adaptación al cambio climático en los sistemas de cultivo mediterráneos**, con múltiples efectos sobre los agroecosistemas que conducen a una reducción de los riesgos climáticos. La mejora del contenido de materia orgánica del suelo y de la estructura del mismo resulta esencial para hacer frente al aumento de la variabilidad en las condiciones climáticas y favorecer la resiliencia de los cultivos (Olesen et al., 2011).

24.5.3 Menor dependencia del uso de combustibles fósiles.

Los sistemas de producción agrícola convencionales, y en particular los de producción intensiva son fuertemente dependientes del uso de combustibles fósiles (Wallgren et al., 2009). **En agricultura ecológica se prescinde de fertilizantes y pesticidas de síntesis, reduciendo esta dependencia y aumentando la eficiencia en el uso de la energía fósil** (Smith et al., 2015). Además, los mayores niveles de materia orgánica del suelo reducen las necesidades de energía mecánica para la tracción. Por otro lado, existen algunos insumos, como el combustible, la electricidad, o la infraestructura de los invernaderos que aún tienen un origen mayoritariamente fósil en agricultura ecológica. Sería necesario, por tanto, desarrollar estas funciones mediante sistemas renovables, en la medida en que lo permita la propia sostenibilidad (uso de recursos, territorio) de estos sistemas renovables.



Imagen 8. La tracción mecánica es la principal consumidora de energía en los secanos mediterráneos. Laboreo con grada de disco en Marruecos.

En los sistemas de secano ecológico, con un uso de energía de origen fósil dominado por la tracción mecánica (maquinaria y combustible), la **reducción de la labranza** contribuiría a ahorrar combustible, reduciendo las emisiones de gases de efecto invernadero y reduciendo la dependencia del cada vez más escaso suministro de derivados del petróleo, a la vez que se promueve el secuestro de carbono (Aguilera et al., 2013). La reducción de la labranza suele depender del control químico de las malezas, que puede aumentar las emisiones de la producción de plaguicidas, pero también están disponibles métodos de laboreo reducido puramente mecánicos. El ahorro de combustible también mejoraría la factibilidad de **auto-producir el combustible** necesario en la finca, ya que una fracción más pequeña del producto sería necesaria para producir el biocombustible. La autoproducción del combustible podría aumentar la eficiencia en el uso de energía no renovable mientras se genera un coproducto rico en proteínas (Aguilera, 2009).

24.6 Estrategias agroecológicas de adaptación en la ganadería

La literatura disponible sobre comparaciones de ganadería ecológica y convencional en clima mediterráneo es muy escasa (Capítulo 3). A pesar de ello, algunos autores han puesto de manifiesto las diferencias existentes. Así, Escribano et al. (2014) compararon ambos sistemas de producción de vacuno en dehesas, basado en la evaluación de atributos básicos de la sostenibilidad. **Las granjas ecológicas resultaron ser más sostenibles que las convencionales, dada su estabilidad y autosuficiencia.** La escasa dependencia de productos y servicios externos, así como su mayor adaptación al entorno en el que se desarrollan hace que estos sistemas sean menos vulnerables a los impactos provocados por el cambio climático. Por otro lado, en la transición hacia la producción ganadera sostenible, son necesarias evaluaciones relacionadas con las medidas de adaptación y mitigación que mejor se ajusten a cada sistema de producción ganadera (Rojas-Downing et al., 2017). Como ya se ha presentado en el Capítulo 5, la producción ecológica contribuye a incrementar el carbono del suelo, lo que se traduce también en un incremento de la producción primaria neta anual (PPN) de los pastizales. A su vez, esta mejora de la PPN puede revertir los posibles impactos negativos del cambio climático de la producción ganadera (Ghahramani y Moore, 2015).

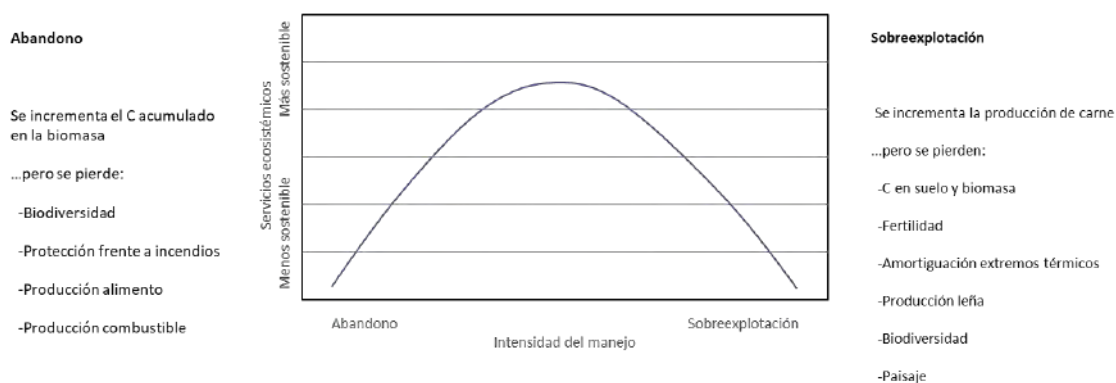


Figura 3. Impactos del abandono y la sobreexplotación en la dehesa. Elaboración propia a partir de Bugalho et al., 2011.

En la cuenca mediterránea, los sistemas de ganado ovino se caracterizan por su baja carga animal, escasa inclusión de ganado y generalmente escasa irrigación de los pastos (Toro-Mújica et al., 2015). Por ejemplo, en el suroeste de España el ganado ovino se encuentra en tres ecosistemas principales, la dehesa, la región montañosa y la región árida. Todos ellos se caracterizan por un **pastoreo extensivo en pastos naturales**, el uso de razas ovinas locales, baja rentabilidad y baja producción pero de alta calidad (Gaspar et al., 2008). Este tipo de sistemas, compatibles con los principios de la producción ecológica, **dependen de una producción diversificada** y contribuye a la conservación del paisaje (Riedel et al., 2007).

El ganado vacuno lechero, habitualmente criado en condiciones intensivas, podría dejar de ser productivo en la cuenca mediterránea dado la importante demanda de agua de los cultivos forrajeros como el maíz. Alternativamente se debería optar por **buscar razas más resistentes a**

la sequía, lo que puede resultar en sistemas de producción ganadera menos intensivos (Dono et al., 2013).

Como consecuencia de determinadas políticas europeas (como la EC Nº 1257/1999; EC, 2009), se ha llevado a cabo la sustitución de los sistemas de producción tradicionales, en equilibrio con los recursos naturales basados en el uso de pastizales nativos, por pastos mejorados, lo que ha llevado en ocasiones a la pérdida de actividades pastoriles tradicionales y a la pérdida de determinadas especies (Riedel et al., 2007). Por esta razón, Toro-Mújica et al. (2015) afirman que deben evaluarse los cambios en la producción ganadera y las actividades tradicionales ante la fragilidad de los recursos naturales, que incrementan su vulnerabilidad ante los impactos asociados al cambio climático.

Los sistemas de producción basados en los ciclos ecológicos, como la ganadería ecológica, juegan un **importante papel en la conservación de los hábitats que los sustentan**, como pueden ser las dehesas. Un adecuado sistema de manejo puede hacer que los pequeños rumiantes ejerzan el control de malas hierbas, evitando el uso de herbicidas químicos (Toro-Mújica et al., 2015).



Imagen 9. Cabra en pastizal natural en la provincia de Cádiz.

La **industrialización ganadera** ha supuesto la pérdida de biodiversidad en este sector, una tendencia que se ha visto agravada por el cambio climático. A su vez, a su vez, las poblaciones rurales que pierden biodiversidad son las más vulnerables a los cambios (IPCC, 2014). El 20% de las razas de ganado están en riesgo, y el ritmo de extinción es de casi una raza por mes (FAO, 2007). Esta pérdida de biodiversidad está estrechamente relacionada con las prácticas utilizadas en la producción ganadera que buscan maximizar la producción a expensas de abandonar los

sistemas de producción tradicionales, perdiéndose la capacidad de respuesta ante impactos ambientales (Thornton et al., 2009).

Martin y Magrie (2015) simularon sistemas ganaderos con diferentes grados de diversidad ante escenarios de cambio climático, concluyendo que **los sistemas con mayor biodiversidad mostraron mejor capacidad de adaptación y menor vulnerabilidad, logrando la autosuficiencia para el forraje sin aumentar los costos de alimentación**. Los resultados confirman la posibilidad de aumentar la capacidad de adaptación y reducir la vulnerabilidad de sistemas ganaderos ante el cambio climático a través del aumento de su diversidad agrícola.

La modificación de los sistemas de producción ganaderos hacia modelos que creen resiliencia ante los cambios implica procesos que están en los pilares de la producción ecológica, como son la diversificación de los animales y los cultivos, la integración de los sistemas ganaderos con la silvicultura y la agricultura y la modificación de algunas prácticas agrícolas agrícolas (IFAD, 2010). Como resultado de la adopción de modelos de producción mejor adaptados al cambio climático, **pueden lograrse mejoras en cuanto a la tolerancia a las olas de calor, frenando la pérdida de productividad del ganado sometido a estrés térmico, además de reducir el impacto de la proliferación de plagas y enfermedades** relacionadas con el cambio climático y los brotes de plagas (IFAD, 2010). Las medidas de adaptación implican modificaciones del sistema de producción y de manejo, estrategias de mejora y cambios en la percepción y la capacidad de adaptación de los ganaderos (Thornton et al., 2009).

24.7 Síntesis y conclusiones

- Las tendencias esperadas en los patrones **climáticos ponen en peligro la producción agropecuaria** en la cuenca mediterránea, haciendo necesaria la adopción de medidas que incrementen la resiliencia de los sistemas productivos, contrarrestando las pérdidas en producción y en la calidad de los suelos que se pronostican.
- La agricultura ecológica posee un alto potencial de adaptación al cambio climático y al agotamiento de recursos, principalmente a través de 3 tipos de estrategias:
 - **Manejo de la biodiversidad:** la diversidad a distintos niveles es la base de la resiliencia de los sistemas ecológicos. Incluye la diversificación a distintas escalas, enmarcada dentro del concepto de biodiversidad funcional. Abarca desde el número y tipo de variedades de cultivo y razas de ganado, las especies silvestres asociadas, hasta la biodiversidad a escala de paisaje.
 - **Manejo de la materia orgánica:** las prácticas agroecológicas que fomentan la acumulación de materia orgánica en el suelo cumplen el doble objetivo de promover la mitigación del cambio climático, a través del secuestro de carbono (Capítulo 5), y la adaptación a sus efectos, por el impacto positivo de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo.
 - **Reducción de insumos externos:** Esta estrategia, asociada a la ausencia de fertilizantes y pesticidas de síntesis en agricultura ecológica, también tiene beneficios sobre la adaptación y la mitigación, al reducir la dependencia y vulnerabilidad ante los efectos del pico de los combustibles fósiles, a la vez que reduce las emisiones asociadas a su uso.
- Los esfuerzos en **mitigación deben coordinarse con los de adaptación** y con los de reducción del resto de impactos ambientales. En este sentido, las prácticas agroecológicas logran reducir al mismo tiempo los impactos y los riesgos asociados al cambio climático.
- Es necesaria **más investigación** para desarrollar todo el potencial de las prácticas agroecológicas para la adaptación al cambio climático, poniendo énfasis en las posibles interacciones con el resto de los aspectos de la sostenibilidad.

25. SÍNTESIS Y CONCLUSIONES GENERALES



25.1 Análisis bibliométrico: Carencias en la información

- **General**

Se han publicado casi 800 estudios sobre emisiones de GEI en producciones agropecuarias mediterráneas, pero el **análisis bibliométrico permite constatar importantes lagunas en la información en determinadas zonas geográficas, tipos de emisión, de manejo y de sistema productivo.**

Existe una **fuerte concentración geográfica de los estudios publicados, con un 42% de ellos realizado en España**, de los cuales el 42% está realizado en Andalucía, que cuenta además con el 55% de los estudios españoles con manejo ecológico.

El secuestro de carbono es el proceso más estudiado del balance de GEI, seguido del N₂O del suelo y la huella total de carbono. **La producción vegetal cuenta con un número diez veces mayor de artículos que la producción animal, en relación a las emisiones que representan.**

El 16% de los estudios sobre GEI aborda el manejo ecológico, y solo el 2% lo estudia de manera exclusiva. La proporción de estudios que incluye manejo ecológico ha disminuido en los últimos años. El manejo ecológico se ha estudiado de manera desigual en los distintos cultivos y especies animales. Destaca la relativa **escasez de estudios con manejo ecológico sobre cereales de invierno, arroz, forrajes y pastizales, y la ausencia de estudios en monogástricos.**

- **N₂O**

Se observan **importantes desequilibrios entre algunos tipos de cultivo que han sido muy estudiados**, pero representan una parte muy pequeña de las emisiones, como los hortícolas, las leguminosas grano o el arroz, **y otros que han sido muy poco estudiados a pesar de representar una gran parte de las emisiones estimadas**, entre los que destacan los pastizales, el olivar y los cultivos forrajeros. **Además, no hay ningún estudio en las categorías de frutales y de cítricos.**

Solo el 9% de los estudios con mediciones en campo de este gas incluye algún tratamiento con manejo ecológico, que solo se ha estudiado en cereales, hortícolas y olivar, no existiendo ningún estudio en el resto de categorías estudiadas.

- **Secuestro de C**

El secuestro de C es el proceso más estudiado del balance de emisiones en condiciones mediterráneas. Sin embargo, el análisis bibliométrico revela **importantes lagunas en el conocimiento**, particularmente en el estudio por tipo de cultivo.

Existe una fuerte concentración geográfica de los estudios, con casi la mitad de ellos realizados en España. Destaca también la **ausencia de estudios con manejo ecológico en arrozal y forrajeras**, así como la relativa **escasez de estudios en pastizales y zonas forestales**, pese a que acumulan mucho carbono.

- **CH₄ entérico**

Se ha encontrado un número muy bajo de estudios en general y de mediciones en particular. Los estudios se hayan concentrados en España e Italia, y dentro de España en Andalucía. Destaca la **completa ausencia de mediciones en sistemas extensivos, ecológicos y en vacuno.**

- **Manejo del estiércol**

Destaca el **bajo número de artículos publicados en comparación con las emisiones que representan.** Existe **muy poca información de estas emisiones bajo manejo ecológico** y la mayoría de los estudios que incluyen esta información realizan estimaciones que parece no adaptarse bien al clima mediterráneo.

- **Huella total de carbono - ACV**

La mayor parte de los estudios ACV son de productos vegetales, en especial herbáceos, aunque en algunos grupos como los cereales de verano hay muy pocos estudios. **No existe ningún estudio ACV sobre manejo ecológico en cereales de verano, cultivos industriales y cultivos forrajeros.**

Destaca especialmente el **bajo número de artículos en la ganadería frente a la agricultura** en comparación con las emisiones que representan cada una.

Cultivos herbáceos

- **Cereales de invierno**

Solo se ha encontrado un estudio con mediciones en campo de N₂O en cereales de invierno **bajo manejo ecológico.** Respecto al secuestro de carbono, **solo un 10% de los estudios con mediciones en campo de carbono del suelo incluyen prácticas de manejo con mucho potencial en agricultura ecológica,** como las variedades antiguas de cultivos. Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV** de cereales de invierno bajo clima mediterráneo, y solo 4 que analicen la huella de C del manejo ecológico.

- **Cereales de verano**

Se ha encontrado un gran número de estudios con mediciones en campo de **N₂O en cereales de verano, pero solo 3 bajo manejo ecológico, todos realizados en el mismo experimento** en EEUU. Solo un 10% de los estudios con mediciones en campo de carbono del suelo incluyen manejo ecológico. **Por último, no se ha encontrado ningún estudio ACV que analice la huella de C del manejo ecológico.**

- **Arrozales**

Solo se ha encontrado **un estudio con manejo ecológico, y ningún estudio en el que se mida en campo la emisión de CH₄ y N₂O o el secuestro de C** en arrozales bajo este tipo de manejo.

- **Leguminosas grano**

Gran parte de los estudios que incluyen leguminosas grano se han realizado sobre secuestro de carbono en rotaciones en las que no es posible estudiar las leguminosas por separado. **Se han encontrado 9 estudios con mediciones en campo de N₂O, pero ninguno bajo manejo ecológico.** Se ha encontrado un **número muy limitado de ACV**, y solo dos que analicen la huella de C del manejo ecológico.

- **Hortícolas**

Los hortícolas son el grupo de cultivos herbáceos con **mayor porcentaje de estudios sobre manejo ecológico**, con alrededor de un tercio del total. Gran parte de estos estudios son sobre secuestro de carbono en rotaciones en las que no es posible estudiar las distintas especies hortícolas por separado. **Se han encontrado 20 estudios con mediciones en campo de N₂O** en hortícolas, 6 de los cuales incluyen **manejo ecológico**. El 67% de los estudios sobre secuestro de C de larga duración incluye manejo ecológico, el porcentaje más alto de entre todos los grupos de cultivo.

- **Industriales**

Las emisiones de GEI bajo **manejo ecológico** han sido muy poco estudiadas en los cultivos industriales mediterráneos. Se han encontrado 5 estudios con mediciones en campo de **N₂O, pero ninguno bajo manejo ecológico**. En ningún estudio de larga duración sobre secuestro de carbono se analizan los cultivos industriales por separado. Se ha encontrado un **número limitado de ACV**, y **ninguno que analice la huella de C del manejo ecológico**.

- **Cultivos forrajeros**

El análisis de la bibliografía muestra una falta de información con respecto a las producciones de cultivos forrajeros en clima mediterráneo, **habiéndose encontrado únicamente dos estudios que contemplan el manejo ecológico**. Las emisiones de N₂O se han estudiado en pocos estudios, aunque con un alto porcentaje de mediciones en campo y una en ecológico.

- **Cultivos leñosos**

Los estudios sobre cultivos leñosos están **muy concentrados geográficamente**, principalmente en la cuenca mediterránea, y en particular en España e Italia. Los cultivos leñosos más estudiados son el olivar y el viñedo. El porcentaje de estudios que consideran manejo ecológico es cercano al 20% en la mayoría de subgrupos.

Las mediciones de N₂O en cultivos leñosos son muy escasas, particularmente bajo manejo ecológico, y están muy concentradas en EEUU. No se ha encontrado ninguna publicación sobre emisiones de N₂O en cítricos y frutales no cítricos. En cuanto al manejo ecológico, solo se ha encontrado un estudio con mediciones de N₂O, centrado en olivar, y ningún estudio comparativo con el manejo convencional.

Aproximadamente la mitad de los estudios sobre secuestro de carbono en leñosos están centrados en el olivar, y la cuarta parte en viñedo. En algunos tipos de cultivo (olivar, viñedo, cítricos) se estudia el manejo ecológico casi exclusivamente en comparación con el convencional, mientras que en otros (frutos secos) solamente se estudia por separado.

La huella total de carbono, estimada mediante ACV, ha sido estudiada en una cantidad relativamente homogénea de estudios en los distintos cultivos leñosos, con un número menor de estudios sobre cítricos y frutos secos, y una alta proporción de estudios sobre agricultura ecológica, casi siempre en comparación con el manejo convencional.

- **Olivar**

Más de la mitad de los estudios a nivel global están situados en Andalucía, y ninguno fuera de la Cuenca Mediterránea. Existe una **notable carencia de mediciones en campo de N₂O en olivar**, con solo 2 estudios. El secuestro de carbono es el proceso relacionado con las emisiones de GEI que más se ha estudiado en olivar. Existe una relativa abundancia de análisis de ciclo de vida sobre olivar y sobre aceite de oliva, pero **muy pocos estudios que integren el secuestro de carbono en los balances completos de emisiones**.

- **Viñedo**

Solo se han encontrado 13 estudios sobre emisiones de GEI en viñedo ecológico mediterráneo a nivel global, y 2 en España. No se ha encontrado ninguna medición en campo de N₂O en viñedo ecológico. Existe poca información respecto al efecto de prácticas prometedoras como la incorporación de restos de poda sobre el secuestro de C, y muy **pocos estudios que integren el secuestro de carbono en los balances completos de emisiones**.

- **Frutos secos**

Existe una relativa escasez de estudios, que se han realizado principalmente en España y EEUU. Solo 4 estudios cuentan con **mediciones en campo de N₂O, y ninguna en frutos secos ecológicos**. Existe una **importante laguna en el conocimiento respecto a la emisión de N₂O en cultivos de frutos secos en Europa**. Existen **pocos estudios sobre secuestro de C con manejo ecológico, y ninguna comparación con el convencional**.

- **Frutales**

No se han encontrado estudios con mediciones en campo de N₂O, lo que muestra una importante laguna en la información. **Existen muy pocas mediciones en campo de carbono del suelo bajo manejo ecológico**, y poca información sobre prácticas de manejo concretas, como las cubiertas vegetales, incorporación de restos de poda o aplicación de enmiendas orgánicas. Más de la mitad de los ACV encontrados incluye manejo ecológico, y hay varios casos en los que se integra el balance de carbono en el suelo y en la biomasa en el balance de emisiones.

- **Cítricos**

El **45% de los estudios encontrados incluye manejo ecológico**. Estos estudios se han realizado principalmente en Italia y España, con ausencia de estudios fuera de la cuenca mediterránea. No se ha encontrado **ninguna medición de N₂O en cítricos bajo clima mediterráneo**, por lo que existe una importante laguna en el conocimiento. El número total de artículos sobre secuestro de C y ACV es bajo, pero existe una buena proporción de ellos que incluye manejo ecológico.

- **Pastos permanentes**

Se detecta una falta de información con respecto a las producciones de pastizales en clima mediterráneo, especialmente bajo manejo ecológico, de los que solo hay 4 artículos. Existe una **ausencia de mediciones en campo de N₂O bajo manejo ecológico, así como de mediciones de las emisiones de N₂O asociadas a la deposición del ganado en pastoreo**. Las mediciones de secuestro de carbono en pastizales que incluyen manejo ecológico son muy escasas y están todas localizadas en una misma área geográfica.

- **Monogástricos**

Existe escasez de información sobre las emisiones GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, destacando la **ausencia de estudios bajo manejo ecológico**. **El número de publicaciones sobre ganado monogástrico es extremadamente bajo en relación con la gran proporción de las emisiones totales que representan**. Los estudios se han realizado principalmente en España, y la especie más estudiada ha sido el porcino, con más de la mitad de los estudios.

- **Rumiantes**

En general existe **falta de información en la bibliografía sobre emisiones GEI en la ganadería de rumiantes** en clima mediterráneo, siendo esta carencia especialmente manifiesta en el caso de las producciones ecológicas, que solo son contempladas en 4 estudios, y solo uno de ellos incluyendo mediciones en campo (del manejo del estiércol).

25.2 Problemas metodológicos

Se ha encontrado una serie de **carencias en las metodologías empleadas para la cuantificación de GEI en condiciones mediterráneas** que deberían ser abordadas en futuras investigaciones, ya que pueden comprometer la fiabilidad de los resultados observados.

- **N₂O**

Algunas de las **carencias metodológicas de los estudios con mediciones en campo** son la necesidad de incrementar la duración de los experimentos, contabilizar las emisiones de los tratamientos no fertilizados, estimar las emisiones escaladas al producto, y estudiar ciertos tipos de cultivos y manejos.

El factor de emisión en condiciones mediterráneas es muy distinto al del IPCC, pero los actuales Inventarios de Emisiones se elaboran aplicando el factor por defecto del IPCC, lo que lleva a una sobreestimación de las emisiones. **Es necesario, por tanto, ajustar los factores de emisión de N₂O en la contabilidad nacional de emisiones de los países mediterráneos.**

- **Secuestro de C**

Se detectaron **importantes deficiencias en la información proporcionada en los estudios revisados**. En particular, los niveles de COS estimados, y por tanto las tasas de secuestro de C, pueden estar sesgados, porque el volumen del suelo por unidad de superficie se ve afectado por los cambios en la densidad aparente y en la fracción gruesa. Una profundidad de muestreo y duración del experimento insuficientes incrementan aún más la incertidumbre en la información. En general, como se describe en el Capítulo 5, **estos sesgos metodológicos pueden perjudicar al manejo ecológico**, subestimando el secuestro real que se produce en las fincas ecológicas.

- **Manejo del estiércol**

La información disponible indica que **los modelos de cálculos de emisiones no están bien adaptados a las condiciones mediterráneas**, donde la humedad y temperatura no llevan una correlación positiva y esto afectaría a la exactitud de estos cálculos para las emisiones de manejo del estiércol bajo clima mediterráneo.

- **CH₄ entérico**

La escasa información disponible sugiere que **los patrones de emisión de CH₄ entérico podrían verse afectados por las condiciones climáticas y de manejo mediterráneas**, de modo que las estimaciones actuales de estas emisiones podrían no ajustarse bien a la realidad.

- **ACV**

Se han detectado varios **problemas metodológicos** en la mayoría de estudios publicados. El ACV de productos agrícolas presenta dificultades específicas relacionadas con la definición de los límites del sistema, la asignación de cargas ambientales y la cuantificación de emisiones

biogénicas. Estas dificultades se ven exacerbadas en manejo extensivo y ecológico, cuyos procesos biológicos responsables de las emisiones de GEI han sido muy poco estudiados.

En particular, se ha encontrado un **número muy bajo de estudios que estimen las emisiones de N₂O de manera ajustada a las características del clima mediterráneo, y que incluyan el secuestro de carbono**. De igual modo, casi todos los estudios ACV sobre producciones ganaderas emplean metodologías simples para la estimación de las emisiones de CH₄ entérico y del manejo del estiércol que pueden no ajustarse bien a la realidad en ambientes mediterráneos. **Estos sesgos metodológicos pueden perjudicar a la producción ecológica**, donde son predominantes las emisiones biogénicas, y gran parte del potencial de mitigación se halla en el secuestro de carbono.

25.3 Emisiones de GEI en la agricultura mediterránea y tendencias bajo manejo ecológico

- **Resultados generales**

Las emisiones totales asociadas a la producción agropecuaria en España están dominadas por la ganadería, donde destacan las relacionadas con los piensos importados. El N₂O juega un papel relativamente menor en las emisiones de la producción vegetal, siendo mayores las emisiones debidas a la **producción de insumos**. El secuestro de carbono puede compensar gran parte de las emisiones de la agricultura.

Existe un **amplio rango de prácticas de mitigación** de GEI disponibles en la agricultura mediterránea, aunque su aplicación siempre conlleva **efectos secundarios**, tanto positivos como negativos, que tienen que tenerse en cuenta en cada situación específica. La mayoría de prácticas de mitigación disponibles son **aplicables en agricultura ecológica**.

- **Emisiones de N₂O**

Los datos revisados, y en particular los dos metaanálisis disponibles, sugieren que **los fertilizantes orgánicos y las prácticas de riego**, como el goteo y el riego por surcos, **podrían reducir las emisiones agrícolas de N₂O** bajo condiciones climáticas mediterráneas. También se encontró que mientras que **el factor de emisión de las enmiendas orgánicas sólidas (estiércol y compost) se redujo a la mitad frente a los fertilizantes sintéticos**, en el caso de los purines se duplicó.

Las emisiones en secano son menores que en regadío, y en ambos casos son menores que el factor de emisión del IPCC. A su vez, **el regadío por surcos y por goteo** (además del riego por inundación del arroz) **son sistemas con bajos niveles de emisión** de N₂O, mientras que el riego por aspersión presentó niveles de emisión más elevados. **Las emisiones indirectas también podrían reducirse notablemente con fertilizantes orgánicos.**

Las **medidas para mejorar la mitigación de N₂O con fertilizantes orgánicos** incluyen: (i) estrategias de **manejo del agua**; ii) reducción al mínimo de los barbechos y suelos desnudos, mediante la intensificación de las rotaciones y el uso de **cultivos cubierta**; iii) mejora de la gestión de residuos para reducir las emisiones indirectas, incluida la **separación de los residuos en origen**, la cría de **ganado vinculada al territorio** y la producción de biogás; (iv) reducción de las pérdidas de N a través de su inmovilización con residuos con alto ratio C:N.

- **Secuestro de carbono**

El aumento del carbono orgánico del suelo (COS) tiene especial relevancia en los agroecosistemas mediterráneos, donde los suelos suelen tener un **bajo contenido de COS y son muy vulnerables a la desertificación**. La información disponible indica que, **en condiciones mediterráneas, el COS es muy sensible a los cambios en el manejo de los cultivos**, ya que la mayoría de las prácticas de manejo recomendadas incrementaron el COS.

La aplicación al suelo de aportes orgánicos externos genera aumentos muy altos del COS, que también se incrementa por los aportes orgánicos internos y la reducción de la perturbación del suelo con prácticas como las cubiertas vegetales, el laboreo reducido o el no laboreo. Las aplicaciones de purín sólo mantuvieron COS al mismo nivel que los fertilizantes sintéticos, mientras que en tratamientos no fertilizados se observó una ligera disminución.

Otra conclusión relevante es que el secuestro de C es promovido de forma efectiva por las prácticas de manejo ecológico, con un aumento más marcado en los sistemas de cultivo más intensivos, donde las diferencias en los aportes de C entre ambos tipos de manejo son más altas.

- **CH₄ de fermentación entérica**

Las emisiones de CH₄ de fermentación entérica predominan en el balance de GEI de los rumiantes. La huella de C se ve incrementada por la menor productividad en ecológico. Por este motivo las prácticas como la optimización del rebaño o la optimización de la alimentación, encaminadas a aumentar la rentabilidad y la productividad, también podrían contribuir a la mitigación de GEI.

- **Manejo del estiércol**

Son las que mayor proporción representan entre las emisiones biogénicas en la ganadería de monogástricos. Las estrategias de mitigación más interesantes para la agricultura ecológica podrían ser la digestión anaerobia, el compostaje de la fracción sólida y la disminución del tiempo de almacenamiento.

- **Producción de insumos y huella total de carbono (Análisis de Ciclo de Vida, ACV)**

La producción de insumos agrícolas es una importante fuente de emisiones de GEI y representa una parte considerable del balance de emisiones de los productos agropecuarios mediterráneos. En particular, en la producción vegetal destacan las emisiones de la producción de fertilizantes y de la producción y uso de energía en forma de combustibles para la tracción y electricidad para el riego. En ganadería destaca la producción de piensos, sobre todo los importados, por las emisiones por deforestación que generan.

La mayoría de estudios de ACV de productos vegetales revisados, en particular cuando consideran el secuestro de carbono, encuentra menores emisiones de GEI bajo manejo ecológico, tanto por unidad de superficie como por unidad de producto. El secuestro de C es el principal responsable de las reducciones de GEI en ecológico en muchos de los casos estudiados. Cuando se aplican las prácticas de manejo recomendadas, la magnitud del secuestro de carbono llega a compensar todo el resto de emisiones, de modo que pueden alcanzarse huellas de carbono neutras o negativas.

Cultivos herbáceos

- **Cereales de invierno**

Los cereales de invierno están asociados a **huellas de C generalmente bajas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido principalmente a la ausencia de fertilizantes sintéticos, y en parte también al secuestro de carbono. El secuestro de carbono en ecológico se podría promover con el empleo de **variedades antiguas**. Estas variedades de tallo largo producen más paja y más biomasa de raíces sin una merma del rendimiento bajo manejo ecológico en seco. Esta biomasa adicional **contribuye al secuestro de carbono en el suelo**.

Gran parte del potencial de mitigación en ecológico se halla en prácticas relacionadas con el **uso de maquinaria**, como el laboreo reducido, que permite ahorrar combustible, o la autoproducción de combustible, que evita el uso de derivados de los combustibles fósiles.

- **Cereales de verano**

-Los cereales de verano están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente elevadas, pero, a causa de sus altos rendimientos, las emisiones por kg de producto serían similares a las de los cereales de invierno y al promedio global del maíz**. En ecológico podrían reducirse e incluso llegar a niveles negativos gracias al secuestro de carbono, si bien no existen datos específicos de los cereales de verano aislados de los demás cultivos de la rotación.

- **Arrozales**

Los arrozales están asociados a **emisiones de GEI por hectárea muy elevadas, dominadas por el CH₄ del suelo**, debido a las condiciones de inundación de este cultivo. **Las emisiones de GEI por hectárea podrían incrementarse bajo manejo ecológico**, y aún más por kg de producto, debido a los menores rendimientos.

La mitigación de GEI en arrozales mediante secuestro de carbono es complicada, por el efecto sobre las emisiones de CH₄ en estos sistemas. **La mitigación de GEI en el cultivo del arroz requiere de medidas muy específicas de este cultivo**. Entre las compatibles con el manejo ecológico, se encuentran: el **manejo del agua**, acortando el periodo de inundación o regando por aspersión; la **reducción de la paja reincorporada** al suelo; la reducción del laboreo; la sustitución de fertilizantes orgánicos frescos y ricos en carbono por otros más estabilizados y con poco carbono; el incremento de los rendimientos.

- **Leguminosas grano**

Las leguminosas están asociados a **emisiones por kg de producto, que son, en promedio, más bajas en ecológico que en convencional, aunque la diferencia es pequeña y en algunos casos se da la situación contraria**. Esto es debido al menor rendimiento, que compensa la disminución de emisiones de GEI por hectárea. **En los cultivos en los que se da un secuestro de carbono importante, las diferencias en la huella de C entre ecológico y convencional son muy acusadas**.

Por tanto, existe margen de reducción de la huella de C en ecológico, tanto mediante la reducción de emisiones y la mejora de los rendimientos en ecológico, como mediante el secuestro de carbono en el suelo. El **secuestro de carbono** puede promoverse incorporando más **paja y fertilizantes orgánicos externos pobres en nitrógeno**, o con el **intercultivo** con otras especies no fijadoras de nitrógeno. Gran parte del potencial de mitigación se haya en el uso de maquinaria.

- **Hortícolas**

Las emisiones por kg de producto son en promedio más bajas en ecológico, a pesar de los menores rendimientos. Esta tendencia se verifica en la mayoría de cultivos estudiados, aunque el grado de reducción es variable. El **secuestro de carbono es en gran parte responsable de las menores emisiones en ecológico, de manera que cuando no se contabiliza, estas reducciones a menudo desaparecen.**

El **secuestro de carbono** puede promoverse mediante la **vinculación con la ganadería y la agroindustria**. Los **residuos urbanos podrían aportar una cantidad significativa de materia orgánica y nutrientes, pero su gestión debe mejorarse mucho** para evitar compuestos tóxicos.

El **regadío, y en particular el uso de electricidad, es la mayor fuente de emisiones en ecológico**, lo que indica que gran parte del potencial de mitigación se halla en la reducción de estas emisiones, lo que puede lograrse mediante el ahorro de agua y el uso de energía renovable.

- **Industriales**

Los cultivos industriales están asociados a valores de **emisiones de GEI muy dispares, en función del tipo de cultivo y de la intensidad de su manejo**. La **ausencia de estudios en ecológico impide derivar conclusiones provisionales sobre su huella de carbono.**

- **Cultivos forrajeros**

Los **cultivos forrajeros favorecen el secuestro de carbono** en el suelo gracias a la biomasa de raíces que poseen, pero es necesaria más investigación para confirmar estas tendencias en clima mediterráneo. Las **emisiones de GEI en cultivos forrajeros y otros cultivos herbáceos perennes para producción de biomasa pueden verse compensadas por el secuestro de carbono en el suelo**. Sin embargo, particularmente en cultivos para biomasa, las emisiones indirectas por **cambios de uso del suelo** pueden ser mayores que los ahorros de emisiones en el cultivo.

- **Cultivos leñosos**

La literatura publicada muestra un **elevado potencial de mitigación de GEI en cultivos leñosos principalmente a través del secuestro de carbono**, según muestran los resultados de dos metaanálisis con más de 100 comparaciones de distintas prácticas. Este potencial está asociado a la aplicación de 3 tipos de prácticas de manejo: las **cubiertas vegetales**, la incorporación al suelo de los **restos de poda**, y la aplicación de **enmiendas orgánicas**. En la mayoría de los casos, estas prácticas pueden basarse en recursos de la propia finca y la agroindustria asociada

(alperujo de aceituna, orujo de uva, residuos de la producción de zumos, cáscaras de frutos secos...). Existe un gran potencial para reducir la huella de carbono del manejo ecológico si estas prácticas se expanden aún más.

El manejo ecológico promueve significativamente el secuestro de carbono en el suelo en cultivos leñosos, según muestra un metaanálisis de 35 comparaciones del manejo ecológico frente al convencional. **Sin embargo, algunas prácticas de manejo, como la aplicación de restos de poda** o los distintos tipos de manejo de las cubiertas vegetales (especies utilizadas, temporalidad de las labores de siega o incorporación al suelo, pastoreo), **han sido muy poco estudiadas**.

- **Olivar**

El olivar ecológico contribuye a mitigar la emisión de GEI principalmente a través del secuestro de carbono en el suelo, que en promedio tiene una magnitud similar, en términos de CO₂ equivalente, a la del resto de emisiones, con lo que **puede ser un cultivo neutro en carbono, reduciendo el 100% de las emisiones respecto al convencional**.

- **Viñedo**

El viñedo ecológico contribuye a mitigar la emisión de GEI principalmente a través del secuestro de carbono en el suelo, que puede llegar a tener una magnitud similar, en términos de CO₂ equivalente, a la del resto de emisiones. Como promedio en el ejemplo estudiado, la huella de C de la uva ecológica fue un 33% menor que la de la convencional.

- **Frutos secos**

Los **frutos secos en ecológico están asociados a emisiones de GEI generalmente bajas, aunque las diferencias con el convencional en algunos casos son pequeñas** e incluso hay casos con mayores emisiones. El secuestro de carbono se promueve notablemente con las cubiertas vegetales, pero éstas a menudo no son implementadas en ecológico.

- **Frutales**

Los frutales están asociados a **emisiones de GEI por hectárea generalmente altas, que se ven reducidas bajo manejo ecológico** debido al secuestro de carbono y a la ausencia de fertilizantes sintéticos. Sin embargo, las diferencias con el convencional en algunos casos son pequeñas e incluso hay casos con mayores emisiones. **Las emisiones por kg de producto también son en promedio más bajas en ecológico, pero en muchos casos se da la situación contraria**. Esto se debe en algunos casos a mayores emisiones de GEI por hectárea en ecológico, y en otros a un menor rendimiento.

- **Cítricos**

Los cítricos en ecológico están asociados a **emisiones de GEI menores que en convencional, tanto por hectárea (47%-90% de reducción) como por kg de producto (44%-69% de reducción)**.

En la gran mayoría de los casos, estas reducciones en la huella de C tienen lugar sin contabilizar el secuestro de carbono, lo que hace pensar que **las reducciones reales podrían ser aún mayores**.

- **Pastos permanentes**

Las diferencias de manejo entre pastizales mediterráneos ecológicos y convencionales suelen ser pequeñas, y variar en función del tipo de suelo. La literatura revisada sugiere que **los factores de emisión de N₂O en pastizales son muy bajos en condiciones mediterráneas. Los pastos favorecen el secuestro de C**, por el menor laboreo y la mayor cobertura vegetal que tienen asociadas, en comparación con los cultivos forrajeros y otros cultivos.

En el caso de los **pastos arbolados**, como son las dehesas, la bibliografía **muestra mayor secuestro de carbono** en las zonas debajo de la sombra de los árboles, que se corresponde con la zona de mayor producción de pastos. Los pastizales arbolados, además, contribuyen a la mitigación del cambio climático mediante el almacenamiento de carbono en la **biomasa leñosa** y la producción de energía renovable (leña).

- **Monogástricos**

Los escasos estudios disponibles sugieren **que las emisiones en granjas de pollos de engorde en clima mediterráneo son menores que en otros climas**. En el caso del porcino, la bibliografía indica que la fase productiva influye mucho en el balance de las emisiones de GEI.

La mayoría de las emisiones de GEI del ganado monogástrico están asociadas a la producción de piensos. En particular, destacan las emisiones por **deforestación para el cultivo de piensos importados**. La mitigación de GEI en monogástricos debe **priorizar la reducción de la huella de C de la producción de piensos** mediante 4 estrategias complementarias: incremento de la productividad animal, mitigación de GEI en cultivos, sustitución de ingredientes de piensos por subproductos y reducción del consumo humano de carne.

- **Rumiantes**

Los pocos estudios que aportan datos sobre las producciones ecológicas indican que **los niveles de emisión por unidad de superficie suelen ser menores en ecológico, mientras que por unidad de producción se vienen registrando niveles mayores en ecológico**. Sin embargo, estos estudios **no consideran el secuestro de carbono en el suelo**, que podría reducir la huella de carbono de la producción ganadera ecológica. Por otro lado, los **servicios ecosistémicos asociados a la producción de rumiantes en ecológico** son difíciles de cuantificar, por lo que actualmente están ignorados en la mayoría de las evaluaciones ambientales de sus sistemas productivos.

La mitigación de GEI de la ganadería rumiante ecológica puede abordarse a través de distintas prácticas de manejo, incluyendo las que reducen los GEI de manera indirecta a través del **aumento de la productividad**, y las encaminadas a reducir la huella de C del alimento animal (ver Monogástricos).

- **Adaptación**

Las tendencias esperadas en los patrones **climáticos ponen en peligro la producción agropecuaria** en la cuenca mediterránea, haciendo necesaria la adopción de medidas que incrementen la resiliencia.

La producción ecológica posee un alto potencial de adaptación al cambio climático y al agotamiento de recursos, principalmente a través de **3 tipos de estrategias que combinan los objetivos de mitigación con los de adaptación:**

- Manejo de la biodiversidad:** centrado en la biodiversidad funcional, es la base de la resiliencia a través de múltiples mecanismos.

- Manejo de la materia orgánica:** tiene el doble objetivo de promover la mitigación del cambio climático, a través del secuestro de carbono y la adaptación a sus efectos, por el impacto positivo de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo.

- Reducción de insumos externos:** reducen la vulnerabilidad ante los efectos del pico de los combustibles fósiles.

25.4 Recomendaciones para la mitigación de GEI en la producción ecológica

Las prácticas de manejo recomendadas, como las cubiertas vegetales, la incorporación al suelo de los restos de poda (u otro uso que evite su quema) y el reciclaje de residuos de agroindustria pueden fomentarse mediante su **regulación en la normativa ecológica** y la **mejora del asesoramiento y la transferencia de conocimiento a los agricultores**.

Otro cuello de botella importante son los **medios técnicos y logísticos para la implementación de prácticas de manejo**, como el triturado de restos de poda, diversos aperos para el manejo de las cubiertas vegetales o para el compostaje u otro tratamiento de los residuos de agroindustria. Otro ejemplo es la instalación de sistemas solares de bombeo y la autoproducción de combustible a nivel de finca o cooperativa. El acceso a esta maquinaria específica debería facilitarse.

El **aprovechamiento de residuos urbanos** es una fuente de materia orgánica con múltiples beneficios para la mitigación de GEI en agricultura ecológica, pero hoy día no está disponible por el tipo de gestión de los residuos urbanos. De este modo, su uso debe abordarse desde su origen en la separación de residuos hasta la elaboración y distribución de materiales adecuados para uso en agricultura ecológica, desde la alimentación animal hasta la elaboración de compost o vermicompost.

Los cambios en la dieta humana, reduciendo el consumo de productos de origen animal, son fundamentales para lograr una agricultura y ganadería ecológicas bajas en carbono, porque la producción extensiva de carne necesita mucho territorio, generando deforestación si la demanda es alta. Debe fomentarse, por tanto, un consumo mucho más moderado de carne y otros productos animales, y una producción local y basada en los recursos del territorio, eliminando el uso de piensos importados.

La efectividad de las prácticas recomendadas, como por ejemplo las cubiertas vegetales, en términos de carbono secuestrado y en otras emisiones como las de óxido nitroso y la maquinaria, es muy variable en función del manejo concreto y de las condiciones locales. Esta revisión bibliográfica ha desvelado múltiples carencias en varios tipos de emisión y de cultivo. Es necesaria, por tanto, **investigación específica en cada situación local para identificar y desarrollar las vías más efectivas para la implementación de las prácticas de manejo**.

En esta revisión bibliográfica también se han puesto de manifiesto importantes carencias metodológicas, entre las que destacan que los estudios que cuantifican las emisiones de GEI de las producciones mediterráneas no suelen tener en cuenta las características del clima mediterráneo. Estas carencias subrayan la necesidad de que en las futuras investigaciones se incorpore este conocimiento en las estimaciones.

GLOSARIO

ACV: análisis de ciclo de vida

Análisis de ciclo de vida (ACV): Metodología por la que se cuantifican los impactos ambientales asociados a la producción de un producto o servicio. Existen numerosos impactos ambientales y sociales que se cuantifican en los ACV, incluyendo consumo de energía, potencial de eutrofización, ecotoxicidad, etc. La metodología ACV se discute en el Capítulo 8.

AFOLU: corresponde en inglés a Agriculture, Forestry and Other Land Use (Agricultura, Silvicultura y otros usos del Suelo, en español), nombre que lleva la categoría dada para todo este sector en la segunda guía elaborada por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático.

Biogénicas: de origen biológico A diferencia de las emisiones derivadas del uso de energías fósiles, las emisiones biogénicas son generadas por organismos vivos, aunque sea como resultado de una actividad humana. Son ejemplos de emisiones biogénicas el CH₄ entérico emitido por los animales, y el N₂O y el CH₄ emitidos por los microorganismos durante el manejo del estiércol y durante la descomposición de la materia orgánica y aportes nitrogenados en el suelo.

Carbono inorgánico del suelo (CIS): Suele estar en forma de Carbonato Cálcico (CaCO₃) y domina las reservas de carbono del suelo en una gran variedad de éstos, particularmente en zonas áridas y semi-áridas. El CaCO₃ generalmente precipita en el suelo a partir de CO₂ disuelto si las condiciones son apropiadas. El carbono disuelto de los exudados radiculares puede precipitar como carbonatos y ser secuestrado en esa forma (Manning, 2008). El carbono inorgánico del suelo puede liberarse como CO₂ debido a la acidificación del suelo (Yang et al., 2012). El efecto del riego sobre el

CIS puede variar dependiendo del tipo de agua y de las propiedades del suelo (Wu et al., 2008). El carbonato puede disolverse y ser exportado del suelo con el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados (Moreno et al., 2006). Eshel et al. (2007) y Díaz-Hernández (2010) han llamado la atención sobre la importancia de estudiar las capas profundas del suelo y el subsuelo cuando se miden las reservas de CIS. La disolución del CIS de las capas superiores del suelo y la re-precipitación en capas profundas es un proceso común que podría sesgar las estimaciones de los cambios CIS si las mediciones no se hacen a la suficiente profundidad.

Carbono orgánico del suelo (COS): Representa el mayor stock de carbono a nivel global, y constituye, en términos de masa, la mayor parte de la materia orgánica del suelo. Se acepta un valor general del 58% para el contenido de carbono de la materia orgánica del suelo (Mann, 1986).

CIS: carbono inorgánico del suelo

COS: carbono orgánico del suelo.

CO₂eq: Equivalentes de CO₂

CO₂, Fertilización por CO₂: La tasa de fotosíntesis es dependiente de la concentración atmosférica de CO₂. Por tanto, el aumento de la presencia de CO₂ en el ambiente en el que crecen las plantas mejora su desarrollo y productividad, denominándose este efecto "Fertilización por CO₂"

EDGAR corresponde a Emissions Database for Global Atmospheric Research <http://edgar.jrc.ec.europa.eu/>

Equivalentes de CO₂ (CO₂eq): Es la unidad común (en términos de masa) en la que se expresa el PCM de los distintos gases de efecto invernadero, equiparándolos al CO₂. De este

modo, el PCM del CO₂ es 1, mientras que el del N₂O es 298 y el del CH₄ es 24 (IPCC, 2006), a un horizonte de 100 años. Esto significa que, al cabo de 100 años, el impacto sobre el clima de 1 kg de N₂O o de CH₄ es 298 y 24 veces mayor, respectivamente, que el de 1 kg de CO₂.

EROI: tasa de retorno energético (del inglés, Energy Return on Investment; también llamada EROEI, energy returned on energy invested,) es el cociente de la cantidad de energía total que es capaz de producir una fuente de energía y la cantidad de energía que es necesario emplear o aportar para explotar ese recurso energético.

Estequiometría: se refiere a la proporción de los distintos elementos químicos en un compuesto químico o cualquier material orgánico, ya sean tejidos, órganos, organismos, la materia orgánica del suelo o un ecosistema. Las relaciones estequiométricas entre los elementos (es decir, sus proporciones relativas) se mantienen bastante estables en los distintos componentes de los ecosistemas, lo que condiciona los procesos ecológicos.

Factor de emisión de N₂O: proporción del N aportado que es emitido como N-N₂O, descontando las emisiones “de fondo” de un tratamiento sin fertilizar (IPCC, 2006).

Forzamiento radiativo: perturbación externa impuesta al balance radiativo del sistema climático de la Tierra, como por ejemplo variaciones en la concentración de dióxido de carbono o de la radiación solar, que puede conducir a cambios en el clima.

Gases de efecto invernadero (GEI): son gases atmosféricos que absorbe y emite radiación dentro del rango infrarrojo, un proceso que es la causa fundamental del efecto invernadero. Los principales GEI en la atmósfera terrestre son el vapor de agua, el dióxido de carbono, el metano, el óxido de nitrógeno y el ozono. El efecto invernadero causado por estos gases es responsable de que la temperatura de la Tierra se mantenga en niveles habitables (15°C); de otro modo, la temperatura promedio de la

superficie terrestre sería alrededor de -18 °C. Sin embargo, su incremento en la atmósfera a causa de la actividad humana está provocando el calentamiento global.

GEI: gases efecto invernadero

Huella de carbono: Emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la fabricación de un determinado producto o servicio, expresados en términos de CO₂ equivalente por unidad funcional. En el caso de la agricultura y ganadería, se refiere generalmente a las emisiones asociadas a la producción de un kg de producto.

IPCC: el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático fue creado: en 1988 para que facilitara evaluaciones integrales del estado de los conocimientos científicos, técnicos y socioeconómicos sobre el cambio climático, sus causas, posibles repercusiones y estrategias de respuesta.

http://www.ipcc.ch/home_languages_main_spanish.shtml

Leakage: (en inglés “escape” o “fuga”). Habitualmente empleado para los gases GEI, “Carbon leakage” o “Fuga de carbono” hace referencia al incremento en las emisiones en un país como resultado de la reducción de emisiones en otro. Por ejemplo, un país puede imponer medidas ambientales para la producción de un producto, pero sin embargo importarlo de otro país que lo produce de manera contaminante y más barata. En particular, la fuga de carbono puede ser un problema para la efectividad de acuerdos internacionales como el protocolo de Kyoto, donde los países firmantes pueden reducir sus emisiones transfiriendo sus emisiones a países no firmantes, lo que no resulta en una mitigación neta de GEI.

LULUCF (por sus siglas en inglés; que corresponden a Land Use, Land-Use Change and Forestry; Uso de la Tierra, Cambio de Uso de la Tierra y Silvicultura, en español) En el Protocolo

de Kioto se consideran como sumideros ciertas actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura

Manejo integrado: el manejo integrado de plagas es una estrategia que usa una gran variedad de métodos complementarios: físicos, mecánicos, químicos, biológicos, genéticos, legales y culturales para el control de plagas. Estos métodos se aplican en tres etapas: prevención, observación y aplicación. Es un método que aspira a reducir o eliminar el uso de plaguicidas y de minimizar el impacto al medio ambiente, aunque no implica la ausencia de plaguicidas sintéticos, a diferencia de la agricultura ecológica. El concepto de manejo integrado puede extenderse más allá del control de plagas a otros aspectos del manejo del cultivo y su ambiente.

Materia orgánica del suelo (MOS): Producto orgánico no vivo procedente de la descomposición de tejidos animales, vegetales, microbianos y fúngicos

Mesocosmos: los experimentos en mesocosmos son experimentos en condiciones controladas y ambientes cerrados, donde los procesos pueden ser monitoreados con más precisión, aunque a menudo las condiciones pueden ser muy distintas a las del campo.

Metaanálisis: Estudio en el que se combinan estadísticamente los resultados de distintos experimentos, para identificar tendencias generales.

Metano (CH₄): Es un gas de efecto invernadero que en agricultura se genera principalmente por la fermentación en condiciones anaerobias (sin oxígeno) de la materia orgánica. En la producción vegetal se genera principalmente en suelos inundados de arrozales. En la ganadería podemos diferenciar dos tipos de emisiones de metano: el metano debido a la fermentación entérica de los animales y el producido en el manejo de las excretas. Tiene un potencial de calentamiento global de 25 (IPCC, 2007).

MOS: materia orgánica del suelo.

Nr: Nitrógeno reactivo

N₂: Nitrógeno molecular o atmosférico.

Nitrógeno molecular o atmosférico (N₂): Este gas supone la mayor parte de la composición de la atmósfera. Es un gas no reactivo, en el que sus dos átomos de nitrógeno están fuertemente unidos, así que no puede ser usado por la mayoría de organismos vivos, excepto los “organismos fijadores” que pueden romper el enlace e incorporar el nitrógeno a sus tejidos. El fertilizante nitrogenado sintético también se produce a partir del nitrógeno atmosférico.

Nitrógeno reactivo (Nr): Se refiere a distintas formas de nitrógeno que pueden ser activas fotoquímica, biológica y radiativamente. Incluye compuestos como el amoníaco (NH₃), el amonio (NH₄⁺), el nitrato (NO₃⁻), el nitrito (NO₂⁻) el óxido nitroso (N₂O), los óxidos de nitrógeno (NO_x). El Nr es necesario para el crecimiento vegetal, pero también genera impactos en el medio, que se han exacerbado con la expansión del uso de nitrógeno en la agricultura moderna. Los impactos del Nr pueden clasificarse en cinco amenazas (Sutton et al., 2013) o efectos sobre: la calidad del agua, los ecosistemas y la biodiversidad, la calidad del suelo, la calidad del aire (con contaminantes secundarios como el ozono, O₃, troposférico) y el balance de GEI, sobre todo emisiones de N₂O, pero también interacciones con otras formas de Nr, y con el O₃ troposférico.

N₂O: óxido nitroso.

N₂O-N: Nitrógeno del óxido nitroso. Se refiere al N contenido en el gas N₂O. Es una unidad empleada habitualmente para expresar la emisión de N₂O en sistemas de cultivo. A partir de la masa molecular de sus constituyentes, el PCM del N₂O-N sería: $298 \times 44 / 28 = 498$ kg CO₂-eq/kg N₂O-N.

Óxido nitroso (N₂O): Se trata de un.....o de los gases efecto invernadero que se pretende

reducir con el Protocolo de Kyoto (1997). Las mayores fuentes de N₂O antropogénicas son la agricultura y la ganadería (por la gestión del suelo y el manejo del estiércol) Tiene un potencial de calentamiento global de 298 (IPCC, 2007).

Ozono (O₃) troposférico: uno de los componentes gaseosos de la atmósfera. En la troposfera, el ozono se genera tanto espontáneamente como mediante reacciones fotoquímicas de gases resultantes de actividades humanas. En la troposfera actúa como gas de efecto invernadero.

PCM: Potencial de calentamiento mundial.

Potencial de calentamiento mundial (PCM): Expresa la capacidad de un gas de contribuir al efecto invernadero, en comparación con la misma cantidad de CO₂ durante el mismo periodo de tiempo. El Protocolo de Kyoto (1997) está basado en los PCM de los impulsos de emisión a lo largo de 100 años. Se emplea para la cuantificación de la contribución al calentamiento global de los distintos gases, expresados en una unidad común, los kg de CO₂eq.

PPN: Producción Primaria Neta.

Productividad primaria neta (PPN): hace referencia a la energía fijada por la fotosíntesis menos la energía empleada en la respiración, es decir, a la energía del sol realmente incorporada en los tejidos de las plantas. Se refiere, por tanto, a la biomasa producida por las plantas.

Razón de Respuesta: es un indicador que cuantifica el cambio que genera un tratamiento respecto a otro tratamiento control. Se suele calcular como el logaritmo del cociente entre el valor del tratamiento experimental y el valor del tratamiento control. Se suele expresar como porcentaje de cambio respecto al control.

Secuestro de carbono: el almacenamiento de carbono en la materia orgánica del suelo puede representar un importante mecanismo de mitigación de GEI, ya que implica la transferencia de carbono contenido en el CO₂ atmosférico al suelo, donde puede almacenarse largo tiempo. Este proceso se discute en profundidad en el Capítulo 5.

WFPS: Porcentaje de Poros Llenos de Agua (por sus siglas en inglés, Water Filled Pore Space). Se refiere al nivel de humedad de un suelo. El WFPS condiciona el potencial redox del suelo, es decir, el grado de oxigenación, de modo que a mayor humedad, menor disponibilidad de oxígeno. Por tanto, también se condicionan los procesos biológicos que dependen de que haya oxígeno (aerobiosis) o no lo haya (anaerobiosis).

Sumidero de Carbono: procesos que retiran gases efecto invernadero de la atmósfera. La diferencia entre la entrada de carbono en el suelo y la pérdida de carbono del suelo, debido a la descomposición, determina si un suelo es un sumidero final o una fuente de carbono (De Boer et al. 2011).

BIBLIOGRAFÍA

- Abeliotis, K., V. Detsis & C. Pappia (2013) Life cycle assessment of bean production in the Prespa National Park, Greece. *Journal of Cleaner Production*, 41, 89-96.
- Abrahamo, R., M. Carvalho & J. Causape (2017) Carbon and water footprints of irrigated corn and non-irrigated wheat in Northeast Spain. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 5647-5653.
- Acosta, J., A. Faz, B. Jansen, K. Kalbitz & S. Martínez-Martínez (2011) Assessment of salinity status in intensively cultivated soils under semiarid climate, Murcia, SE Spain. *Journal of Arid Environments*, 75, 1056-1066.
- Adesogam, T., T. Ott & J. Tricarico (2013) Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *J Anim Sci*, 91, 5045-5069.
- Adler, P. R., S. J. Del Grosso & W. J. Parton (2007) Life-cycle assessment of net greenhouse-gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecological Applications*, 17, 675-691.
- Administration), N. N. A. a. S. 2018. Global Land-Ocean Temperature Index. <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/graphs/> Accessed May 12, 2016.
- Aguilera, E. 2009. Hacia la autosuficiencia energética en el cereal de secano. Un estudio de caso en Orce (Granada). http://dspace.unia.es/bitstream/handle/10334/203/0079_Aguilera.pdf?sequence=1: Universidad Pablo de Olavide.
- Aguilera, E., G. Guzman & A. Alonso (2015a) Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. II. Fruit tree orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 725-737.
- Aguilera, E., G. Guzmán & A. Alonso (2015b) Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 713-724.
- Aguilera, E., G. Guzmán, J. Infante-Amate, D. Soto, R. García-Ruiz, A. Herrera, I. Villa, E. Torremocha, G. Carranza & M. González de Molina. 2015d. EMBODIED ENERGY IN AGRICULTURAL INPUTS. INCORPORATING A HISTORICAL PERSPECTIVE. Sociedad Española de Historia Agraria
- Aguilera, E., G. I. Guzmán, J. Alvaro-Fuentes, J. Infante Amate, R. García-Ruiz, G. Carranza-Gallego, D. Soto & M. Gonzalez De Molina (2018) A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008). *Science of the Total Environment*, 621, 634-648.
- Aguilera, E., G. I. Guzmán, J. Infante-Amate, D. Soto, R. García-Ruiz, A. Herrera, I. Villa, E. Torremocha, G. Carranza & M. González de Molina. 2015e. Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective. Sociedad Española de Historia Agraria. DT-SEHA 1507.
- Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Gattinger & B. S. Gimeno (2013a) Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems. A meta-analysis.

- Agriculture, Ecosystems & Environment, 168, 25-36.
- Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Sanz-Cobena, J. Garnier & A. Vallejo (2013b) The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 32-52.
- Aguilera Fernández, E. M. (2016) The influence of management practices on the greenhouse gas balance of Mediterranean cropping systems: identifying the climate change mitigation potential through quantitative review and life cycle assessment.
- Aguirre-Villegas, H. A., R. Larson & D. J. Reinemann (2014) From waste-to-worth: energy, emissions, and nutrient implications of manure processing pathways. *Biofuels Bioproducts & Biorefining-Biofpr*, 8, 770-793.
- Akhtar, M. & A. Malik (2000) Roles of organic soil amendments and soil organisms in the biological control of plant-parasitic nematodes: a review. *Bioresource Technology*, 74, 35-47.
- Al-Adamat, R., Z. Rawajfih, M. Easter, K. Paustian, K. Coleman, E. Milne, P. Falloon, D. Powlson & N. Batjes (2007) Predicted soil organic carbon stocks and changes in Jordan between 2000 and 2030 made using the GEFSOC Modelling System. *Agriculture, ecosystems & environment*, 122, 35-45.
- Alaphilippe, A., S. Simon, L. Brun, F. Hayer & G. Gaillard (2013) Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 581-592.
- Alberti, G., G. D. Vedove, M. Zuliani, A. Peressotti, S. Castaldi & G. Zerbi (2010) Changes in CO₂ emissions after crop conversion from continuous maize to alfalfa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136, 139-147.
- Alcantara, V., A. Don, R. Well & R. Nieder (2016) Deep ploughing increases agricultural soil organic matter stocks. *Global change biology*, 22, 2939-56.
- Almagro, M., J. de Vente, C. Boix-Fayos, N. Garcia-Franco, J. Melgares de Aguilar, D. Gonzalez, A. Sole-Benet & M. Martinez-Mena (2016) Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 1029-1043.
- Almagro, M., N. Garcia-Franco & M. Martinez-Mena (2017) The potential of reducing tillage frequency and incorporating plant residues as a strategy for climate change mitigation in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246, 210-220.
- Alsina, M. M., A. C. Fanton-Borges & D. R. Smart (2013) Spatiotemporal variation of event related N₂O and CH₄ emissions during fertigation in a California almond orchard. *Ecosphere*, 4.
- Altieri, M. A., C. I. Nicholls, A. Henao & M. A. Lana (2015) Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. *Agronomy for sustainable development*, 35, 869-890.
- Andersen, J. K., A. Boldrin, T. H. Christensen

- & C. Scheutz (2010) Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). *Waste management & research*, 28, 1010-1020.
- Anderson, P. K., A. A. Cunningham, N. G. Patel, F. J. Morales, P. R. Epstein & P. Daszak (2004) Emerging infectious diseases of plants: pathogen pollution, climate change and agrotechnology drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 535-544.
- Angers, D. A. & N. S. Eriksen-Hamel (2008) Full-inversion tillage and organic carbon distribution in soil profiles: A meta-analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 1370-1374.
- Angst, T. E., J. Six, D. S. Reay & S. P. Sohi (2014) Impact of pine chip biochar on trace greenhouse gas emissions and soil nutrient dynamics in an annual ryegrass system in California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 191, 17-26.
- Antle, J. M. & S. M. Ogle (2012) Influence of soil C, N₂O and fuel use on GHG mitigation with no-till adoption. *Climatic Change*, 111, 609-625.
- Anton, A., M. Torrellas, V. Raya & J. I. Montero (2014) Modelling the amount of materials to improve inventory datasets of greenhouse infrastructures. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 29-41.
- Aranda, A., I. Zabalza & S. Scarpellini (2005) Economic and environmental analysis of the wine bottle production in Spain by means of life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology*, 4, ISSN 1462-4605(print) | 1741-5004(electronic).
- Aranda, V., M. J. Ayora-Cañada, A. Domínguez-Vidal, J. M. Martín-García, J. Calero, R. Delgado, T. Verdejo & F. J. González-Vila (2011) Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). *Geoderma*, 164, 54-63.
- Aranda, V., J. Calero, I. Plaza & A. Ontiveros-Ortega (2016) Long-term effects of olive mill pomace co-compost on wettability and soil quality in olive groves. *Geoderma*, 267, 185-195.
- Ardente, F., G. Beccali, M. Cellura & A. Marvuglia (2006) POEMS: A case study of an Italian wine-producing firm. *Environmental Management*, 38, 350-364.
- Arizpe, N., M. Giampietro & J. Ramos-Martin (2011) Food Security and Fossil Energy Dependence: An International Comparison of the Use of Fossil Energy in Agriculture (1991-2003). *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 45-63.
- Aschmann, H. 1973. Distribution and Peculiarity of Mediterranean Ecosystems. In *Mediterranean Type Ecosystems: Origin and Structure*, eds. F. Castri & H. A. Mooney, 11-19. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
- ASICI. 2018. <http://www.iberico.com/uploads/documentos/PRECINTOS%20NORMA%20DE%20CALIDAD%20JAMONES%20%20A%3%91OS%202014-%202015-2016-2017x.pdf>.
- Assandri, G., M. Giacomazzo, M. Brambilla, M. Griggio & P. Pedrini (2017) Nest density, nest-site selection, and breeding success of birds in vineyards: Management implications for conservation in a highly intensive

- farming system. *Biological conservation*, 205, 23-33.
- Asseng, S., F. Ewert, P. Martre, R. P. Rötter, D. Lobell, D. Cammarano, B. Kimball, M. Ottman, G. Wall & J. W. White (2014) Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change*, 5, 143.
- Audsley, E., S. Alber, R. Clift, S. Cowell, P. Crettaz, G. Gaillard, J. Hausheer, O. Jolliet, R. Kleijn & B. Mortensen (2003) Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture. Final Report, Concerted Action AIR3-CT94-2028. European Commission, DG VI Agriculture, 139.
- Audsley, E., K. Stacey, D. J. Parsons & A. G. Williams. 2009. Estimation of the greenhouse gas emissions from agricultural pesticide manufacture and use. Cranfield, Bedfordshire, UK: Cranfield University.
- Bacenetti, J., S. Bergante, G. Facciotto & M. Fiala (2016) Woody biofuel production from short rotation coppice in Italy: Environmental-impact assessment of different species and crop management. *Biomass & Bioenergy*, 94, 209-219.
- Bacenetti, J., A. Restuccia, G. Schillaci & S. Failla (2017) Biodiesel production from unconventional oilseed crops (*Linum usitatissimum* L. and *Camelina sativa* L.) in Mediterranean conditions: Environmental sustainability assessment. *Renewable Energy*, 112, 444-456.
- Baldock, J. A., I. Wheeler, N. McKenzie & A. McBratney (2012) Soils and climate change: potential impacts on carbon stocks and greenhouse gas emissions, and future research for Australian agriculture. *Crop & Pasture Science*, 63, 269-283.
- Barker, G. 2006. *The Agricultural Revolution in Prehistory: Why did Foragers become Farmers?* : OUP Oxford.
- Barlow, K., B. Christy, G. O'leary, P. Riffkin & J. Nuttall (2015) Simulating the impact of extreme heat and frost events on wheat crop production: a review. *Field Crops Research*, 171, 109-119.
- Barton, P. K. & J. W. Atwater (2002) Nitrous oxide emissions and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 128, 137-150.
- Bartram, H. & A. Perkins (2003) The biodiversity benefits of organic farming. *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, 77.
- Bartzas, G. & K. Komnitsas (2017) Life cycle analysis of pistachio production in Greece. *Science of the Total Environment*, 595, 13-24.
- Battisti, D. S. & R. L. Naylor (2009) Historical Warnings of Future Food Insecurity with Unprecedented Seasonal Heat. *Science*, 323, 240-244.
- Batty, J. C. & J. Keller. 1980. Energy requirements for irrigation. In *Handbook of energy utilization in agriculture*, ed. D. Pimentel. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.
- Beare, M. H., E. G. Gregorich & P. St-Georges (2009) Compaction effects on CO₂ and N₂O production during drying and rewetting of soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 611-621.
- Beauchemin, K., M. Kreuzer, F. O'mara & T. McAllister (2008) Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48, 21-27.
- Becaccia, A., P. Ferrer, M. A. Ibañez, F.

- Estellés, C. Rodríguez, V. Moset, C. de Blas, S. Calvet & P. García-Rebollar (2015) Relationships among slurry characteristics and gaseous emissions at different types of commercial Spanish pig farms. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13, 0602.
- Beccaccia, A., S. Calvet, A. Cerisuelo, P. Ferrer, P. Garcia-Rebollar & C. De Blas (2015) Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing-finishing pigs. I. Influence of the inclusion of two levels of orange pulp and carob meal in isofibrous diets. *Animal Feed Science and Technology*, 208, 158-169.
- Beccali, M., M. Cellura, M. Iudicello & M. Mistretta (2010) Life cycle assessment of Italian citrus-based products. Sensitivity analysis and improvement scenarios. *Journal of Environmental Management*, 91, 1415-1428.
- Bedoussac, L., E.-P. Journet, H. Hauggaard-Nielsen, C. Naudin, G. Corre-Hellou, E. S. Jensen, L. Prieur & E. Justes (2015) Ecological principles underlying the increase of productivity achieved by cereal-grain legume intercrops in organic farming. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 911-935.
- Ben-Ari, T., J. Adrian, T. Klein, P. Calanca, M. Van der Velde & D. Makowski (2016) Identifying indicators for extreme wheat and maize yield losses. *Agricultural and forest meteorology*, 220, 130-140.
- Bengtsson, J., J. Ahnström & A. C. WEIBULL (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 42, 261-269.
- Benitez, E., R. Nogales, M. Campos & F. Ruano (2006) Biochemical variability of olive-orchard soils under different management systems. *Applied Soil Ecology*, 32, 221-231.
- Bennetzen, E. H., P. Smith & J. R. Porter (2016) Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970-2050. *Global Change Biology*, 22, 763-781.
- Bertora, C., L. Zavattaro, D. Sacco, S. Monaco & C. Grignani (2009) Soil organic matter dynamics and losses in manured maize-based forage systems. *European Journal of Agronomy*, 30, 177-186.
- Bessou, C., C. Basset-Mens, T. Tran & A. Benoist (2013) LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 340-361.
- Bhat, M. G., B. C. English, A. F. Turhollow & H. O. Nyangito. 1994. Energy in synthetic fertilizers and pesticides: Revisited. Final project report. 49 p. Knoxville, TN, USA: Dept. of Agricultural Economics and Rural Sociology, Tennessee Univ.
- Billen, G., J. Garnier & L. Lassaletta (2013) The nitrogen cascade from agricultural soils to the sea: modelling nitrogen transfers at regional watershed and global scales. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368, 20130123-20130123.
- Billen, G., L. Lassaletta & J. Garnier (2014) A biogeochemical view of the global agro-food system: Nitrogen flows associated with protein production, consumption and trade. *Global Food Security-Agriculture Policy*

- Economics and Environment, 3, 209-219.
- Billen, G., L. Lassaletta & J. Garnier (2015) A vast range of opportunities for feeding the world in 2050: trade-off between diet, N contamination and international trade. *Environmental Research Letters*, 10.
- Billings, S. A., R. W. Buddemeier, D. d. Richter, K. V. Oost & G. Bohling (2010) A simple method for estimating the influence of eroding soil profiles on atmospheric CO₂. *Global Biogeochemical Cycles*, 24.
- Bindi, M., F. Ferrini & F. Miglietta (1992) Climatic change and the shift in the cultivated area of olive trees. *Journal of Agricultura Mediterranea*, 22, 41-44.
- Bindi, M. & J. E. Olesen (2010) The responses of agriculture in Europe to climate change. *Regional Environmental Change*, 11, S151-S158.
- Bird, D. N., S. Benabdallah, N. Gouda, F. Hummel, J. Koeberl, I. La Jeunesse, S. Meyer, F. Prettenthaler, A. Soddu & S. Woess-Gallasch (2016) Modelling climate change impacts on and adaptation strategies for agriculture in Sardinia and Tunisia using AquaCrop and value-at-risk. *Science of The Total Environment*, 543, 1019-1027.
- Birkhofer, K., T. M. Bezemer, J. Bloem, M. Bonkowski, S. Christensen, D. Dubois, F. Ekelund, A. Fliessbach, L. Gunst, K. Hedlund, P. Maeder, J. Mikola, C. Robin, H. Setälä, F. Tatin-Froux, W. H. Van der Putten & S. Scheu (2008) Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 2297-2308.
- Blanco-Canqui, H. & R. Lal (2009) Crop Residue Removal Impacts on Soil Productivity and Environmental Quality. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 28, 139-163.
- Blanco-Canqui, H. & A. J. Schlegel (2013) Implications of inorganic fertilization of irrigated corn on soil properties: Lessons learned after 50 years. *Journal of environmental quality*, 42, 861-871.
- Blengini, G. A. & M. Busto (2009) The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management*, 90, 1512-1522.
- Borralho, R., C. Stoate & M. Araújo (2000) Factors affecting the distribution of Red-legged Partridges *Alectoris rufa* in an agricultural landscape of southern Portugal. *Bird Study*, 47, 304-310.
- Bosco, S., C. Di Bene, M. Galli, D. Remorini, R. Massai & E. Bonari (2013) Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 973-989.
- Bosco, S., N. N. O. Di Nasso, N. Roncucci, M. Mazzoncini & E. Bonari (2016) Environmental performances of giant reed (*Arundo donax* L.) cultivated in fertile and marginal lands: A case study in the Mediterranean. *European Journal of Agronomy*, 78, 20-31.
- Brandao, M., L. Mila i Canals & R. Clift (2011) Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: Implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass & Bioenergy*, 35, 2323-2336.
- Brilli, L., M. Moriondo, R. Ferrise, C. Dibari & M. Bindi (2014) Climate change and

- Mediterranean crops: 2003 and 2012, two possible examples of the near future. *Agrochimica*, 58, 20-33.
- Broberg, M. C., P. Högy & H. Pleijel (2017) CO₂-induced changes in wheat grain composition: meta-analysis and response functions. *Agronomy*, 7, 32.
- Brooks, N., W. N. Adger & P. M. Kelly (2005) The determinants of vulnerability and adaptive capacity at the national level and the implications for adaptation. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 15, 151-163.
- Brunori, E., R. Farina & R. Biasi (2016) Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223, 10-21.
- Brzezina, N., B. Kopainsky & E. Mathijs (2016) Can organic farming reduce vulnerabilities and enhance the resilience of the European food system? A critical assessment using system dynamics structural thinking tools. *Sustainability*, 8, 971.
- Bugalho, M. N., M. C. Caldeira, J. S. Pereira, J. Aronson & J. G. Pausas (2011) Mediterranean cork oak savannas require human use to sustain biodiversity and ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 278-286.
- Buratti, C., F. Fantozzi, M. Barbanera, E. Lascaro, M. Chiorri & L. Cecchini (2017) Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of The Total Environment*, 576, 129-137.
- Buyse, P., C. Roisin & M. Aubinet (2013) Fifty years of contrasted residue management of an agricultural crop: Impacts on the soil carbon budget and on soil heterotrophic respiration. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 167, 52-59.
- Calleja-Cervantes, M. E., A. Jose Fernandez-Gonzalez, I. Irigoyen, M. Fernandez-Lopez, P. M. Aparicio-Tejo & S. Menendez (2015a) Thirteen years of continued application of composted organic wastes in a vineyard modify soil quality characteristics. *Soil Biology & Biochemistry*, 90, 241-254.
- Calleja-Cervantes, M. E., S. Menendez, A. J. Fernandez-Gonzalez, I. Irigoyen, J. F. Cibriain-Sabalza, N. Toro, P. M. Aparicio-Tejo & M. Fernandez-Lopez (2015b) Changes in soil nutrient content and bacterial community after 12years of organic amendment application to a vineyard. *European Journal of Soil Science*, 66, 802-812.
- Calvet, S., M. Cambra-Lopez, F. Estelles & A. Torres (2011) Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry science*, 90, 534-542.
- Calvo de Anta, R., E. Luis Calvo, F. Casas Sabaris, J. M. Galinanes Costa, N. Matilla Mosquera, F. Macias Vazquez, M. Camps Arbestain & N. Vazquez Garcia (2015) Soil organic carbon in northern Spain (Galicia, Asturias, Cantabria and Pais Vasco). *Spanish Journal of Soil Science*, 5, 41-53.
- Cammell, M. & J. Knight. 1992. Effects of climatic change on the population dynamics of crop pests. In *Advances in Ecological Research*, 117-162. Elsevier.
- Campbell, C. A. & R. de Jong (2001) Root-to-straw ratios - influence of moisture and rate of N fertilizer. *Canadian Journal of Soil Science*, 81, 39-43.
- Campos-Herrera, R., A. Piedra-Buena, M. Escuer, B. Montalban & C. Gutierrez

- (2010) Effect of seasonality and agricultural practices on occurrence of entomopathogenic nematodes and soil characteristics in La Rioja (Northern Spain). *Pedobiologia*, 53, 253-258.
- Canali, S. (2003) Soil quality of organically managed citrus orchards in the Mediterranean area. *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, 115-125.
- Canali, S., A. Trinchera, F. Intrigliolo, L. Pompili, L. Nisini, S. Mocali & B. Torrisi (2004) Effect of long term addition of composts and poultry manure on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 206-210.
- CAPDER (Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Rural). 2015. Guías de cultivo. Serie leguminosas: la alfalfa. ed. C. C. d. a. p. y. d. rural).
- Cappai, C., A. R. Kemanian, A. Lagomarsino, P. P. Roggero, R. Lai, A. E. Agnelli & G. Seddaiu (2017) Small-scale spatial variation of soil organic matter pools generated by cork oak trees in Mediterranean agro-silvo-pastoral systems. *Geoderma*, 304, 59-67.
- Carpio, A. J., J. Castro, V. Mingo & F. S. Tortosa (2017) Herbaceous cover enhances the squamate reptile community in woody crops. *Journal for Nature Conservation*, 37, 31-38.
- Carranca, C., A. Oliveira, E. Pampulha & M. O. Torres (2009) Temporal dynamics of soil nitrogen, carbon and microbial activity in conservative and disturbed fields amended with mature white lupine and oat residues. *Geoderma*, 151, 50-59.
- Carranza, G., G. Guzmán, E. Aguilera, M. González de Molina & R. García-Ruiz (2016) Contribución de las variedades tradicionales de trigo a la mitigación del cambio climático en agroecosistemas mediterráneos de secano. *Agroecología*, 11, 7-22.
- Carranza-Gallego, G., G. Guzmán, R. García-Ruiz, M. G. de Molina & E. Aguilera (2018) Contribution of old wheat varieties to climate change mitigation under contrasting managements and rainfed Mediterranean conditions. *Journal of Cleaner Production*.
- Carter, M. R. (2002) Soil quality for sustainable land management: Organic matter and aggregation interactions that maintain soil functions. *Agronomy Journal*, 94, 38-47.
- Castanheira, É., A. Dias, L. Arroja & R. Amaro (2010) The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems*, 103, 498-507.
- Castro, J., P. Campos & M. Pastor (1996) Influencia de los sistemas de cultivo empleados en olivar y girasol sobre la composición de la fauna de artrópodos en el suelo. *Bol. San. Veg. Plagas*, 22, 557-570.
- Castro-Caro, J., I. Barrio & F. Tortosa (2014) Is the effect of farming practices on songbird communities landscape dependent? A case study of olive groves in southern Spain. *Journal of Ornithology*, 155, 357-365.
- Castro-Caro, J. C., I. C. Barrio & F. S. Tortosa (2015) Effects of hedges and herbaceous cover on passerine communities in Mediterranean olive groves. *Acta Ornithologica*, 50, 180-192.
- Castro-Caro, J. C., A. J. Carpio & F. S. Tortosa (2014) Herbaceous ground cover reduces nest predation in olive groves. *Bird study*, 61, 537-543.
- Cayuela, M. L., E. Aguilera, A. Sanz-Cobena,

- D. C. Adams, D. Abalos, L. Barton, R. Ryals, W. L. Silver, M. A. Alfaro & V. A. Pappa (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.
- Celik, I., I. Ortas & S. Kilic (2004) Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, 78, 59-67.
- Chadwick, D., S. Sommer, R. Thorman, D. Fanguero, L. Cardenas, B. Amon & T. Misselbrook (2011) Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 514-531.
- Chamberlain, D., A. Joys, P. Johnson, L. Norton, R. Feber & R. Fuller (2009) Does organic farming benefit farmland birds in winter? *Biology letters*, rsbl20090643.
- Chapuis-Lardy, L., N. Wrage, A. Metay, J. L. Chotte & M. Bernoux (2007) Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biology*, 13, 1-17.
- Chartzoulakis, K. & G. Psarras (2005) Global change effects on crop photosynthesis and production in Mediterranean: the case of Crete, Greece. *Agriculture, ecosystems & environment*, 106, 147-157.
- Chiriaco, M. V., G. Grossi, S. Castaldi & R. Valentini (2017) The contribution to climate change of the organic versus conventional wheat farming: A case study on the carbon footprint of wholemeal bread production in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 153, 309-319.
- Chirinda, N., J. E. Olesen & J. R. Porter (2012) Root carbon input in organic and inorganic fertilizer-based systems. *Plant and Soil*, 359, 321-333.
- Chiti, T., L. Gardin, L. Perugini, R. Quarantino, F. P. Vaccari, F. Miglietta & R. Valentini (2012) Soil organic carbon stock assessment for the different cropland land uses in Italy. *Biology and fertility of soils*, 48, 9-17.
- Chocano, C., C. García, D. González, J. Melgares de Aguilar & T. Hernández (2016) Organic plum cultivation in the Mediterranean region: The medium-term effect of five different organic soil management practices on crop production and microbiological soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 60-70.
- Chou, W. W., W. L. Silver, R. D. Jackson, A. W. Thompson & B. Allen-Diaz (2008) The sensitivity of annual grassland carbon cycling to the quantity and timing of rainfall. *Global Change Biology*, 14, 1382-1394.
- Ciceri, D., D. A. C. Manning & A. Allanore (2015) Historical and technical developments of potassium resources. *Science of the Total Environment*, 502, 590-601.
- Clark, M. & D. Tilman (2017) Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12, 11.
- Cleveland, C. J. (1995) The direct and indirect energy use of fossil-fuels and electricity in USA agriculture, 1910-1990. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 55, 111-121.
- Clune, S., E. Crossin & K. Verghese (2017) Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of cleaner*

- production, 140, 766-783.
- Coderoni, S., L. Valli & M. Canavari (2015) Climate change mitigation options in the Italian livestock sector. *EuroChoices*, 14, 17-24.
- Cohen, J. 1969. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Hillside, NJ: Lawrence Erlbaum Associates.
- Coll, P., E. Le Cadre, E. Blanchart, P. Hinsinger & C. Villenave (2011) Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology*, 50, 37-44.
- Conceicao, P. C., J. Dieckow & C. Bayer (2013) Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil & Tillage Research*, 129, 40-47.
- Cordell, D., J.-O. Drangert & S. White (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change*, 19, 292-305.
- Cordell, D. & T. S. S. Neset (2014) Phosphorus vulnerability: A qualitative framework for assessing the vulnerability of national and regional food systems to the multi-dimensional stressors of phosphorus scarcity. *Global Environmental Change*, 24, 108-122.
- Cordes, H., A. Iriarte & P. Villalobos (2016) Evaluating the carbon footprint of Chilean organic blueberry production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 281-292.
- Corral-Fernandez, R., L. Parras-Alcantara & B. Lozano-Garcia (2013) Stratification ratio of soil organic C, N and C:N in Mediterranean evergreen oak woodland with conventional and organic tillage. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164, 252-259.
- Crowder, D. W. & J. P. Reganold (2015) Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112, 7611-7616.
- Cruz, J., P. Sarmiento & P. C. L. White (2015) Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild. *Journal of Mammalogy*, 96, 854-865.
- Curtis, P. S. & X. Z. Wang (1998) A meta-analysis of elevated CO₂ effects on woody plant mass, form, and physiology. *Oecologia*, 113, 299-313.
- Czucz, B., J. P. Gathman & G. R. McPherson (2010) The Impending Peak and Decline of Petroleum Production: an Underestimated Challenge for Conservation of Ecological Integrity. *Conservation Biology*, 24, 948-956.
- da Borso, F., A. Chiumenti, M. Mezzadri & F. Teri (2016) Noxious gases in rabbit housing systems: effects of cross and longitudinal ventilation. *Journal of Agricultural Engineering*, 47, 222-229.
- da Silva, G. A. & L. A. Kulay (2005) Environmental performance comparison of wet and thermal routes for phosphate fertilizer production using LCA—A Brazilian experience. *Journal of cleaner production*, 13, 1321-1325.
- Daccache, A., J. S. Ciurana, J. A. R. Diaz & J. W. Knox (2014) Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters*, 9, 124014.
- Dalal, R. C., W. J. Wang, G. P. Robertson & W. J. Parton (2003) Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil*

- Research, 41, 165-195.
- Dane, F., A. G. Hunter & O. L. Chambliss (1991) Fruit set, pollen fertility, and combining ability of selected tomato genotypes under high-temperature field conditions. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 116, 906-910.
- Davidson, E. A. (2009) The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geoscience*, 2, 659-662.
- Davidson, E. A. & I. A. Janssens (2006) Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440, 165-173.
- De Boer, I., C. Cederberg, S. Eady, S. Gollnow, T. Kristensen, M. Macleod, M. Meul, T. Nemecek, L. Phong & G. Thoma (2011) Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 423-431.
- De Gryze, S., Wolf, A., Kaffka, S. R., Mitchell, J., Rolston, D. E., Temple, S. R., Lee, J., Six, J. (2010) Simulating greenhouse gas budgets of four California cropping systems under conventional and alternative management. *Ecological Applications*, 20, 1805-19.
- De Jalón, S. G., A. Iglesias, R. Cunningham & J. I. P. Díaz (2014) Building resilience to water scarcity in southern Spain: a case study of rice farming in Doñana protected wetlands. *Regional environmental change*, 14, 1229-1242.
- de Jalón, S. G., A. Iglesias, S. Quiroga & I. Bardají (2013) Exploring public support for climate change adaptation policies in the Mediterranean region: a case study in Southern Spain. *Environmental Science & Policy*, 29, 1-11.
- de la Rosa, D., J. A. Moreno, F. Mayol & T. Bonsón (2000) Assessment of soil erosion vulnerability in western Europe and potential impact on crop productivity due to loss of soil depth using the ImpelERO model. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 81, 179-190.
- Decock, C., G. Garland, E. C. Suddick & J. Six (2017) Season and location-specific nitrous oxide emissions in an almond orchard in California. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107, 139-155.
- Del Grosso, S., P. Smith, M. Galdos, A. Hastings & W. Parton (2014) Sustainable energy crop production. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9, 20-25.
- Del Grosso, S. J., W. J. Parton, A. R. Mosier, M. K. Walsh, D. S. Ojima & P. E. Thornton (2006) DAYCENT national-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1451-1460.
- Diacono, M., A. Fiore, R. Farina, S. Canali, C. Di Bene, E. Testani & F. Montemurro (2016) Combined agro-ecological strategies for adaptation of organic horticultural systems to climate change in Mediterranean environment. *Italian Journal of Agronomy*, 11, 85-91.
- Diacono, M. & F. Montemurro (2010) Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401-422.
- Dick, J., U. Skiba & J. Wilson (2001) The effect

- of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. *Phyton-Annales Rei Botanicae*, 41, 73-80.
- Diodato, N., G. Bellocchi, N. Romano & G. B. Chirico (2011) How the aggressiveness of rainfalls in the Mediterranean lands is enhanced by climate change. *Climatic Change*, 108, 591.
- Diotto, A. V., M. V. Folegatti, S. N. Duarte & T. L. Romanelli (2014) Embodied energy associated with the materials used in irrigation systems: Drip and centre pivot. *Biosystems Engineering*, 121, 38-45.
- Doblas-Miranda, E., P. Rovira, L. Brotons, J. Martinez-Vilalta, J. Retana, M. Pla & J. Vayreda (2013) Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences*, 10, 8353-8361.
- Dono, G., R. Cortignani, D. Dell'Unto, P. Deligios, L. Doro, N. Lacetera, L. Mula, M. Pasqui, S. Quaresima & A. Vitali (2016) Winners and losers from climate change in agriculture: Insights from a case study in the Mediterranean basin. *Agricultural Systems*, 147, 65-75.
- Dono, G., R. Cortignani, L. Doro, L. Giraldo, L. Ledda, M. Pasqui & P. P. Roggero (2013) Adapting to uncertainty associated with short-term climate variability changes in irrigated Mediterranean farming systems. *Agricultural systems*, 117, 1-12.
- Dourmad, J.-Y., J. Ryschawy, T. Trousson, M. Bonneau, J. González, H. Houwers, M. Hviid, C. Zimmer, T. Nguyen & L. Morgensen (2014) Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *animal*, 8, 2027-2037.
- EC. 2009. Council Regul. No 1120/2009 of 29 October on laying down detailed rules for the implementation of the single payment scheme provided for in Title III of Council Regul. (EC) No 73/2009. . Official Journal of the European Union. L 316/1.
- Ecoinvent, C. (2007) ecoinvent data v2. 0 ecoinvent reports No. 1-25. INVENTORIES, S. CFLC (ed.). Dübendorf.
- EEA (European Environmental Agency). 2012. Environmental indicator report 2012 - Ecosystem resilience and resource efficiency in a green economy in Europe. Chapter 4. Nitrogen emissions and threats to biodiversity. Luxembourg: European Environmental Agency.
- Efthimiadou, A., D. Bilalis, A. Karkanis & B. Froud-Williams (2010) Combined organic/inorganic fertilization enhance soil quality and increased yield, photosynthesis and sustainability of sweet maize crop. *Australian Journal of Crop Science*, 4, 722-729.
- Eichhorn, M. P., P. Paris, F. Herzog, L. D. Incoll, F. Liagre, K. Mantzanas, M. Mayus, G. Moreno, V. P. Papanastasis, D. J. Pilbeam, A. Pisanelli & C. Dupraz (2006) Silvoarable systems in europe - past, present and future prospects. *Agroforestry Systems*, 67, 29-50.
- Eitzinger, J., K. C. Kersebaum & H. Formayer. 2009. Landwirtschaft im Klimawandel: Auswirkungen und Anpassungsstrategien für die Land- und Forstwirtschaft in Mitteleuropa. Agrimedia.

- Environment., A. E. 2007. Adaptation to Climate Change in the Agricultural Sector AGRI-2006-G4-05., 245. Report to European Commission Directorate - General for Agriculture and Rural Development. .
- Erb, K.-H., C. Lauk, T. Kastner, A. Mayer, M. C. Theurl & H. Haberl (2016) Exploring the biophysical option space for feeding the world without deforestation. *Nat Commun*, 7, 11382.
- Erisman, J. W., J. N. Galloway, S. Seitzinger, A. Bleeker, N. B. Dise, A. M. R. Petrescu, A. M. Leach & W. de Vries (2013) Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, 368, 20130116-20130116.
- Escribano, A. J., P. Gaspar, F. J. Mesias, A. F. Pulido & M. Escribano (2014) A sustainability assessment of organic and conventional beef cattle farms in agroforestry systems: the case of the "dehesa" rangelands. *Itea- Informacion Tecnica Economica Agraria*, 110, 343-367.
- Fader, M., S. Shi, W. Von Bloh, A. Bondeau & W. Cramer (2016) Mediterranean irrigation under climate change: more efficient irrigation needed to compensate for increases in irrigation water requirements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20, 953.
- Falcone, G., A. Strano, T. Stillitano, A. I. De Luca, N. Iofrida & G. Gulisano. 2015. Integrated Sustainability Appraisal of Wine-growing Management Systems through LCA and LCC Methodologies. In *Frutic Italy 2015: 9th Nut and Vegetable Production Engineering Symposium*, eds. R. Guidetti, L. Bodria & S. Best, 223-228.
- Fangueiro, D., D. Becerra, A. Albarran, D. Pena, J. Sanchez-Llerena, J. M. Rato-Nunes & A. Lopez-Pineiro (2017) Effect of tillage and water management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. *Atmospheric Environment*, 150, 303-312.
- FAO. 2007. The state of the world's animal genetic resources for food and agriculture: in brief, edited by Barbara Rischkowsky & Dafydd Pilling, Rome. <p class="MsoNormal" style="margin-bottom:6.0pt;text-align:justify;text-indent: 1.0cm;line-height:150%">
- FAO. 2013. Enfrentando el cambio climático a través de la ganadería. Una evaluación global de las emisiones y oportunidades de mitigación. Roma: FAO.
- FAO. 2014. Coping with water scarcity in the Near East and North Africa. from. <http://www.fao.org/docrep/019/as215e/as215e.pdf>.
- FAO. 2016. FAOSTAT Inputs domain. Part of FAOSTAT—FAO database for food and agriculture. Rome: Food and agriculture Organisation of United Nations (FAO). http://faostat3.fao.org/browse/R/*/E Accessed 15 January 2016., ed. FAO.
- FAO. 2018. <http://www.fao.org/faostat/es/#data/QA/visualize>.
- Ferrara, R. M., P. Trevisiol, M. Acutis, G. Rana, G. M. Richter & N. Baggaley (2010) Topographic impacts on wheat yields under climate change: two contrasted case studies in

- Europe. Theoretical and Applied Climatology, 99, 53-65.
- FERRIS, R., R. Ellis, T. Wheeler & P. Hadley (1998) Effect of high temperature stress at anthesis on grain yield and biomass of field-grown crops of wheat. *Annals of Botany*, 82, 631-639.
- Figueiredo, F., E. G. Castanheira & F. Freire (2017) Life-cycle assessment of irrigated and rainfed sunflower addressing uncertainty and land use change scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 140, 436-444.
- Finkbeiner, M. (2014) Indirect land use change—Help beyond the hype? *Biomass and Bioenergy*, 62, 218-221.
- Finnveden, G., M. Z. Hauschild, T. Ekvall, J. Guinee, R. Heijungs, S. Hellweg, A. Koehler, D. Pennington & S. Suh (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91, 1-21.
- Firestone, M. K. & E. A. Davidson. 1989. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil.
- Firestone, M. K., R. B. Firestone & J. M. Tiedje (1980) NITROUS-OXIDE FROM SOIL DENITRIFICATION - FACTORS CONTROLLING ITS BIOLOGICAL PRODUCTION. *Science*, 208, 749-751.
- Fischer-Kowalski, M. & H. Haberl (1997) Tons, joules, and money: Modes of production and their sustainability problems. *Society & Natural Resources: An international journal*, 10, 61-85.
- Flechard, C. R., P. Ambus, U. Skiba, R. M. Rees, A. Hensen, A. van Amstel, A. V. Pol-van Dassel, J. F. Soussana, M. Jones, J. Clifton-Brown, A. Raschi, L. Horvath, A. Neftel, M. Jocher, C. Ammann, J. Leifeld, J. Fuhrer, P. Calanca, E. Thalman, K. Pilegaard, C. Di Marco, C. Campbell, E. Nemitz, K. J. Hargreaves, P. E. Levy, B. C. Ball, S. K. Jones, W. C. M. van de Bulk, T. Groot, M. Blom, R. Domingues, G. Kasper, V. Allard, E. Ceschia, P. Cellier, P. Laville, C. Henault, F. Bizouard, M. Abdalla, M. Williams, S. Baronti, F. Berretti & B. Grosz (2007) Effects of climate and management intensity on nitrous oxide emissions in grassland systems across Europe. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121, 135-152.
- Flysjö, A., M. Henriksson, C. Cederberg, S. Ledgard & J.-E. Englund (2011) The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*, 104, 459-469.
- Forabosco, F., Z. Chitchyan & R. Mantovani (2017) Methane, nitrous oxide emissions and mitigation strategies for livestock in developing countries: A review. *South African Journal of Animal Science*, 47, 268-280.
- Foteinis, S. & E. Chatzisyneon (2016) Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2462-2471.
- Fowler, D., M. Coyle, U. Skiba, M. A. Sutton, J. N. Cape, S. Reis, L. J. Sheppard, A. Jenkins, B. Grizzetti, J. N. Galloway, P. Vitousek, A. Leach, A. F. Bouwman, K. Butterbach-Bahl, F. Dentener, D. Stevenson, M. Amann & M. Voss (2013) The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368.
- Francaviglia, R., K. Coleman, A. P. Whitmore, L. Doro, G. Urracci, M. Rubino & L.

- Ledda (2012) Changes in soil organic carbon and climate change - Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 112, 48-54.
- Francaviglia, R., G. Renzi, L. Ledda & A. Benedetti (2017) Organic carbon pools and soil biological fertility are affected by land use intensity in Mediterranean ecosystems of Sardinia, Italy. *Science of the Total Environment*, 599, 789-796.
- Franzluebbers, A. J. (2002) Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research*, 66, 95-106.
- Fuller, D. Q., J. Van Etten, K. Manning, C. Castillo, E. Kingwell-Banham, A. Weisskopf, L. Qin, Y.-I. Sato & R. J. Hijmans (2011) The contribution of rice agriculture and livestock pastoralism to prehistoric methane levels: An archaeological assessment. *The Holocene*, 21, 743-759.
- Gagnon, B., N. Ziadi, P. Rochette, M. H. Chantigny & D. A. Angers (2011) Fertilizer Source Influenced Nitrous Oxide Emissions from a Clay Soil under Corn. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 595-604.
- Galli, A., D. Moore, N. Brooks, K. Iha & G. Cranston (2012) Mediterranean ecological footprint trends. *Global Footprint Network (GFN)*, Oakland, CA, USA. Available online: http://www.footprintnetwork.org/images/article_uploads/Mediterranean_report_FINAL.pdf (accessed on 20 December 2013).
- Galloway, J. N. (1998) The global nitrogen cycle: changes and consequences. *Environmental Pollution*, 102, 15-24.
- Galloway, J. N., J. D. Aber, J. W. Erisman, S. P. Seitzinger, R. W. Howarth, E. B. Cowling & B. J. Cosby (2003) The nitrogen cascade. *Bioscience*, 53, 341-356.
- Galloway, J. N., A. R. Townsend, J. W. Erisman, M. Bekunda, Z. C. Cai, J. R. Freney, L. A. Martinelli, S. P. Seitzinger & M. A. Sutton (2008) Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.
- Galmes, J., M. Angel Conesa, J. Manuel Ochogavia, J. Alejandro Perdomo, D. M. Francis, M. Ribas-Carbo, R. Save, J. Flexas, H. Medrano & J. Cifre (2011) Physiological and morphological adaptations in relation to water use efficiency in Mediterranean accessions of *Solanum lycopersicum*. *Plant Cell and Environment*, 34, 245-260.
- Gao, X. & F. Giorgi (2008) Increased aridity in the Mediterranean region under greenhouse gas forcing estimated from high resolution simulations with a regional climate model. *Global and Planetary Change*, 62, 195-209.
- Garcia-Franco, N., J. Albaladejo, M. Almagro & M. Martinez-Mena (2015) Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 153, 66-75.
- Garcia-Mozo, H., J. Oteros & C. Galan (2015) Phenological changes in olive (*Ola europaea* L.) reproductive cycle in southern Spain due to climate change. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 22.
- Garcia-Ruiz, R., V. Ochoa, B. Vinegla, M. B. Hinojosa, R. Pena-Santiago, G.

- Liebanas, J. C. Linares & J. A. Carreira (2009) Soil enzymes, nematode community and selected physico-chemical properties as soil quality indicators in organic and conventional olive oil farming: Influence of seasonality and site features. *Applied Soil Ecology*, 41, 305-314.
- García-Ruiz, J. M. & N. Lana-Renault (2011) Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review. *Agriculture, ecosystems & environment*, 140, 317-338.
- García-Palacios, P., A. Gattinger, H. Bracht-Jørgensen, L. Brussaard, F. Carvalho, H. Castro, J. C. Clément, G. De Deyn, T. D'Hertefeldt & A. Foulquier (2018) Crop traits drive soil carbon sequestration under organic farming. *Journal of Applied Ecology*.
- Garland, G. M., E. Suddick, M. Burger, W. R. Horwath & J. Six (2011) Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 234-239.
- Garland, G. M., E. Suddick, M. Burger, W. R. Horwath & J. Six (2014) Direct N₂O emissions from a Mediterranean vineyard: Event-related baseline measurements. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 44-52.
- Garnier, J., G. Billen, G. Vilain, M. Benoit, P. Passy, G. Tallec, J. Tournebize, J. Anglade, C. Billy, B. Mercier, P. Ansart, A. Azougui, M. Sebiló & C. Kao (2014) Curative vs. preventive management of nitrogen transfers in rural areas: Lessons from the case of the Orgeval watershed (Seine River basin, France). *Journal of Environmental Management*, 144, 125-134.
- Garnier, J., G. Billen, G. Vilain, A. Martinez, M. Silvestre, E. Mounier & F. Toche (2009) Nitrous oxide (N₂O) in the Seine river and basin: Observations and budgets. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133, 223-233.
- Garrote, L., A. Iglesias, A. Granados, L. Mediero & F. Martín-Carrasco (2015) Quantitative assessment of climate change vulnerability of irrigation demands in Mediterranean Europe. *Water resources management*, 29, 325-338.
- Gaspar, P., M. Escribano, F. Mesías, A. R. de Ledesma & F. Pulido (2008) Sheep farms in the Spanish rangelands (dehesas): Typologies according to livestock management and economic indicators. *Small Ruminant Research*, 74, 52-63.
- Gattinger, A., A. Müller, M. Haeni, C. Skinner, A. Fliessbach, N. Buchmann, P. Mäder, M. Stolze, P. Smith & N. E.-H. Scialabba (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, 18226-18231.
- Gauly, M., H. Bollwein, G. Breves, K. Brügemann, S. Dänicke, G. Daş, J. Demeler, H. Hansen, J. Isselstein & S. König (2013) Future consequences and challenges for dairy cow production systems arising from climate change in Central Europe—a review. *Animal*, 7, 843-859.
- Gerber, J. S., K. M. Carlson, D. Makowski, N. D. Mueller, I. Garcia de Cortazar-Atauri, P. Havlík, M. Herrero, M. Launay, C. S. O'Connell, P. Smith & P.

- C. West (2016) Spatially explicit estimates of N₂O emissions from croplands suggest climate mitigation opportunities from improved fertilizer management. *Global Change Biology*, n/a-n/a.
- Gerber, P. J., A. N. Hristov, B. Henderson, H. Makkar, J. Oh, C. Lee, R. Meinen, F. Montes, T. Ott, J. Firkins, A. Rotz, C. Dell, A. T. Adesogan, W. Z. Yang, J. M. Tricarico, E. Kebreab, G. Waghorn, J. Dijkstra & S. Oosting (2013) Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal*, 7, 220-234.
- Gerland, P., A. E. Raftery, H. Ševčíková, N. Li, D. Gu, T. Spoorenberg, L. Alkema, B. K. Fosdick, J. Chunn, N. Lalic, G. Bay, T. Buettner, G. K. Heilig & J. Wilmoth (2014) World population stabilization unlikely this century. *Science*, 346, 234-237.
- Ghahramani, A. & A. D. Moore (2015) Systemic adaptations to climate change in southern Australian grasslands and livestock: Production, profitability, methane emission and ecosystem function. *Agricultural Systems*, 133, 158-166.
- Ghorbani, R., S. Wilcockson, A. Koocheki & C. Leifert (2008) Soil management for sustainable crop disease control: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 6, 149-162.
- Giannakopoulos, C., M. Moriondo, M. Bindi, C. M. Goodess, P. Le Sager & E. Kostopoulou (2009) Climatic changes and associated impacts in the Mediterranean resulting from a 2 degrees C global warming. *Global and Planetary Change*, 68, 209-224.
- Gibelin, A.-L. & M. Déqué (2003) Anthropogenic climate change over the Mediterranean region simulated by a global variable resolution model. *Climate Dynamics*, 20, 327-339.
- Giorgi, F. & P. Lionello (2008) Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and planetary change*, 63, 90-104.
- Girgenti, V., C. Peano, M. Bounous & C. Baudino (2013) A life cycle assessment of non-renewable energy use and greenhouse gas emissions associated with blueberry and raspberry production in northern Italy. *Science of the Total Environment*, 458, 414-418.
- Gisbert, F. J. G. (2012) Datos climáticos históricos para las regiones españolas. *CRU TS 2.1. Investigaciones de Historia Económica*, 8, 29-40.
- Gleick, P. H. & M. Palaniappan (2010) Peak water limits to freshwater withdrawal and use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 11155-11162.
- Godard, C., J. Boissy & B. Gabrielle (2013) Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 16-29.
- Goglio, P., E. Bonari & M. Mazzoncini (2012) LCA of cropping systems with different external input levels for energetic purposes. *Biomass & Bioenergy*, 42, 33-42.
- Gollnow, S., S. Lundie, A. D. Moore, J. McLaren, N. van Buuren, P. Stahle, K. Christie, D. Thylmann & T. Rehl (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal*, 37, 31-38.

- Gomiero, T., M. G. Paoletti & D. Pimentel (2008) Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 27, 239-254.
- Gomiero, T., D. Pimentel & M. G. Paoletti (2011) Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 95-124.
- Goncalves, P., S. Alcobia, L. Simoes & M. Santos-Reis (2012) Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agroforestry Systems*, 85, 383-395.
- Gonzalez-Garcia, S., J. Bacenetti, R. J. Murphy & M. Fiala (2012) Present and future environmental impact of poplar cultivation in the Po Valley (Italy) under different crop management systems. *Journal of Cleaner Production*, 26, 56-66.
- González-García, S., S. Belo, A. C. Dias, J. V. Rodrigues, R. R. da Costa, A. Ferreira, L. P. de Andrade & L. Arroja (2015) Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*, 100, 126-139.
- Grasso, M. & G. Feola (2012) Mediterranean agriculture under climate change: adaptive capacity, adaptation, and ethics. *Regional environmental change*, 12, 607-618.
- Green, M. 1987. Energy in Pesticide Manufacture, Distribution, and Use. In *Energy in Plant. Nutrition and Pest Control.*, ed. Z. R. Hessel, 165-96. New York, USA: Elsevier.
- Green, T. R., M. Taniguchi, H. Kooi, J. J. Gurdak, D. M. Allen, K. M. Hiscock, H. Treidel & A. Aureli (2011) Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. *Journal of Hydrology*, 405, 532-560.
- Grizzetti, B., U. Pretato, L. Lassaletta, G. Billen & J. Garnier (2013) The contribution of food waste to global and European nitrogen pollution. *Environmental Science & Policy*, 33, 186-195.
- Grunberg, J., H. Nieberg & T. G. Schmidt (2010) Carbon Footprints of food: a critical reflection. *Landbauforschung*, 60, 53-72.
- Guardia, G., A. Tellez-Rio, S. García-Marco, D. Martin-Lammerding, J. L. Tenorio, M. Á. Ibáñez & A. Vallejo (2016) Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 187-197.
- Guerra, C. A. & T. Pinto-Correia (2016) Linking farm management and ecosystem service provision: Challenges and opportunities for soil erosion prevention in Mediterranean silvo-pastoral systems. *Land Use Policy*, 51, 54-65.
- Gustavsson, J., C. Cederberg, U. Sonesson, R. van Otterdijk & A. Meybeck. 2011. *Global Food Losses and Food Waste*. ed. FAO. Rome.
- Gutiérrez, E., E. Aguilera, S. Lozano & G. I. Guzmán (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.
- Guzmán, G. I. & M. González de Molina (2015) Energy efficiency in agrarian systems from an agro-ecological

- perspective. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39, 924-952.
- Guzmán, G. I. & M. González de Molina. 2017. *Energy in Agroecosystems: A tool for assessing sustainability*. Boca Raton: CRC Press.
- Halberg, N., J. E. Hermansen, I. S. Kristensen, J. Eriksen, N. Tvedegaard & B. M. Petersen (2010) Impact of organic pig production systems on CO₂ emission, C sequestration and nitrate pollution. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 721-731.
- Hall, C. A. S., J. G. Lambert & S. B. Balogh (2014) EROI of different fuels and the implications for society. *Energy Policy*, 64, 141-152.
- Hatfield, P. G., H. B. Goosey, T. M. Spezzano, S. L. Blodgett, A. W. Lenssen, R. W. Kott & C. B. Marlow (2007) Incorporating sheep into dryland grain production systems III. Impact on changes in soil bulk density and soil nutrient profiles. *Small Ruminant Research*, 67, 222-231.
- Heinemann, J. A., M. Massaro, D. S. Coray, S. Z. Agapito-Tenfen & J. D. Wen (2014) Sustainability and innovation in staple crop production in the US Midwest. *International journal of agricultural sustainability*, 12, 71-88.
- Hellweg, S. & L. Mila i Canals (2014) Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. *Science*, 344, 1109-1113.
- Henderson, B., A. Falcucci, A. Mottet, L. Early, B. Werner, H. Steinfeld & P. Gerber (2017) Marginal costs of abating greenhouse gases in the global ruminant livestock sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 22, 199-224.
- Herridge, D. F., M. B. Peoples & R. M. Boddey (2008) Global inputs of biological nitrogen fixation in agricultural systems. *Plant and Soil*, 311, 1-18.
- Hoben, J. P., R. J. Gehl, N. Millar, P. R. Grace & G. P. Robertson (2011) Nonlinear nitrous oxide (N₂O) response to nitrogen fertilizer in on-farm corn crops of the US Midwest. *Global Change Biology*, 17, 1140-1152.
- Hopkins, F. M., M. S. Torn & S. E. Trumbore (2012) Warming accelerates decomposition of decades-old carbon in forest soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109, E1753–E1761.
- Hou, Y., G. L. Velthof & O. Oenema (2015) Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Global change biology*, 21, 1293-1312.
- Howden, S. M., J.-F. Soussana, F. N. Tubiello, N. Chhetri, M. Dunlop & H. Meinke (2007) Adapting agriculture to climate change. *Proceedings of the national academy of sciences*, 104, 19691-19696.
- IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movements). 2008. *Definition of organic farming*. Vignola, Italy: IFOAM.
- Iglesias, A. & L. Garrote (2015) Adaptation strategies for agricultural water management under climate change in Europe. *Agricultural water management*, 155, 113-124.
- Iglesias, A., R. Mougou, M. Moneo & S. Quiroga (2011) Towards adaptation of agriculture to climate change in the Mediterranean. *Regional Environmental Change*, 11, 159-166.
- Iglesias, A., S. Quiroga & J. Schlickenrieder (2010) Climate change and

- agricultural adaptation: assessing management uncertainty for four crop types in Spain. *Climate Research*, 44, 83-94.
- Ingram, J., P. Ericksen & D. Liverman. 2012. Food security and global environmental change. Routledge.
- International, I. & F. f. A. D.). 2010. Livestock and climate change. <<http://www.ifad.org/lrkm/events/cops/papers/climate.pdf>>.
- Ioannidis, J. P. A. (2005) Why most published research findings are false. *Plos Medicine*, 2, 696-701.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 1996. *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*. Contribution of WGI to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA and Melbourne, Australia: Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Japan: Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) 2007a. *Climate Change 2007: Mitigation of climate change*. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2007b. *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, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- 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, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- 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. Geneva, Switzerland: IPCC.
- Jackson, L., M. van Noordwijk, J. Bengtsson, W. Foster, L. Lipper, M. Pulleman, M. Said, J. Snaddon & R. Vodouhe (2010) Biodiversity and agricultural sustainability: from assessment to adaptive management. *Current opinion in environmental sustainability*, 2, 80-87.
- Jain, A. K., T. O. West, X. J. Yang & W. M. Post (2005) Assessing the impact of changes in climate and CO₂ on potential carbon sequestration in agricultural soils. *Geophysical Research Letters*, 32.
- Jarvis, D. I., E. Khaka, P. L. Pert, L. Thiombiano & E. Boelee (2013) Managing agroecosystem services. *Managing water and agroecosystems for food security-Comprehensive assessment of water management in agriculture series*, 10, 124-41.
- Jenssen, T. K. & G. Kongshaug. 2003. Energy consumption and greenhouse gas emissions in fertiliser production. In

- International Fertiliser Society Meeting. London, UK: International Fertiliser Society.
- Johnson, J. M. F., R. R. Allmaras & D. C. Reicosky (2006) Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database. *Agronomy Journal*, 98, 622-636.
- Karimi, P., A. S. Qureshi, R. Bahramloo & D. Molden (2012) Reducing carbon emissions through improved irrigation and groundwater management: A case study from Iran. *Agricultural Water Management*, 108, 52-60.
- Kastner, T., M. J. I. Rivas, W. Koch & S. Nonhebel (2012) Global changes in diets and the consequences for land requirements for food. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109, 6868-6872.
- Kennedy, T., C. Decock & J. Six (2013) Assessing drivers of N₂O production in California tomato cropping systems. *Science of the Total Environment*, 465, 36-47.
- Khan, S. A., R. L. Mulvaney, T. R. Ellsworth & C. W. Boast (2007) The myth of nitrogen fertilization for soil carbon sequestration. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1821-1832.
- Kim, S. & B. E. Dale (2005) Life cycle assessment of various cropping systems utilized for producing biofuels: Bioethanol and biodiesel. *Biomass & Bioenergy*, 29, 426-439.
- Kim, S. & M. Overcash (2003) Energy in chemical manufacturing processes: gate-to-gate information for life cycle assessment. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 78, 995-1005.
- King, C. A. (2008) Community resilience and contemporary agri-ecological systems: reconnecting people and food, and people with people. *Systems Research and Behavioral Science*, 25, 111-124.
- Kinney, C. A., K. W. Mandernack & A. R. Mosier (2005) Laboratory investigations into the effects of the pesticides mancozeb, chlorothalonil, and prosulfuron on nitrous oxide and nitric oxide production in fertilized soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 37, 837-850.
- Kirkby, C. A., A. E. Richardson, L. J. Wade, G. D. Batten, C. Blanchard & J. A. Kirkegaard (2013) Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. *Soil Biology & Biochemistry*, 60, 77-86.
- Kirkby, C. A., A. E. Richardson, L. J. Wade, J. B. Passioura, G. D. Batten, C. Blanchard & J. A. Kirkegaard (2014) Nutrient availability limits carbon sequestration in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 68, 402-409.
- Klausmeyer, K. R. & M. R. Shaw (2009) Climate Change, Habitat Loss, Protected Areas and the Climate Adaptation Potential of Species in Mediterranean Ecosystems Worldwide. *Plos One*, 4.
- Knicker, H., R. Nikolova, D. P. Dick & R. S. D. Dalmolin (2012) Alteration of quality and stability of organic matter in grassland soils of Southern Brazil highlands after ceasing biannual burning. *Geoderma*, 181, 11-21.
- Knudsen, M., G. Fonseca de Almeida, V. Langer, L. Santiago de Abreu & N. Halberg (2011) Environmental assessment of organic juice imported to Denmark: a case study on oranges (*Citrus sinensis*) from

- Brazil. *Organic Agriculture*, 1, 167-185.
- Knudsen, M. T., A. Meyer-Aurich, J. E. Olesen, N. Chirinda & J. E. Hermansen (2014) Carbon footprints of crops from organic and conventional arable crop rotations - using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, 64, 609-618.
- Kong, A. Y. Y., S. J. Fonte, C. van Kessel & J. Six (2007) Soil aggregates control N cycling efficiency in long-term conventional and alternative cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 45-58.
- Kong, A. Y. Y., S. J. Fonte, C. van Kessel & J. Six (2009) Transitioning from standard to minimum tillage: Trade-offs between soil organic matter stabilization, nitrous oxide emissions, and N availability in irrigated cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 104, 256-262.
- Kontopoulou, C.-K., D. Bilalis, V. A. Pappa, R. M. Rees & D. Savvas (2015) Effects of organic farming practices and salinity on yield and greenhouse gas emissions from a common bean crop. *Scientia Horticulturae*, 183, 48-57.
- Kool, A., M. Marinussen & H. Blonk. 2012. LCI data for the calculation tool Feedprint for greenhouse gas emissions of feed production and utilization. GHG Emissions of N, P and K fertilizer production. ed. B. Consultants.
- Krausmann, F., M. Fischer-Kowalski, H. Schandl & N. Eisenmenger (2008) The global sociometabolic transition. Past and present metabolic profiles and their future trajectories. *Journal of Industrial Ecology*, 12, 637-656.
- Kroeze, C., A. Mosier & L. Bouwman (1999) Closing the global N₂O budget: A retrospective analysis 1500–1994. *Global Biogeochemical Cycles*, 13, 1-8.
- Kroodsma, D. A. & C. B. Field (2006) Carbon sequestration in California agriculture, 1980-2000. *Ecological Applications*, 16, 1975-1985.
- Kulcu, R., K. Ekinci, F. Evrendilek & C. Ertekin (2010) Long-term spatiotemporal patterns of CH₄ and N₂O emissions from livestock and poultry production in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 545-558.
- Kätterer, T., M. A. Bolinder, O. Andrén, H. Kirchmann & L. Menichetti (2011) Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 184-192.
- Lahmar, R. & A. Ruellan (2007) Soil degradation in the Mediterranean region and cooperative strategies. *Cahiers Agricultures*, 16, 318-323.
- Lal, R. (2003) Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29, 437-450.
- Lal, R (2004a) Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70, 103-116.
- Lal, R (2004b) Carbon emission from farm operations. *Environment International*, 30, 981-990.
- Lal, R (2004c) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, 304, 1623-1627.
- Lal, R (2010) Managing soils for a warming earth in a food-insecure and energy-starved world. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173, 4-15.
- Lal, R., J. A. Delgado, P. M. Groffman, N. Millar, C. Dell & A. Rotz (2011)

- Management to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66, 276-285.
- Lassaletta, L., E. Aguilera, A. Sanz-Cobena, G. Pardo, G. Billen, J. Garnier & B. Grizzetti (2014a) Leakage of N₂O emissions within the Spanish agro-food system in 1961-2009. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*.
- Lassaletta, L., G. Billen, J. Garnier, L. Bouwman, E. Velazquez, N. D. Mueller & J. S. Gerber (2016) Nitrogen use in the global food system: past trends and future trajectories of agronomic performance, pollution, trade, and dietary demand. *Environmental Research Letters*, 11, 095007.
- Lassaletta, L., G. Billen, B. Grizzetti, J. Garnier, A. M. Leach & J. N. Galloway (2014b) Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry*, 118, 225-241.
- Lassaletta, L., G. Billen, E. Romero, J. Garnier & E. Aguilera (2014c) How changes in diet and trade patterns have shaped the N cycle at the national scale: Spain. *Regional Environmental Change*, 14, 785-797.
- Lassaletta, L., E. Romero, G. Billen, J. Garnier, H. Garcia-Gomez & J. V. Rovira (2012) Spatialized N budgets in a large agricultural Mediterranean watershed: high loading and low transfer. *Biogeosciences*, 9, 57-70.
- Lazzerini, G., P. Migliorini, V. Moschini, C. Pacini, P. Merante & C. Vazzana (2014) A simplified method for the assessment of carbon balance in agriculture: an application in organic and conventional micro-agroecosystems in a long-term experiment in Tuscany, Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 9, 55-62.
- Leifeld, J., D. A. Angers, C. Chenu, J. Fuhrer, T. Katterer & D. S. Powlson (2013) Organic farming gives no climate change benefit through soil carbon sequestration. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, E984-E984.
- Leifeld, J. & J. Fuhrer (2010) Organic farming and soil carbon sequestration: what do we really know about the benefits? *Ambio*, 39, 585-599.
- Leip, A., G. Billen, J. Garnier, B. Grizzetti, L. Lassaletta, S. Reis, D. Simpson, M. A. Sutton, W. De Vries & F. Weiss (2015) Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10, 115004.
- Leip, A., F. Weiss, T. Wassenaar, I. Perez, T. Fellmann, P. Loudjani, F. Tubiello, D. Grandgirard, S. Monni & K. Biala (2010) Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS).
- Lesur-Dumoulin, C., E. Malézieux, T. Ben-Ari, C. Langlais & D. Makowski (2017) Lower average yields but similar yield variability in organic versus conventional horticulture. A meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 37, 45.
- Li, C., Y. Wang & G.-y. Qiu (2013) Water and Energy Consumption by Agriculture in the Minqin Oasis Region. *Journal of Integrative Agriculture*, 12, 1330-1340.
- Li Liu, D., K. T. Zeleke, B. Wang, I. Macadam, F. Scott & R. J. Martin (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.
- Linderholm, K., A.-M. Tillman & J. E. Mattsson (2012) Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources Conservation and Recycling*, 66, 27-39.
- Lionello, P., L. Congedi, M. Reale, L. Scarascia & A. Tanzarella (2014) Sensitivity of typical Mediterranean crops to past and future evolution of seasonal temperature and precipitation in Apulia. *Regional environmental change*, 14, 2025-2038.
- Liu, C. Y., K. Wang, S. X. Meng, X. H. Zheng, Z. X. Zhou, S. H. Han, D. L. Chen & Z. P. Yang (2011) Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140, 226-233.
- Liu, L. L. & T. L. Greaver (2010) A global perspective on belowground carbon dynamics under nitrogen enrichment. *Ecology Letters*, 13, 819-828.
- Lloret, F., J. Penuelas & M. Estiarte (2004) Experimental evidence of reduced diversity of seedlings due to climate modification in a Mediterranean-type community. *Global Change Biology*, 10, 248-258.
- Lobell, D. B. & M. B. Burke (2008) Why are agricultural impacts of climate change so uncertain? The importance of temperature relative to precipitation. *Environmental Research Letters*, 3.
- Lobell, D. B. & C. B. Field (2007) Global scale climate-crop yield relationships and the impacts of recent warming. *Environmental research letters*, 2, 014002.
- Lopez-Bellido, R. J., J. M. Fontan, F. J. Lopez-Bellido & L. Lopez-Bellido (2010) Carbon Sequestration by Tillage, Rotation, and Nitrogen Fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agronomy Journal*, 102, 310-318.
- Lorenzo-Lacruz, J., S. M. Vicente-Serrano, J. I. Lopez-Moreno, E. Moran-Tejeda & J. Zabalza (2012) Recent trends in Iberian streamflows (1945-2005). *Journal of Hydrology*, 414, 463-475.
- Lotze-Campen, H., A. Popp, T. Beringer, C. Mueller, A. Bondeau, S. Rost & W. Lucht (2010) Scenarios of global bioenergy production: The trade-offs between agricultural expansion, intensification and trade. *Ecological Modelling*, 221, 2188-2196.
- Lozano-Garcia, B. & L. Parras-Alcantara (2014) VARIATION IN SOIL ORGANIC CARBON AND NITROGEN STOCKS ALONG A TOPOSEQUENCE IN A TRADITIONAL MEDITERRANEAN OLIVE GROVE. *Land Degradation & Development*, 25, 297-304.
- Lu, M., X. H. Zhou, Y. Q. Luo, Y. H. Yang, C. M. Fang, J. K. Chen & B. Li (2011) Minor stimulation of soil carbon storage by nitrogen addition: A meta-analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 140, 234-244.
- Lugato, E. & A. Berti (2008) Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: a modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agriculture, ecosystems & environment*, 128, 97-103.
- Lugato, E., M. Zuliani, G. Alberti, G. Delle Vedove, B. Gioli, F. Miglietta & A. Peressotti (2010) Application of

- DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139, 546-556.
- Luo, Z. K., E. L. Wang & O. J. Sun (2010) Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: A review and synthesis. *Geoderma*, 155, 211-223.
- Lynch, D. H., R. MacRae & R. C. Martin (2011) The Carbon and Global Warming Potential Impacts of Organic Farming: Does It Have a Significant Role in an Energy Constrained World? *Sustainability*, 3.
- Macci, C., S. Doni, E. Peruzzi, G. Masciandaro, C. Mennone & B. Ceccanti (2012) Almond tree and organic fertilization for soil quality improvement in southern Italy. *Journal of Environmental Management*, 95, S215-S222.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013. Inventario de emisiones de gases de efecto invernadero de España 1990-2011. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) 2014. Real Decreto 4/2014, de 10 de enero, por el que se aprueba la norma de calidad para la carne, el jamón, la paleta y la caña de lomo ibérico., 1569-1585.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) 2015. CARACTERIZACIÓN DEL SECTOR OVINO Y CAPRINO EN ESPAÑA AÑO 2015. ed. A. y. M. A. (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) 2016. Anuario de estadísticas 2016.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) (2016) RESULTADOS DE LA ENCUESTA NACIONAL DE GANADO PORCINO INFORME A 1 DE NOVIEMBRE DE 2016.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) (2016b) CARACTERIZACIÓN DEL SECTOR AVÍCOLA DE PUESTA.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) (2016c) ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA PRODUCTIVA EN EL PRIMER AÑO SIN CUOTAS LÁCTEAS.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente) (2016d) CARACTERIZACIÓN DEL SECTOR VACUNO DE CARNE EN ESPAÑA.
- Manley, J., G. C. Van Kooten, K. Moeltner & D. W. Johnson (2005) Creating carbon offsets in agriculture through no-till cultivation: A meta-analysis of costs and carbon benefits. *Climatic Change*, 68, 41-65.
- Mann, L. K. (1986) Changes in soil carbon after cultivation. *Soil Science*, 144, 279-288.
- Manzano, P. & C. Salguero. 2018. Mobile Pastoralism in the Mediterranean: Arguments and evidence for policy reform and to combat climate change.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017a) Agricultura ecológica. Estadísticas 2016.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017b) DEFINICIÓN Y EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE POTENCIACIÓN DE LA CAPACIDAD DE

- INTERLOCUCIÓN Y VERTEBRACIÓN DEL SECTOR DE LA PRODUCCIÓN ECOLÓGICA DE ESPAÑA.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017c) ESYRCE encuesta sobre superficies y rendimientos 2017.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017e) PORCINO BLANCO. Bases zootécnicas para el cálculo del balance alimentario de nitrógeno y de fósforo.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017f) INFORME TRIMESTRAL INDICADORES DEL SECTOR AVICULTURA DE CARNE.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) (2017h) INFORME NACIONAL DEL VACUNO DE LECHE.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente). 2018a.
<http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/porcino/default.aspx>
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente). 2018b.
<http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/avicola-de-puesta/>.
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente)
<http://www.mapama.gob.es/es/ganaderia/temas/produccion-y-mercados-ganaderos/sectores-ganaderos/ovino-caprino/>
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) 2018e.
<http://www.mapama.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/ganaderia/encuestas-sacrificio-ganado/>
- MAPAMA (Ministerio de Agricultura, P., Alimentación y Medio Ambiente). 2018.
<http://www.mapama.gob.es/es/agricultura/temas/producciones-agricolas/cultivos-herbaceos/forrajes>.
- Marinari, S., K. Liburdi, G. Masciandaro, B. Ceccanti & S. Grego (2007) Humification-mineralization pyrolytic indices and carbon fractions of soil under organic and conventional management in central Italy. *Soil & Tillage Research*, 92, 10-17.
- Maris, S. C., M. R. Teira-Esmatges, A. Arbonés & J. Rufat (2015) Effect of irrigation, nitrogen application, and a nitrification inhibitor on nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from an olive (*Olea europaea* L.) orchard. *Science of The Total Environment*, 538, 966-978.
- Maris, S. C., M. R. Teira-Esmatges, A. D. Bosch-Serra, B. Moreno-García & M. M. Català (2016) Effect of fertilising with pig slurry and chicken manure on GHG emissions from Mediterranean paddies. *Science of The Total Environment*, 569-570, 306-320.
- MARM. 2009. Real Decreto 1221/2009, de 17 de julio, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones de ganado porcino extensivo y por el que se modifica el Real Decreto 1547/2004, de 25 de junio, por el que se establecen las normas de ordenación de las explotaciones cunícolas., 66585-66597. BOE 187: (Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y

- Marino).
- Martiniello, P. (2011) Cereal–forage rotations effect on biochemical characteristics of topsoil and productivity of the crops in Mediterranean environment. *European journal of agronomy*, 35, 193-204.
- Marull, J., E. Tello, P. T. Wilcox, F. Coll, M. Pons, P. Warde, N. Valldeperas & A. Ollés (2014) Recovering the landscape history behind a Mediterranean edge environment (The Congost Valley, Catalonia, 1854–2005): The importance of agroforestry systems in biological conservation. *Applied Geography*, 54, 1-17.
- McNeely, J. A. & G. Schroth (2006) Agroforestry and biodiversity conservation—traditional practices, present dynamics, and lessons for the future. *Biodiversity & Conservation*, 15, 549-554.
- Meadows, D. H., D. L. Meadows & J. Randers. 2004. *Limits to growth: The 30- year update*. Chelsea Green Publishing Company.
- Meersmans, J., M. P. Martin, E. Lacarce, S. De Baets, C. Jolivet, L. Boulonne, S. Lehmann, N. P. A. Saby, A. Bispo & D. Arrouays (2012) A high resolution map of French soil organic carbon. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 841-851.
- Meier, M. S., F. Stoessel, N. Jungbluth, R. Juraske, C. Schader & M. Stolze (2015) Environmental impacts of organic and conventional agricultural products – Are the differences captured by life cycle assessment? *Journal of Environmental Management*, 149, 193-208.
- Meijide, A., C. Gruening, I. Goded, G. Seufert & A. Cescatti (2017) Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 168-178.
- Metzger, M., M. Rounsevell, L. Acosta-Michlik, R. Leemans & D. Schröter (2006) The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, ecosystems & environment*, 114, 69-85.
- Mijatović, D., F. Van Oudenhoven, P. Eyzaguirre & T. Hodgkin (2013) The role of agricultural biodiversity in strengthening resilience to climate change: towards an analytical framework. *International journal of agricultural sustainability*, 11, 95-107.
- Milano, M., D. Ruelland, S. Fernandez, A. Dezetter, J. Fabre, E. Servat, J.-M. Fritsch, S. Ardoin-Bardin & G. Thivet (2013) Current state of Mediterranean water resources and future trends under climatic and anthropogenic changes. *Hydrological Sciences Journal*, 58, 498-518.
- Mobtaker, H. G., A. Keyhani, A. Mohammadi, S. Rafiee & A. Akram (2010) Sensitivity analysis of energy inputs for barley production in Hamedan Province of Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137, 367-372.
- Mohamad, R. S., V. Verrastro, L. Al Bitar, R. Roma, M. Moretti & Z. Al Chami (2016) Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems. *Soil Research*, 54, 173-181.
- Montes-Borrego, M., J. A. Navas-Cortés & B. B. Landa (2013) Linking microbial functional diversity of olive rhizosphere soil to management systems in commercial orchards in

- southern Spain. *Agriculture, ecosystems & environment*, 181, 169-178.
- Moonesinghe, R., M. J. Khoury & A. C. J. W. Janssens (2007) Most published research findings are false- but a little replication goes a long way. *Plos Medicine*, 4, 218-221.
- Moreno, G. (2008) Response of understory forage to multiple tree effects in Iberian dehesas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 123, 239-244.
- Moriondo, M., M. Bindi, Z. W. Kundzewicz, M. Szwed, A. Chorynski, P. Matczak, M. Radziejewski, D. McEvoy & A. Wreford (2010) Impact and adaptation opportunities for European agriculture in response to climatic change and variability. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 15, 657-679.
- Moriondo, M., C. Giannakopoulos & M. Bindi (2011) Climate change impact assessment: the role of climate extremes in crop yield simulation. *Climatic change*, 104, 679-701.
- Moriondo, M., F. M. Stefanini & M. Bindi (2008) Reproduction of olive tree habitat suitability for global change impact assessment. *Ecological Modelling*, 218, 95-109.
- Moriondo, M., G. Trombi, R. Ferrise, G. Brandani, C. Dibari, C. M. Ammann, M. M. Lippi & M. Bindi (2013) Olive trees as bio-indicators of climate evolution in the Mediterranean Basin. *Global Ecology and Biogeography*, 22, 818-833.
- Muller, A., C. Schader, N. El-Hage Scialabba, J. Brüggemann, A. Isensee, K.-H. Erb, P. Smith, P. Klocke, F. Leiber, M. Stolze & U. Niggli (2017) Strategies for feeding the world more sustainably with organic agriculture. *Nature Communications*, 8, 1290.
- Mulvaney, R. L., S. A. Khan & T. R. Ellsworth (2009) Synthetic Nitrogen Fertilizers Deplete Soil Nitrogen: A Global Dilemma for Sustainable Cereal Production. *Journal of Environmental Quality*, 38, 2295-2314.
- Munoz-Rojas, M., D. De la Rosa, L. M. Zavala, A. Jordan & M. Anaya-Romero (2011) Changes in land cover and vegetation carbon stocks in Andalusia, Southern Spain (1956-2007). *Science of the Total Environment*, 409, 2796-2806.
- Murphy, D. J. & C. A. S. Hall (2011) Adjusting the economy to the new energy realities of the second half of the age of oil. *Ecological Modelling*, 223, 67-71.
- Muñoz, I., M. del Mar Gómez & A. R. Fernández-Alba (2010) Life Cycle Assessment of biomass production in a Mediterranean greenhouse using different water sources: Groundwater, treated wastewater and desalinated seawater. *Agricultural Systems*, 103, 1-9.
- Müller, A. (2009) Benefits of organic agriculture as a climate change adaptation and mitigation strategy in developing countries.
- Müller, C., J. Elliott, J. Chryssanthacopoulos, D. Deryng, C. Folberth, T. A. Pugh & E. Schmid (2015) Implications of climate mitigation for future agricultural production. *Environmental Research Letters*, 10, 125004.
- Nacer, T., A. Hamidat & O. Nadjemi (2016) A comprehensive method to assess the feasibility of renewable energy on Algerian dairy farms. *Journal of Cleaner Production*, 112, 3631-3642.
- Nearing, M., F. Pruski & M. O'neal (2004)

- Expected climate change impacts on soil erosion rates: a review. *Journal of soil and water conservation*, 59, 43-50.
- Neumann, K., E. Stehfest, P. H. Verburg, S. Siebert, C. Müller & T. Veldkamp (2011) Exploring global irrigation patterns: A multilevel modelling approach. *Agricultural Systems*, 104, 703-713.
- Neyeloff, J. L., S. C. Fuchs & L. B. Moreira (2012) Meta-analyses and Forest plots using a microsoft excel spreadsheet: step-by-step guide focusing on descriptive data analysis. *BMC research notes*, 5, 52.
- Nguyen, T. L. T., J. E. Hermansen & L. Mogensen (2010) Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18, 756-766.
- Nguyen, T. P. L., L. Mula, R. Cortignani, G. Seddaiu, G. Dono, S. G. Viridis, M. Pasqui & P. P. Roggero (2016) Perceptions of present and future climate change impacts on water availability for agricultural systems in the western Mediterranean region. *Water*, 8, 523.
- Nicoló, B., M. De Salvo, C. Ramírez-Sanz, A. Estruch, N. Sanjuán, G. Falcone & A. Strano (2015) Environmental Sustainability Of The Clementine Production Systems In Italy And Spain: An Approach Based On Life Cycle Assessment. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 192, 173-184.
- Northey, S., S. Mohr, G. M. Mudd, Z. Weng & D. Giurco (2014) Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources Conservation and Recycling*, 83, 190-201.
- Novak, S. & J.-L. Fiorelli (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 215-236.
- Novoa, R. S. A. & H. R. Tejeda (2006) Evaluation of the N₂O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, 29-46.
- Noya, I., X. Aldea, S. Gonzalez-Garcia, C. M. Gasol, M. T. Moreira, M. J. Amores, D. Marin & J. Boschmonart-Rives (2017a) Environmental assessment of the entire pork value chain in Catalonia - A strategy to work towards Circular Economy. *Science of the Total Environment*, 589, 122-129.
- Nunes, J. M., A. López-Piñeiro, A. Albarrán, A. Muñoz & J. Coelho (2007) Changes in selected soil properties caused by 30 years of continuous irrigation under Mediterranean conditions. *Geoderma*, 139, 321-328.
- O'Brien, D., L. Shalloo, F. Buckley, B. Horan, C. Grainger & M. Wallace (2011) The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141, 39-48.
- Obersteiner, M., J. Penuelas, P. Ciais, M. van der Velde & I. A. Janssens (2013) The phosphorus trilemma. *Nature Geosci*, 6, 897-898.
- Ochoa-Hueso, R., E. B. Allen, C. Branquinho, C. Cruz, T. Dias, M. E. Fenn, E. Manrique, M. Esther Perez-Corona, L. J. Sheppard & W. D. Stock (2011) Nitrogen deposition effects on Mediterranean-type ecosystems: An

- ecological assessment. *Environmental Pollution*, 159, 2265-2279.
- Oita, A., A. Malik, K. Kanemoto, A. Geschke, S. Nishijima & M. Lenzen (2016) Substantial nitrogen pollution embedded in international trade. *Nature Geosci*, 9, 111-115.
- Okur, N., A. Altındışlı, M. Çengel, S. Göçmez & H. H. Kayıkçioğlu (2009) Microbial biomass and enzyme activity in vineyard soils under organic and conventional farming systems. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 33, 413-423.
- Olesen, J. E. & M. Bindi (2002) Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European journal of agronomy*, 16, 239-262.
- Olesen, J. E., K. Schelde, A. Weiske, M. R. Weisbjerg, W. A. Asman & J. Djurhuus (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 207-220.
- Olesen, J. E., M. Trnka, K. Kersebaum, A. Skjelvåg, B. Seguin, P. Peltonen-Sainio, F. Rossi, J. Kozyra & F. Micale (2011) Impacts and adaptation of European crop production systems to climate change. *European Journal of Agronomy*, 34, 96-112.
- Olson, D. M. & E. Dinerstein (2002) The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 199-224.
- Orlandi, F., H. Garcia-Mozo, C. Galán, B. Romano, C. D. de La Guardia, L. Ruiz, M. del Mar Trigo, E. Dominguez-Vilches & M. Fornaciari (2009) Olive flowering trends in a large Mediterranean area (Italy and Spain). *International journal of biometeorology*, 54, 151-163.
- Osborne, C., I. Chuine, D. Viner & F. Woodward (2000) Olive phenology as a sensitive indicator of future climatic warming in the Mediterranean. *Plant, Cell & Environment*, 23, 701-710.
- Otero, I., J. Marull, E. Tello, G. L. Diana, M. Pons, F. Coll & M. Boada (2015) Land abandonment, landscape, and biodiversity: questioning the restorative character of the forest transition in the Mediterranean. *Ecology and Society*, 20.
- Oteros, J., H. García-Mozo, R. Botey, A. Mestre & C. Galán (2015) Variations in cereal crop phenology in Spain over the last twenty-six years (1986–2012). *Climatic Change*, 130, 545-558.
- Oteros, J., H. García-Mozo, L. Vázquez, A. Mestre, E. Domínguez-Vilches & C. Galán (2013) Modelling olive phenological response to weather and topography. *Agriculture, ecosystems & environment*, 179, 62-68.
- Owen, J. J., W. J. Parton & W. L. Silver (2015) Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of rangelands. *Global Change Biology*, 21, 4533-4547.
- Owen, J. J. & W. L. Silver (2016) Greenhouse gas emissions from dairy manure management in a Mediterranean environment. *Ecological Applications*, 27, 545-559.
- Ozdogan, M. (2011) Exploring the potential contribution of irrigation to global agricultural primary productivity. *Global Biogeochemical Cycles*, 25.
- Pardo, G., I. Martin-Garcia, A. Arco, D. R. Yanez-Ruiz, R. Moral & A. del Prado

- (2016a) 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.
- Pardo, G., I. Martín-García, A. Arco, D. Yañez-Ruiz, R. Moral & A. del Prado (2016b) 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.
- Pardo, G., R. Moral, E. Aguilera & A. Del Prado (2015) Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review. *Global Change Biology*, 21, 1313-27.
- Parras-Alcantara, L., L. Díaz-Jaimes & B. Lozano-García (2015) MANAGEMENT EFFECTS ON SOIL ORGANIC CARBON STOCK IN MEDITERRANEAN OPEN RANGELANDS-TREELESS GRASSLANDS. *Land Degradation & Development*, 26, 22-34.
- Parras-Alcantara, L., L. Díaz-Jaimes, B. Lozano-García, P. F. Rebollo, F. M. Elcure & M. D. C. Muñoz (2014) Organic farming has little effect on carbon stock in a Mediterranean dehesa (southern Spain). *Catena*, 113, 9-17.
- Parras-Alcantara, L. & B. Lozano-García (2014) Conventional tillage versus organic farming in relation to soil organic carbon stock in olive groves in Mediterranean rangelands (southern Spain). *Solid Earth*, 5, 299-311.
- Pellegrini, P. & R. J. Fernández (2018) Crop intensification, land use, and on-farm energy-use efficiency during the worldwide spread of the green revolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115, 2335-2340.
- Peltonen-Sainio, P., L. Jauhiainen, M. Trnka, J. E. Olesen, P. Calanca, H. Eckersten, J. Eitzinger, A. Gobin, K. C. Kersebaum & J. Kozyra (2010) Coincidence of variation in yield and climate in Europe. *Agriculture, ecosystems & environment*, 139, 483-489.
- Pereira, E. I. P., R. F. Conz & J. Six (2017) Nitrogen utilization and environmental losses in organic greenhouse lettuce amended with two distinct biochars. *Science of the Total Environment*, 598, 1169-1176.
- Pereira, E. I. P., E. C. Suddick, I. Mansour, F. N. D. Mukome, S. J. Parikh, K. Scow & J. Six (2015) Biochar alters nitrogen transformations but has minimal effects on nitrous oxide emissions in an organically managed lettuce mesocosm. *Biology and Fertility of Soils*, 51, 573-582.
- Pereira, J., D. Figueiro, T. H. Misselbrook, D. R. Chadwick, J. Coutinho & H. Trindade (2011) Ammonia and greenhouse gas emissions from slatted and solid floors in dairy cattle houses: a scale model study. *bio systems engineering*, 109, 148-157.
- Pereira, J. L. S. (2017) Assessment of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in Portugal'. *Atmospheric Pollution Research*, 8, 949-955.
- Pergola, M., M. D'Amico, G. Celano, A. M. Palese, A. Scuderi, G. Di Vita, G. Pappalardo & P. Inglese (2013) Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: an energy, economic and environmental analysis. *Journal of Environmental Management*, 128, 674-82.
- Pergola, M., A. Persiani, V. Pastore, A. M.

- Palese, A. Arous & G. Celano (2017) A comprehensive Life Cycle Assessment (LCA) of three apricot orchard systems located in Metapontino area (Southern Italy). *Journal of Cleaner Production*, 142, 4059-4071.
- Peters, K., L. Breitsameter & B. Gerowitt (2014) Impact of climate change on weeds in agriculture: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 707-721.
- Phalan, B., R. E. Green, L. V. Dicks, G. Dotta, C. Feniuk, A. Lamb, B. B. N. Strassburg, D. R. Williams, E. K. H. J. Z. Ermgassen & A. Balmford (2016) How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, 351, 450-451.
- Philibert, A., C. Loyce & D. Makowski (2012) Quantifying Uncertainties in N₂O Emission Due to N Fertilizer Application in Cultivated Areas. *Plos One*, 7.
- Pimentel, D., P. Hepperly, J. Hanson, D. Douds & R. Seidel (2005) Environmental, energetic, and economic comparisons of organic and conventional farming systems. *BioScience*, 55, 573-582.
- Pinho, P., A. Bergamini, P. Carvalho, C. Branquinho, S. Stofer, C. Scheidegger & C. Máguas (2012) Lichen functional groups as ecological indicators of the effects of land-use in Mediterranean ecosystems. *Ecological Indicators*, 15, 36-42.
- Pirlo, G., S. Carè, G. Della Casa, R. Marchetti, G. Ponzoni, V. Faeti, V. Fantin, P. Masoni, P. Buttol & L. Zerbinatti (2016) Environmental impact of heavy pig production in a sample of Italian farms. A cradle to farm-gate analysis. *Science of the Total Environment*, 565, 576-585.
- Pittelkow, C. M., M. A. Adviento-Borbe, J. E. Hill, J. Six, C. van Kessel & B. A. Linquist (2013) Yield-scaled global warming potential of annual nitrous oxide and methane emissions from continuously flooded rice in response to nitrogen input. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 177, 10-20.
- Plaza-Bonilla, D., J. Álvaro-Fuentes, J. L. Arrúe & C. Cantero-Martínez (2014) Tillage and nitrogen fertilization effects on nitrous oxide yield-scaled emissions in a rainfed Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 43-52.
- Poniso, L. C., L. K. M'Gonigle, K. C. Mace, J. Palomino, P. de Valpine & C. Kremen (2014) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 282.
- Ponti, L., A. P. Gutierrez, P. M. Ruti & A. Dell'Aquila (2014) Fine-scale ecological and economic assessment of climate change on olive in the Mediterranean Basin reveals winners and losers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 5598-5603.
- Poorter, H. & O. Nagel (2000) The role of biomass allocation in the growth response of plants to different levels of light, CO₂, nutrients and water: a quantitative review. *Australian Journal of Plant Physiology*, 27, 595-607.
- Porter, J. R. & M. A. Semenov (2005) Crop responses to climatic variation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360, 2021-2035.
- Post, W. M. & K. C. Kwon (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global*

- Change Biology, 6, 317-327.
- Potter, C., S. Klooster & V. Genovese (2012) Net primary production of terrestrial ecosystems from 2000 to 2009. *Climatic Change*, 115, 365-378.
- Powlson, D. S., C. M. Stirling, M. L. Jat, B. G. Gerard, C. A. Palm, P. A. Sanchez & K. G. Cassman (2014) Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4, 678-683.
- Powlson, D. S., A. P. Whitmore & K. W. T. Goulding (2011) Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62, 42-55.
- Proietti, S., P. Sdringola, L. Regni, N. Evangelisti, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini & P. Proietti (2017) Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results. *Journal of Cleaner Production*, 166, 550-562.
- Puget, P. & L. E. Drinkwater (2001) Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 771-779.
- Pérez-Neira, D. & A. Grollmus-Venegas (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.
- Quiroga, A., R. Fernandez & E. Noellemeyer (2009) Grazing effect on soil properties in conventional and no-till systems. *Soil & Tillage Research*, 105, 164-170.
- Quiroga, S. & A. Iglesias (2009) A comparison of the climate risks of cereal, citrus, grapevine and olive production in Spain. *Agricultural Systems*, 101, 91-100.
- Rahmann, G. (2011) Biodiversity and Organic farming: What do we know? *VTI Agriculture and Forestry Research*, 3, 189-208.
- Raigón, M. D. (2007) Alimentos ecológicos, calidad y salud. Junta de Andalucía: Consejería de Agricultura y Pesca, Sociedad Española de Agricultura Ecológica (SEAE), Sevilla.
- Ramos, M. (2017) Projection of phenology response to climate change in rainfed vineyards in north-east Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 247, 104-115.
- Ramos, M. E., E. Benitez, P. A. Garcia & A. B. Robles (2010) Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. *Applied Soil Ecology*, 44, 6-14.
- Ranucci, S., T. Bertolini, L. Vitale, P. Di Tommasi, L. Ottaiano, M. Oliva, U. Amato, A. Fierro & V. Magliulo (2011) The influence of management and environmental variables on soil N₂O emissions in a crop system in Southern Italy. *Plant and Soil*, 343, 83-96.
- Rasse, D. P., C. Rumpel & M. F. Dignac (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant and Soil*, 269, 341-356.
- Raupach, M. R., M. Gloor, J. L. Sarmiento, J. G. Canadell, T. L. Froelicher, T. Gasser, R. A. Houghton, C. Le Quere & C. M. Trudinger (2014) The declining uptake rate of atmospheric CO₂ by land and ocean sinks. *Biogeosciences*, 11, 3453-3475.
- Raviv, M., I. Aviani & Y. Laor (2006) The changing needs with time for

- mineral nutrition of an organic stone fruit orchard under Mediterranean conditions. *Hortscience*, 41, 997-997.
- Reganold, J. P., L. F. Elliott & Y. L. Unger (1987) Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. *Nature*, 330, 370-372.
- Reganold, J. P. & J. M. Wachter (2016) Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature Plants*, 2, 15221.
- Reidsma, P. & F. Ewert (2008) Regional farm diversity can reduce vulnerability of food production to climate change. *Ecology and Society*, 13.
- Reidsma, P., F. Ewert, A. O. Lansink & R. Leemans (2010) Adaptation to climate change and climate variability in European agriculture: the importance of farm level responses. *European journal of agronomy*, 32, 91-102.
- Reijneveld, A., J. van Wensem & O. Oenema (2009) Soil organic carbon contents of agricultural land in the Netherlands between 1984 and 2004. *Geoderma*, 152, 231-238.
- Riaño, B. & M. García-González (2015) Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant—comparison with conventional storage in anaerobic tanks. *Journal of Cleaner Production*, 103, 542-548.
- Ribal, J., C. Ramirez-Sanz, V. Estruch, G. Clemente & N. Sanjuan (2017) Organic versus conventional citrus. Impact assessment and variability analysis in the Comunitat Valenciana (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 571-586.
- Riedel, J., I. Casasús & A. Bernués (2007) Sheep farming intensification and utilization of natural resources in a Mediterranean pastoral agro-ecosystem. *Livestock Science*, 111, 153-163.
- Ripoll-Bosch, R., I. De Boer, A. Bernués & T. V. Vellinga (2013a) Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: a comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116, 60-68.
- Ripoll-Bosch, R., I. J. M. de Boer, A. Bernués & T. V. Vellinga (2013b) Accounting for multi-functionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: A comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116, 60-68.
- Rives, J., I. Fernandez-Rodriguez, J. Rieradevall & X. Gabarrell (2012) Environmental analysis of raw cork extraction in cork oak forests in southern Europe (Catalonia - Spain). *Journal of Environmental Management*, 110, 236-245.
- Roberts, C. D., M. D. Palmer, D. McNeill & M. Collins (2015) Quantifying the likelihood of a continued hiatus in global warming. *Nature Climate Change*, 5, 337-342.
- Robertson, G. P., E. A. Paul & R. R. Harwood (2000) Greenhouse gases in intensive agriculture: Contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, 1922-1925.
- Rockstrom, J., W. Steffen, K. Noone, A. Persson, F. S. Chapin, III, E. F. Lambin, T. M. Lenton, M. Scheffer, C. Folke, H. J. Schellnhuber, B. Nykvist, C. A. de Wit, T. Hughes, S. van der Leeuw, H. Rodhe, S. Sorlin, P. K. Snyder, R. Costanza, U. Svedin, M. Falkenmark, L. Karlberg, R. W. Corell, V. J. Fabry, J. Hansen, B. Walker, D. Liverman, K. Richardson, P. Crutzen & J. A. Foley (2009) A safe operating space for humanity. *Nature*, 461,

- 472-475.
- Rodríguez-Díaz, J. A. & S. Topcu (2010) Sustaining Mediterranean irrigated agriculture under a changing climate. *Outlook on AGRICULTURE*, 39, 269-275.
- Rodríguez-Martín, J. A., J. Álvaro-Fuentes, J. Gonzalo, C. Gil, J. J. Ramos-Miras, J. M. Grau Corbí & R. Boluda (2016) Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*, 264, Part A, 117-125.
- Rojas-Downing, M. M., A. P. Nejadhashemi, T. Harrigan & S. A. Woznicki (2017) Climate change and livestock: Impacts, adaptation, and mitigation. *Climate Risk Management*, 16, 145-163.
- Romero-Gamez, M., J. Castro-Rodriguez & E. M. Suarez-Rey (2017) Optimization of olive growing practices in Spain from a life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 149, 25-37.
- Romero-Gámez, M., E. Audsley & E. M. Suárez-Rey (2014) Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 73, 193-203.
- Rosa, D., F. Figueiredo, E. G. Castanheira & F. Freire (2017) Life-cycle assessment of fresh and frozen chestnut. *Journal of Cleaner Production*, 140, 742-752.
- Rosenzweig, C., J. Elliott, D. Deryng, A. C. Ruane, C. Mueller, A. Arneth, K. J. Boote, C. Folberth, M. Glotter, N. Khabarov, K. Neumann, F. Piontek, T. A. M. Pugh, E. Schmid, E. Stehfest, H. Yang & J. W. Jones (2014) Assessing agricultural risks of climate change in the 21st century in a global gridded crop model intercomparison. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 3268-3273.
- Rossetti, I., S. Bagella, C. Cappai, M. C. Caria, R. Lai, P. P. Roggero, P. M. da Silva, J. P. Sousa, P. Querner & G. Seddaiu (2015) Isolated cork oak trees affect soil properties and biodiversity in a Mediterranean wooded grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202, 203-216.
- Rotz, S. & E. D. Fraser (2015) Resilience and the industrial food system: Analyzing the impacts of agricultural industrialization on food system vulnerability. *Journal of Environmental Studies and Sciences*, 5, 459-473.
- Ruviaro, C. F., M. Gianezini, F. S. Brandao, C. A. Winck & H. Dewes (2012) Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *Journal of Cleaner Production*, 28, 9-24.
- Ryals, R., M. D. Hartman, W. J. Parton, M. S. DeLonge & W. L. Silver (2015) Long-term climate change mitigation potential with organic matter management on grasslands. *Ecological Applications*, 25, 531-545.
- Ryan, J., S. Masri, H. Ibrikci, M. Singh, M. Pala & H. C. Harris (2008) Implications of cereal-based crop rotations, nitrogen fertilization, and stubble grazing on soil organic matter in a Mediterranean-type environment. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32, 289-297.
- Saadi, S., M. Todorovic, L. Tanasijevic, L. S. Pereira, C. Pizzigalli & P. Lionello (2015) Climate change and Mediterranean agriculture: impacts on winter wheat and tomato crop evapotranspiration, irrigation requirements and yield. *Agricultural Water Management*, 147, 103-115.
- Saez, J. A., R. Clemente, M. A. Bustamante, D. Yanez & M. P. Bernal (2017)

- Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm - Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management*, 192, 57-67.
- Safriel, U. (2009) Deserts and desertification: Challenges but also opportunities. *Land degradation & development*, 20, 353-366.
- Sainju, U. M., A. W. Lenssen, H. B. Goosey, E. Snyder & P. G. Hatfield (2010) Dryland Soil Carbon and Nitrogen Influenced by Sheep Grazing in the Wheat-Fallow System. *Agronomy Journal*, 102, 1553-1561.
- Salomone, R. & G. Ioppolo (2012) Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production*, 28, 88-100.
- Sanchez, B., A. Iglesias, A. McVittie, J. Alvaro-Fuentes, J. Ingram, J. Mills, J. P. Lesschen & P. J. Kuikman (2015) Management of agricultural soils for greenhouse gas mitigation: Learning from a case study in NE Spain. *Journal of Environmental Management*, 170, 37-49.
- Sanchez-Martin, L., V. Bermejo-Bermejo, L. Garcia-Torres, R. Alonso, A. de la Cruz, H. Calvete-Sogo & A. Vallejo (2017) Nitrogen soil emissions and belowground plant processes in Mediterranean annual pastures are altered by ozone exposure and N-inputs. *Atmospheric Environment*, 165, 12-22.
- Sanchez-Moreno, S., J. Castro, E. Alonso-Prados, J. Luis Alonso-Prados, J. Maria Garcia-Baudin, M. Talavera & V. Hugo Duran-Zuazo (2015) Tillage and herbicide decrease soil biodiversity in olive orchards. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 691-700.
- Sanfilippo, S., A. Raimondi, B. Ruggeri & D. Fino (2012) Dietary vs. transport: an analysis of environmental burdens pertaining to a typical workday. *International Journal of Consumer Studies*, 36, 133-140.
- Sanjuan, N., L. Ubeda, G. Clemente, A. Mulet & F. Girona (2005) LCA of integrated orange production in the Comunidad Valenciana Spain. *International Journal of Agricultural Resources, Governance and Ecology*, 4, 163-177.
- Sanz-Cobena, A., L. Lassaletta, E. Aguilera, A. del Prado, J. Garnier, G. Billen, A. Iglesias, B. Sánchez, G. Guardia, D. Abalos, D. Plaza-Bonilla, I. Puigdueta, R. Moral, E. Galán, H. Arriaga, P. Merino, J. Infante-Amate, A. Meijide, G. Pardo, J. Alvaro-Fuentes, C. Gilsanz, D. Báez, J. Doltra, S. González, M. L. Cayuela, S. Menendez, E. Diaz-Pines, J. Le-Noe, M. Quemada, F. Estellés, S. Calvet, H. van Grinsven, D. Yáñez, H. Westhoek, M. J. Sanz, B. Sánchez-Jimeno, A. Vallejo & P. Smith (2017) Strategies for GHG mitigation in Mediterranean agricultural soils. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Sanz-Cobena, A., L. Sánchez-Martín, L. García-Torres & A. Vallejo (2012) Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃- leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 149, 64-73.
- Schader, C., A. Muller, N. E.-H. Scialabba, J. Hecht, A. Isensee, K.-H. Erb, P. Smith, H. P. S. Makkar, P. Klocke, F. Leiber, P. Schwegler, M. Stolze & U. Niggli

- (2015) Impacts of feeding less food-competing feedstuffs to livestock on global food system sustainability. *Journal of the Royal Society Interface*, 12, 20150891.
- Schellenberg, D. L., M. M. Alsina, S. Muhammad, C. M. Stockert, M. W. Wolff, B. L. Sanden, P. H. Brown & D. R. Smart (2012) Yield-scaled global warming potential from N₂O emissions and CH₄ oxidation for almond (*Prunus dulcis*) irrigated with nitrogen fertilizers on arid land. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 7-15.
- Schmidt, T., A. L. Fernando, A. Monti & N. Rettenmaier (2015) Life Cycle Assessment of Bioenergy and Bio-Based Products from Perennial Grasses Cultivated on Marginal Land in the Mediterranean Region. *Bioenergy Research*, 8, 1548-1561.
- Scialabba, N. (2000) Opportunities and constraints of organic agriculture: A socioecological Analysis. Rome: FAO.
- Scialabba, N. E. H. & M. Muller-Lindenlauf (2010) Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25, 158-169.
- Seddaiu, G., G. Porcu, L. Ledda, P. P. Roggero, A. Agnelli & G. Corti (2013) Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 167, 1-11.
- Serrano-Silva, N., Y. Sarria-Guzmán, L. Dendooven & M. Luna-Guido (2014) Methanogenesis and methanotrophy in soil: a review. *Pedosphere*, 24, 291-307.
- Seufert, V., N. Ramankutty & J. A. Foley (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485, 229-232.
- Seyfi, S. U. (2012) Daily and seasonal variation of air pollutants and some climatic parameters in freestall and loose dairy cattle houses in Konya, Turkey. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 10, 992-1000.
- Shcherbak, I., N. Millar & G. P. Robertson (2014) Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N₂O) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111, 9199-9204.
- Shearman, P., J. Bryan & W. F. Laurance (2012) Are we approaching 'peak timber' in the tropics? *Biological Conservation*, 151, 17-21.
- Shvaleva, A., F. C. E. Silva, J. M. Costa, A. Correia, M. Anderson, R. Lobo-do-Vale, D. Fangueiro, C. Bicho, J. S. Pereira, M. M. Chaves, U. Skiba & C. Cruz (2014) Comparison of methane, nitrous oxide fluxes and CO₂ respiration rates from a Mediterranean cork oak ecosystem and improved pasture. *Plant and Soil*, 374, 883-898.
- Siebert, S. & F. Ewert (2012) Spatio-temporal patterns of phenological development in Germany in relation to temperature and day length. *Agricultural and Forest Meteorology*, 152, 44-57.
- Silanikove, N. & N. Koluman (2015) Impact of climate change on the dairy industry in temperate zones: predications on the overall negative impact and on the positive role of dairy goats in adaptation to earth warming. *Small Ruminant Research*, 123, 27-34.
- Silver, W. L., R. Ryals & V. Eviner (2010) Soil Carbon Pools in California's Annual

- Grassland Ecosystems. *Rangeland Ecology & Management*, 63, 128-136.
- Simfukwe, P., P. W. Hill, B. A. Emmett & D. L. Jones (2011) Soil classification provides a poor indicator of carbon turnover rates in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1688-1696.
- Simmonds, M. B., M. Anders, M. A. Adviento-Borbe, C. van Kessel, A. McClung & B. A. Linquist (2015) Seasonal Methane and Nitrous Oxide Emissions of Several Rice Cultivars in Direct-Seeded Systems. *Journal of Environmental Quality*, 44, 103-114.
- Six, J., R. T. Conant, E. A. Paul & K. Paustian (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Six, J., S. M. Ogle, F. J. Breidt, R. T. Conant, A. R. Mosier & K. Paustian (2004) The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practised in the long term. *Global Change Biology Bioenergy*, 10, 155-160.
- Skinner, C., A. Gattinger, A. Muller, P. Mäder, A. Fließbach, M. Stolze, R. Ruser & U. Niggli (2014) Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 468-469, 553-563.
- Smil, V. (1999) Crop residues: Agriculture's largest harvest - Crop residues incorporate more than half of the world agricultural phytomass. *Bioscience*, 49, 299-308.
- Smil, V (2013) The Last Eighty Years: Continuities and Change. *PoPulation and development review*, 38, 265-279.
- Smith, L. G., A. G. Williams & B. D. Pearce (2015a) The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 30, 280-301.
- Smith, P., C. M. Fang, J. J. C. Dawson & J. B. Moncrieff. 2008a. Impact of global warming on soil organic carbon. In *Advances in Agronomy*, Vol 97, 1-43.
- Smith, P., D. Martino, Z. Cai, D. Gwary, H. Janzen, P. Kumar, B. McCarl, S. Ogle, F. O'Mara, C. Rice, B. Scholes, O. Sirotenko, M. Howden, T. McAllister, G. Pan, V. Romanenkov, U. Schneider, S. Towprayoon, M. Wattenbach & J. Smith (2008b) Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 363, 789-813.
- Smith, P. & J. E. Olesen (2010) Synergies between the mitigation of, and adaptation to, climate change in agriculture. *Journal of Agricultural Science*, 148, 543-552.
- Smukler, S. M., S. Sánchez-Moreno, S. J. Fonte, H. Ferris, K. Klonsky, A. T. O'Geen, K. M. Scow, K. L. Steenwerth & L. E. Jackson (2010) Biodiversity and multiple ecosystem functions in an organic farmscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 80-97.
- Snyder, C. S., T. W. Bruulsema, T. L. Jensen & P. E. Fixen (2009) Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133, 247-266.
- Sommer, S. G. & J. E. Olesen (2000) Modelling ammonia volatilization from animal slurry applied with trail hoses to cereals. *Atmospheric Environment*, 34, 2361-2372.
- Soto, D., J. Infante-Amate, G. Guzmán, M.

- González de Molina, A. Cid, E. Aguilera & R. García-Ruiz (2016) The biomass metabolism of Spain 1900-2008. Transformations in the agroecosystems during the socio-ecological transition. *Ecological Economics*, 128, 130-138.
- Spano, D., C. Cesaraccio, P. Duce & R. L. Snyder (1999) Phenological stages of natural species and their use as climate indicators. *International Journal of Biometeorology*, 42, 124-133.
- Spokas, K., D. Wang, R. Venterea & A. Sadowsky (2006) Mechanisms of N₂O production following chloropicrin fumigation. *Applied Soil Ecology*, 31, 101-109.
- Stallard, R. F. (1998) Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: Coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles*, 12, 231-257.
- Stanley, P. L., J. E. Rowntree, D. K. Beede, M. S. DeLonge & M. W. Hamm (2018) Impacts of soil carbon sequestration on life cycle greenhouse gas emissions in Midwestern USA beef finishing systems. *Agricultural Systems*, 162, 249-258.
- Steenwerth, K. & K. M. Belina (2008) Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, 40, 359-369.
- Steenwerth, K. L., D. L. Pierce, E. A. Carlisle, R. G. M. Spencer & D. R. Smart (2010) A Vineyard Agroecosystem: Disturbance and Precipitation Affect Soil Respiration under Mediterranean Conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 231-239.
- Steffen, W., A. Persson, L. Deutsch, J. Zalasiewicz, M. Williams, K. Richardson, C. Crumley, P. Crutzen, C. Folke, L. Gordon, M. Molina, V. Ramanathan, J. Rockstrom, M. Scheffer, H. J. Schellnhuber & U. Svedin (2011) The Anthropocene: From Global Change to Planetary Stewardship. *Ambio*, 40, 739-761.
- Steffen, W., K. Richardson, J. Rockstrom, S. E. Cornell, I. Fetzer, E. M. Bennett, R. Biggs, S. R. Carpenter, W. de Vries, C. A. de Wit, C. Folke, D. Gerten, J. Heinke, G. M. Mace, L. M. Persson, V. Ramanathan, B. Reyers & S. Sorlin (2015) Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347.
- Stehfest, E. & L. Bouwman (2006) N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 74, 207-228.
- Stockmann, U., J. Padarian, A. McBratney, B. Minasny, D. de Brogniez, L. Montanarella, S. Y. Hong, B. G. Rawlins & D. J. Field (2015) Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security-Agriculture Policy Economics and Environment*, 6, 9-16.
- Stokes, C. & M. Howden. 2010. *Adapting agriculture to climate change: preparing Australian agriculture, forestry and fisheries for the future*. CSIRO publishing.
- Strano, A., G. Falcone, B. F. Nicolo, T. Stillitano, A. I. De Luca, F. S. Nesci & G. Gulisano (2017) Eco-profiles and economic performances of a high-value fruit crop in southern Italy: a case study of bergamot (*Citrus bergamia* Risso). *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41, 1124-

- 1145.
- Suh, S., M. Lenzen, G. J. Treloar, H. Hondo, A. Horvath, G. Huppes, O. Jolliet, U. Klann, W. Krewitt, Y. Moriguchi, J. Munksgaard & G. Norris (2004) System boundary selection in life-cycle inventories using hybrid approaches. *Environmental Science & Technology*, 38, 657-664.
- Sutton, M. A., A. Bleeker, C. M. Howard, M. Bekunda, B. Grizzetti, W. de Vries, H. J. M. van Grinsven, Y. P. Abrol, T. K. Adhya, G. Billen, E. A. Davidson, A. Datta, R. Diaz, J. W. Erisman, X. J. Liu, O. Oenema, C. Palm, N. Raghuram, S. Reis, R. W. Scholz, T. Sims, H. Westhoek, F. S. Zhang, Global Partnership on Nutrient Management & International Nitrogen Initiative 2013. Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution. Edinburgh: NERC/Centre for Ecology & Hydrology.
- Sánchez-García, M., M. Sánchez-Monedero, A. Roig, I. López-Cano, B. Moreno, E. Benitez & M. Cayuela (2016) Compost vs biochar amendment: a two-year field study evaluating soil C build-up and N dynamics in an organically managed olive crop. *Plant and Soil*, 1-14.
- Talamucci, P. & A. Pardini (1999) Pastoral systems dominated by fodder crops harvesting and grazing. *Cahiers Options Méditerranéennes*, 39, 29-44.
- Tamburini, E., P. Pedrini, M. G. Marchetti, E. A. Fano & G. Castaldelli (2015) Life Cycle Based Evaluation of Environmental and Economic Impacts of Agricultural Productions in the Mediterranean Area. *Sustainability*, 7, 2915-2935.
- Tasca, A. L., S. Nessi & L. Rigamonti (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains: An LCA comparison between two alternative forms of production and distribution of endive in northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 140, 725-741.
- Tenuta, M. & E. G. Beauchamp (1996) Denitrification following herbicide application to a grass sward. *Canadian Journal of Soil Science*, 76, 15-22.
- Thomsen, I. K., J. E. Olesen, H. B. Møller, P. Sørensen & B. T. Christensen (2013) Carbon dynamics and retention in soil after anaerobic digestion of dairy cattle feed and faeces. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, 82-87.
- Thornton, P. K., J. van de Steeg, A. Notenbaert & M. Herrero (2009) The impacts of climate change on livestock and livestock systems in developing countries: A review of what we know and what we need to know. *Agricultural Systems*, 101, 113-127.
- Tilman, D. & M. Clark (2014) Global diets link environmental sustainability and human health. *Nature*, 515, 518-522.
- Toro-Mujica, P. M., C. Aguilar, R. Vera, C. Barba, J. Rivas & A. García-Martínez (2015) Changes in the pastoral sheep systems of semi-arid Mediterranean areas: association with common agricultural policy reform and implications for sustainability. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13, 0102.
- Triberti, L., A. Nastri, G. Giordani, F. Comellini, G. Baldoni & G. Toderi (2008) Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy*, 29, 13-20.
- Trnka, M., R. P. Rötter, M. Ruiz-Ramos, K. C.

- Kersebaum, J. E. Olesen, Z. Žalud & M. A. Semenov (2014) Adverse weather conditions for European wheat production will become more frequent with climate change. *Nature Climate Change*, 4, 637.
- Tubiello, F. N., M. Salvatore, A. F. Ferrara, J. I. House, S. Federici, S. Rossi, R. Biancalani, R. D. C. Golec, H. Jacobs, A. Flammini, P. Prospero, P. Cardenas-Galindo, J. Schmidhuber, M. J. S. Sanchez, N. Srivastava & P. Smith (2015) The Contribution of Agriculture, Forestry and other Land Use activities to Global Warming, 1990-2012. *Global Change Biology*, 21, 2655-2660.
- Tubiello, F. N., M. Salvatore, S. Rossi, A. Ferrara, N. Fitton & P. Smith (2013) The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters*, 8, 015009.
- Tubiello, F. N., J.-F. Soussana & S. M. Howden (2007) Crop and pasture response to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 19686-19690.
- Tuck, S. L., C. Winqvist, F. Mota, J. Ahnström, L. A. Turnbull & J. Bengtsson (2014) Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51, 746-755.
- Turconi, R., A. Boldrin & T. Astrup (2013) Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 28, 555-565.
- Tyson, A., B. George, L. Aye, B. Nawarathna & H. Malano (2012) ENERGY AND GREENHOUSE GAS EMISSION ACCOUNTING FRAMEWORK FOR GROUNDWATER USE IN AGRICULTURE. *Irrigation and Drainage*, 61, 542-554.
- UN (United Nations). 1999. *The World at Six Billion*. <http://www.un.org/esa/population/publications/sixbillion/sixbilpart1.pdf> Accessed March 27, 2016. United Nations.
- UN (United Nations). 2015. *World Population Prospects, the 2015 Revision*. <http://esa.un.org/unpd/wpp/Download/Standard/Population/> Accessed 22 March, 2016. United Nations.
- Underwood, E. C., J. H. Viers, K. R. Klausmeyer, R. L. Cox & M. R. Shaw (2009) Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Diversity and Distributions*, 15, 188-197.
- Valero, A. & A. Valero (2010) Physical geonomics: Combining the exergy and Hubbert peak analysis for predicting mineral resources depletion. *Resources Conservation and Recycling*, 54, 1074-1083.
- Vallejo, A., L. Garcia-Torres, J. A. Diez, A. Arce & S. Lopez-Fernandez (2005) Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil*, 272, 313-325.
- Valverde, P., M. de Carvalho, R. Serralheiro, R. Maia, V. Ramos & B. Oliveira (2015) Climate change impacts on rainfed agriculture in the Guadiana river basin (Portugal). *Agricultural Water Management*, 150, 35-45.
- Van Groenigen, J. W., G. L. Velthof, O. Oenema, K. J. Van Groenigen & C. Van Kessel (2010) Towards an agronomic assessment of N₂O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*, 61, 903-913.
- Van Oost, K., T. A. Quine, G. Govers, S. De

- Gryze, J. Six, J. W. Harden, J. C. Ritchie, G. W. McCarty, G. Heckrath, C. Kosmas, J. V. Giraldez, J. R. M. da Silva & R. Merckx (2007) The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318, 626-629.
- Van Vuuren, D. P., A. F. Bouwman & A. H. W. Beusen (2010) Phosphorus demand for the 1970-2100 period: A scenario analysis of resource depletion. *Global Environmental Change- Human and Policy Dimensions*, 20, 428-439.
- Vavoulidou, E., E. J. Avramides, A. Dimirkou & P. Papadopoulos (2006) Influence of different cultivation practices on the properties of volcanic soils on Santorini Island, Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37, 2857-2866.
- Vavoulidou, E., A. Coors, K. Dozsa-Farkas & J. Roembke (2009) Influence of farming practice, crop type and soil properties on the abundance of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Greek agricultural soils. *Soil Organisms*, 81, 197-212.
- Venkat, K. (2012) Comparison of twelve organic and conventional farming systems: a life cycle greenhouse gas emissions perspective. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 620-649.
- Ventrella, D., M. Charfeddine, M. Moriondo, M. Rinaldi & M. Bindi (2012) Agronomic adaptation strategies under climate change for winter durum wheat and tomato in southern Italy: irrigation and nitrogen fertilization. *Regional Environmental Change*, 12, 407-419.
- Verdu, J. R., M. B. Crespo & E. Galante (2000) Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 9, 1707-1721.
- Vicente-Serrano, S. M., J.-I. Lopez-Moreno, S. Begueria, J. Lorenzo-Lacruz, A. Sanchez-Lorenzo, J. M. Garcia-Ruiz, C. Azorin-Molina, E. Moran-Tejeda, J. Revuelto, R. Trigo, F. Coelho & F. Espejo (2014) Evidence of increasing drought severity caused by temperature rise in southern Europe. *Environmental Research Letters*, 9.
- Vicente-Vicente, J. L., R. García-Ruiz, R. Francaviglia, E. Aguilera & P. Smith (2016) Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: a meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 204-214.
- Vilain, G., J. Garnier, G. Tallec & P. Cellier (2010) Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N₂O) emissions (Seine Basin, France). *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 1192-1202.
- Vilain, G., J. Garnier, G. Tallec & J. Tournebize (2012) Indirect N₂O emissions from shallow groundwater in an agricultural catchment (Seine Basin, France). *Biogeochemistry*, 111, 253-271.
- Villanueva-Rey, P., I. Vazquez-Rowe, M. O. Teresa Moreira & G. Feijoo (2014) Comparative life cycle assessment in the wine sector: biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain. *Journal of Cleaner Production*, 65, 330-341.
- Virto, I., P. Barre, A. Burlot & C. Chenu (2012) Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled

- agrosystems. *Biogeochemistry*, 108, 17-26.
- Virto, I., M. J. Imaz, A. Enrique, W. Hoogmoed & P. Bescansa (2007) Burning crop residues under no-till in semi-arid land, Northern Spain - effects on soil organic matter, aggregation, and earthworm populations. *Australian Journal of Soil Research*, 45, 414-421.
- Vitousek, P. M. (1994) Beyond global warming: ecology and global change. *Ecology*, 75, 1861-1876.
- Vörösmarty, C. J., P. Green, J. Salisbury & R. B. Lammers (2000) Global water resources: vulnerability from climate change and population growth. *science*, 289, 284-288.
- Wallace, J. (2000) Increasing agricultural water use efficiency to meet future food production. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 82, 105-119.
- Wallgren, C. & M. Höjer (2009) Eating energy—Identifying possibilities for reduced energy use in the future food supply system. *Energy policy*, 37, 5803-5813.
- Wang, G., Y. Liang, Q. Zhang, S. K. Jha, Y. Gao, X. Shen, J. Sun & A. Duan (2016) Mitigated CH₄ and N₂O emissions and improved irrigation water use efficiency in winter wheat field with surface drip irrigation in the North China Plain. *Agricultural Water Management*, 163, 403-407.
- Wang, W. J. & R. C. Dalal (2006) Carbon inventory for a cereal cropping system under contrasting tillage, nitrogen fertilisation and stubble management practices. *Soil & Tillage Research*, 91, 68-74.
- Wang, X. & D. R. Taub (2010) Interactive effects of elevated carbon dioxide and environmental stresses on root mass fraction in plants: a meta-analytical synthesis using pairwise techniques. *Oecologia (Berlin)*, 163, 1-11.
- Wang, Z., K. Van Oost, A. Lang, T. Quine, W. Clymans, R. Merckx, B. Notebaert & G. Govers (2014) The fate of buried organic carbon in colluvial soils: a long-term perspective. *Biogeosciences*, 11, 873-883.
- Ward, S. E., S. M. Smart, H. Quirk, J. R. B. Tallwin, S. R. Mortimer, R. S. Shiel, A. Wilby & R. D. Bardgett (2016) Legacy effects of grassland management on soil carbon to depth. *Global Change Biology*, 22, 2929-2938.
- Weidema, B. (2000) Avoiding Co-Product Allocation in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4, 11-33.
- Weidema, B. P. & J. H. Schmidt (2010) Avoiding Allocation in Life Cycle Assessment Revisited. *Journal of Industrial Ecology*, 14, 192-195.
- Weiske, A., A. Vabitsch, J. E. Olesen, K. Schelde, J. Michel, R. Friedrich & M. Kaltschmitt (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture, ecosystems & environment*, 112, 221-232.
- West, T. O. & G. Marland (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 91, 217-232.
- West, T. O. & J. Six (2007) Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change*, 80, 25-41.

- Westhoek, H., J. P. Lesschen, T. Rood, S. Wagner, A. De Marco, D. Murphy-Bokern, A. Leip, H. van Grinsven, M. A. Sutton & O. Oenema (2014) Food choices, health and environment: effects of cutting Europe's meat and dairy intake. *Global Environmental Change*, 26, 196-205.
- Wheeler, S. A., A. Zuo & A. Loch (2015) Watering the farm: Comparing organic and conventional irrigation water use in the Murray–Darling Basin, Australia. *Ecological Economics*, 112, 78-85.
- Wiens, M. J., M. H. Entz, C. Wilson & K. H. Ominski (2008) Energy requirements for transport and surface application of liquid pig manure in Manitoba, Canada. *Agricultural Systems*, 98, 74-81.
- Wolf, B., X. H. Zheng, N. Brueggemann, W. W. Chen, M. Dannenmann, X. G. Han, M. A. Sutton, H. H. Wu, Z. S. Yao & K. Butterbach-Bahl (2010) Grazing-induced reduction of natural nitrous oxide release from continental steppe. *Nature*, 464, 881-884.
- Wolff, M. W., J. W. Hopmans, C. M. Stockert, M. Burger, B. L. Sanden & D. R. Smart (2017) Effects of drip fertigation frequency and N-source on soil N₂O production in almonds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 67-77.
- Woods, J., A. Williams, J. K. Hughes, M. Black & R. Murphy (2010) Energy and the food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365, 2991-3006.
- Wriedt, G., M. Van der Velde, A. Aloe & F. Bouraoui (2009) Estimating irrigation water requirements in Europe. *Journal of Hydrology*, 373, 527-544.
- Wu, L. S., Y. Wood, P. P. Jiang, L. Q. Li, G. X. Pan, J. H. Lu, A. C. Chang & H. A. Enloe (2008) Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 808-814.
- Xoplaki, E., J. González-Rouco, J. Luterbacher & H. Wanner (2004) Wet season Mediterranean precipitation variability: influence of large-scale dynamics and trends. *Climate dynamics*, 23, 63-78.
- Yu, O. T., R. F. Greenhut, A. T. O'Geen, B. Mackey, W. R. Horwath & K. L. Steenwerth (2017) Precipitation Events and Management Practices Affect Greenhouse Gas Emissions from Vineyards in a Mediterranean Climate. *Soil Science Society of America Journal*, 81, 138-152.
- Zafiriou, P., A. P. Mamolos, G. C. Menexes, A. S. Siomos, C. A. Tsatsarelis & K. L. Kalburtji (2012) Analysis of energy flow and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional cultivation of white asparagus by PCA and HCA: cases in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 29-30, 20-27.
- Zalecka, A., S. Bugel, F. Paoletti, J. Kahl, A. Bonanno, A. Dostalova & G. Rahmann (2014) The influence of organic production on food quality - research findings, gaps and future challenges. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 94, 2600-2604.
- Zalidis, G., S. Stamatidis, V. Takavakoglou, K. Eskridge & N. Misopolinos (2002) Impacts of agricultural practices on soil and water quality in the Mediterranean region and proposed assessment methodology. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88, 137-146.
- Zhang, N., W. Liu, H. Yang, X. Yu, J. L. M. Gutknecht, Z. Zhang, S. Wan & K. Ma

- (2013) Soil microbial responses to warming and increased precipitation and their implications for ecosystem C cycling. *Oecologia*, 173, 1125-1142.
- Zhang, W., F. Jiang & J. Ou (2011) Global pesticide consumption and pollution: with China as a focus. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 1, 125.
- Zhang, Y., H. Niu, S. Wang, K. Xu & R. Wang (2016) Application of the DNDC model to estimate N₂O emissions under different types of irrigation in vineyards in Ningxia, China. *Agricultural Water Management*, 163, 295-304.
- Zinn, Y. L., R. Lal & D. V. Resck (2005) Changes in soil organic carbon stocks under agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*, 84, 28-40.
- Ziter, C. & A. S. MacDougall (2013) Nutrients and defoliation increase soil carbon inputs in grassland. *Ecology*, 94, 106-116.

APÉNDICE I

Bibliografía de la base de datos

- Abalos, D., L. Sanchez-Martin, L. Garcia-Torres, J. W. van Groenigen & A. Vallejo (2014) Management of irrigation frequency and nitrogen fertilization to mitigate GHG and NO emissions from drip-fertigated crops. *Science of the Total Environment*, 490, 880-888.
- Abalos, D., A. Sanz-Cobena, G. Andreu & A. Vallejo (2017) Rainfall amount and distribution regulate DMPP effects on nitrous oxide emissions under semiarid Mediterranean conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 36-45.
- Abalos, D., A. Sanz-Cobena, L. Garcia-Torres, J. W. van Groenigen & A. Vallejo (2013) Role of maize stover incorporation on nitrogen oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Plant and Soil*, 364, 357-371.
- Abalos, D., A. Sanz-Cobena, T. Misselbrook & A. Vallejo (2012) Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Chemosphere*, 89, 310-318.
- Abecia, L., M. Fondevila, N. Rodriguez-Romero, G. Martinez & D. R. Yanez-Ruiz (2013a) Comparative study of fermentation and methanogen community structure in the digestive tract of goats and rabbits. *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 97, 80-88.
- Abecia, L., A. Martín-García, G. Martínez, C. Newbold & D. Yáñez-Ruiz (2013b) Nutritional intervention in early life to manipulate rumen microbial colonization and methane output by kid goats postweaning. *Journal of Animal Science*, 91, 4832-4840.
- Abecia, L., P. Toral, A. Martín-García, G. Martínez, N. Tomkins, E. Molina-Alcaide, C. Newbold & D. Yáñez-Ruiz (2012) Effect of bromochloromethane on methane emission, rumen fermentation pattern, milk yield, and fatty acid profile in lactating dairy goats. *Journal of Dairy Science*, 95, 2027-2036.
- Abeliotis, K., S.-A. Bar, V. Detsis & G. Malindretos (2016) Life cycle assessment of carnation production in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112, 32-38.
- Abeliotis, K., V. Detsis & C. Pappia (2013) Life cycle assessment of bean production in the Prespa National Park, Greece. *Journal of Cleaner Production*, 41, 89-96.
- Abrahamo, R., M. Carvalho & J. Causape (2017) Carbon and water footprints of irrigated corn and non-irrigated wheat in Northeast Spain. *Environmental Science and Pollution Research*, 24, 5647-5653.
- Abu-Zreig, M. & M. Al-Widyan (2002) Influence of olive mills solid waste on soil hydraulic properties. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 33, 505-517.
- Aday, B., C. Ertekin & F. Evrendilek (2016) Emissions Of Greenhouse Gases From Diesel Consumption In Agricultural Production Of Turkey. *European Journal of Sustainable Development*,

- 5, 279-288.
- Adviento-Borbe, M. A., G. Necita Padilla, C. M. Pittelkow, M. Simmonds, C. van Kessel & B. Linnquist (2015) Methane and nitrous oxide emissions from flooded rice systems following the end-of-season drain. *Journal of environmental quality*, 44, 1071-1079.
- Adviento-Borbe, M. A. A. & B. Linnquist (2015) Assessing fertilizer N placement on CH₄ and N₂O emissions in irrigated rice systems. *Geoderma*, 266, 40-45.
- Agenbag, G. A. & P. C. J. Maree (1989) The effect of tillage on soil carbon, nitrogen and soil strength of simulated surface crusts in two cropping systems for wheat (*Triticum aestivum*). *Soil and Tillage Research*, 14, 53-65.
- Agenbag, G. A. & P. C. J. Maree (1991) Effect of tillage on some soil properties, plant development and yield of spring wheat (*Triticum aestivum* L.) in stony soil. *Soil and Tillage Research*, 21, 97-112.
- Agostini, A., F. Battini, J. Giuntoli, V. Tabaglio, M. Padella, D. Baxter, L. Marelli & S. Amaducci (2015) Environmentally Sustainable Biogas? The Key Role of Manure Co-Digestion with Energy Crops. *Energies*, 8, 5234-5265.
- Aguilera, E., G. Guzmán & A. Alonso (2015a) Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development*, 35, 713-724.
- Aguilera, E., G. I. Guzmán, J. Alvaro-Fuentes, J. Infante Amate, R. García-Ruiz, G. Carranza-Gallego, D. Soto & M. González De Molina (2018) A historical perspective on soil organic carbon in Mediterranean cropland (Spain, 1900-2008). *Science of the Total Environment*, 621, 634-648.
- Aguilera, E., G. I. Guzmán, J. Infante-Amate, D. Soto, R. García-Ruiz, A. Herrera, I. Villa, E. Torremocha, G. Carranza & M. González de Molina. 2015b. Embodied energy in agricultural inputs. Incorporating a historical perspective. *Sociedad Española de Historia Agraria*. DT-SEHA 1507.
- Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Gattinger & B. S. Gimeno (2013a) Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems. A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 168, 25-36.
- Aguilera, E., L. Lassaletta, A. Sanz-Cobena, J. Garnier & A. Vallejo (2013b) The potential of organic fertilizers and water management to reduce N₂O emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164, 32-52.
- Aires, L. M. I., C. A. Pio & J. S. Pereira (2008) Carbon dioxide exchange above a Mediterranean C₃/C₄ grassland during two climatologically contrasting years. *Global Change Biology*, 14, 539-555.
- Akbolat, D., F. Evrendilek, A. Coskan & K. Ekinci (2009) Quantifying soil respiration in response to short-term tillage practices: a case study in southern Turkey. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 59, 50-56.
- Alaphilippe, A., J. Boissy, S. Simon & C. Godard (2016) Environmental impact of intensive versus semi-extensive apple orchards: use of a specific methodological framework for Life Cycle Assessments (LCA) in perennial crops. *Journal of Cleaner Production*, 127, 555-561.

- Alaphilippe, A., S. Simon, L. Brun, F. Hayer & G. Gaillard (2013) Life cycle analysis reveals higher agroecological benefits of organic and low-input apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 581-592.
- Albaladejo, J., R. Ortiz, N. Garcia-Franco, A. R. Navarro, M. Almagro, J. G. Pintado & M. Martinez-Mena (2013) Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 265-277.
- Álvaro-Fuentes, J., F. J. Morell, D. Plaza-Bonilla, J. L. Arrúe & C. Cantero-Martínez (2012) Modelling tillage and nitrogen fertilization effects on soil organic carbon dynamics. *Soil and Tillage Research*, 120, 32-39.
- Álvaro-Fuentes, J., D. Plaza-Bonilla, J. L. Arrúe, J. Lampurlanés & C. Cantero-Martínez (2014) Soil organic carbon storage in a no-tillage chronosequence under Mediterranean conditions. *Plant and Soil*, 376, 31-41.
- Alberdi, O., H. Arriaga, S. Calvet, F. Estellés & P. Merino (2016) Ammonia and greenhouse gas emissions from an enriched cage laying hen facility. *Biosystems Engineering*, 144, 1-12.
- Alberti, G., G. D. Vedove, M. Zuliani, A. Peressotti, S. Castaldi & G. Zerbi (2010) Changes in CO₂ emissions after crop conversion from continuous maize to alfalfa. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 136, 139-147.
- Albiach, J., T. Kahil, E. Notivol & E. Calvo (2017) Agriculture and climate change: Potential for mitigation in Spain. *Science of the Total Environment*, 592, 495-502.
- Albiach, R., R. Canet, F. Pomares & F. Ingelmo (2001a) Organic matter components and aggregate stability after the application of different amendments to a horticultural soil. *Bioresource Technology*, 76, 125-129.
- Albiach, R., R. Canet, F. Pomares & F. Ingelmo (2001b) Organic matter components, aggregate stability and biological activity in a horticultural soil fertilized with different rates of two sewage sludges during ten years. *Bioresource Technology*, 77, 109-114.
- Alburquerque, J. A., J. Gonzalvez, D. Garcia & J. Cegarra (2007) Effects of a compost made from the solid by-product ("alperujo") of the two-phase centrifugation system for olive oil extraction and cotton gin waste on growth and nutrient content of ryegrass (*Lolium perenne* L.). *Bioresource Technology*, 98, 940-945.
- Alburquerque, J. A., J. González, D. García & J. Cegarra (2006) Composting of a solid olive-mill by-product ("alperujo") and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management*, 26, 620-626.
- Alguacil, M. M., E. Torrecillas, F. Garcia-Orenes & A. Roldan (2014) Changes in the composition and diversity of AMF communities mediated by management practices in a Mediterranean soil are related with increases in soil biological activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 76, 34-44.
- Ali, S. A., L. Tedone, L. Verdini & G. De Mastro (2017) Effect of different crop management systems on rainfed durum wheat greenhouse gas emissions and carbon footprint under Mediterranean conditions. *Journal of Cleaner Production*, 140, 608-621.
- Allaire-Leung, S. E., L. Wu, J. P. Mitchell & B. L. Sanden (2001) Nitrate leaching and

- soil nitrate content as affected by irrigation uniformity in a carrot field. *Agricultural Water Management*, 48, 37-50.
- Allen, D. E., D. S. Mendham, S. Bhupinderpal, A. Cowie, W. Wang, R. C. Dalal & R. J. Raison (2009) Nitrous oxide and methane emissions from soil are reduced following afforestation of pasture lands in three contrasting climatic zones. *Australian Journal of Soil Research*, 47, 443-458.
- Alluvione, F., C. Bertora, L. Zavattaro & C. Grignani (2010) Nitrous Oxide and Carbon Dioxide Emissions Following Green Manure and Compost Fertilization in Corn. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 384-395.
- Alluvione, F., N. Fiorentino, C. Bertora, L. Zavattaro, M. Fagnano, F. Q. Chiaranda & C. Grignani (2013) Short-term crop and soil response to C-friendly strategies in two contrasting environments. *European Journal of Agronomy*, 45, 114-123.
- Alluvione, F., B. Moretti, D. Sacco & C. Grignani (2011) EUE (energy use efficiency) of cropping systems for a sustainable agriculture. *Energy*, 36, 4468-4481.
- Almagro, M., J. de Vente, C. Boix-Fayos, N. Garcia-Franco, J. Melgares de Aguilar, D. Gonzalez, A. Sole-Benet & M. Martinez-Mena (2016) Sustainable land management practices as providers of several ecosystem services under rainfed Mediterranean agroecosystems. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 1029-1043.
- Almagro, M., N. Garcia-Franco & M. Martinez-Mena (2017) The potential of reducing tillage frequency and incorporating plant residues as a strategy for climate change mitigation in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246, 210-220.
- Almagro, M., J. Lopez, C. Boix-Fayos, J. Albaladejo & M. Martinez-Mena (2010) Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: A comparison of two models. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1549-1557.
- Almagro, M., J. I. Querejeta, C. Boix-Fayos & M. Martinez-Mena (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.
- Alonso, A. M. & G. I. Guzman (2010) Comparison of the Efficiency and Use of Energy in Organic and Conventional Farming in Spanish Agricultural Systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 34, 312-338.
- Alsina, M. M., A. C. Fanton-Borges & D. R. Smart (2013) Spatiotemporal variation of event related N₂O and CH₄ emissions during fertigation in a California almond orchard. *Ecosphere*, 4.
- Altieri, R. & A. Esposito (2008) Olive orchard amended with two experimental olive mill wastes mixtures: Effects on soil organic carbon, plant growth and yield. *Bioresource Technology*, 99, 8390-8393.
- Alvarez, S., M. A. Soriano, B. B. Landa & J. A. Gomez (2007) Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. *Soil Use and Management*, 23,

- 404-416.
- Alvaro-Fuentes, J., J. L. Arrue, A. Bielsa, C. Cantero-Martinez, D. Plaza-Bonilla & K. Paustian (2017) Simulating climate change and land use effects on soil nitrous oxide emissions in Mediterranean conditions using the Daycent model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 78-88.
- Alvaro-Fuentes, J., J. L. Arrue, C. Cantero-Martinez, R. Isla, D. Plaza-Bonilla & D. Quilez (2016a) Fertilization Scenarios in Sprinkler-Irrigated Corn under Mediterranean Conditions: Effects on Greenhouse Gas Emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 80, 662-671.
- Alvaro-Fuentes, J., J. L. Arrue, R. Gracia & M. V. Lopez (2008a) Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma*, 145, 390-396.
- Alvaro-Fuentes, J. & C. Cantero-Martinez (2010) Short communication. Potential to mitigate anthropogenic CO₂ emissions by tillage reduction in dryland soils of Spain. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8, 1271-1276.
- Alvaro-Fuentes, J., C. Cantero-Martinez, M. V. Lopez & J. L. Arrue (2007) Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil & Tillage Research*, 96, 331-341.
- Alvaro-Fuentes, J., C. Cantero-Martinez, M. V. Lopez, K. Paustian, K. Denef, C. E. Stewart & J. L. Arrue (2009a) Soil Aggregation and Soil Organic Carbon Stabilization: Effects of Management in Semiarid Mediterranean Agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 73, 1519-1529.
- Alvaro-Fuentes, J., A. del Prado & D. R. Yanez-Ruiz (2016b) Greenhouse gas mitigation in the agricultural sector in Spain FOREWORD. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 969-973.
- Alvaro-Fuentes, J., M. Easter, C. Cantero-Martinez & K. Paustian (2011) Modelling soil organic carbon stocks and their changes in the northeast of Spain. *European Journal of Soil Science*, 62, 685-695.
- Alvaro-Fuentes, J., M. V. Lopez, J. L. Arrue, D. Moret & K. Paustian (2009b) Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 134, 211-217.
- Alvaro-Fuentes, J., M. V. Lopez, C. Cantero-Martinez & J. L. Arrue (2008b) Tillage effects on soil organic carbon fractions in Mediterranean dryland agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 541-547.
- Alvaro-Fuentes, J., F. J. Morell, E. Madejon, J. Lampurlanes, J. L. Arrue & C. Cantero-Martinez (2013) Soil biochemical properties in a semiarid Mediterranean agroecosystem as affected by long-term tillage and N fertilization. *Soil & Tillage Research*, 129, 69-74.
- Alvaro-Fuentes, J. & K. Paustian (2011) Potential soil carbon sequestration in a semiarid Mediterranean agroecosystem under climate change: Quantifying management and climate effects. *Plant and Soil*, 338, 261-272.
- Andrews, S. S., D. L. Karlen & J. P. Mitchell (2002a) A comparison of soil quality indexing methods for vegetable production systems in Northern California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 90, 25-45.

- Andrews, S. S., J. P. Mitchell, R. Mancinelli, D. L. Karlen, T. K. Hartz, W. R. Horwath, G. S. Pettygrove, K. M. Scow & D. S. Munk (2002b) On-farm assessment of soil quality in California's central valley. *Agronomy Journal*, 94, 12-23.
- Angst, T. E., J. Six, D. S. Reay & S. P. Sohi (2014) Impact of pine chip biochar on trace greenhouse gas emissions and soil nutrient dynamics in an annual ryegrass system in California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 191, 17-26.
- Antezana, W., S. Calvet, A. Beccaccia, P. Ferrer, C. De Blas, P. Garcia-Rebollar & A. Cerisuelo (2015) Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing pigs: III. Influence of varying the dietary level of calcium soap of palm fatty acids distillate with or without orange pulp supplementation. *Animal Feed Science and Technology*, 209, 128-136.
- Antezana, W., C. De Blas, P. García-Rebollar, C. Rodríguez, A. Beccaccia, P. Ferrer, A. Cerisuelo, V. Moset, F. Estellés & M. Cambra-López (2016a) Composition, potential emissions and agricultural value of pig slurry from Spanish commercial farms. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 104, 159-173.
- Antezana, W., P. Ferrer, M. Cambra-Lopez, F. Estelles & S. Calvet (2016b) Ammonia Emission Quantification from Pig Slurry Using Acid Wet Traps: Evaluation and Optimization of Measurement Frequency. *Water Air and Soil Pollution*, 227, 12.
- Antoniadis, V., C. D. Tsadilas & P. Dalias (2010) Evaluation of sewage sludge as a soil amendment in relation to nitrate leaching. *Agrochimica*, 54, 91-102.
- Antoniadis, V., C. D. Tsadilas & V. Samaras (2010) Trace element availability in a sewage sludge-amended cotton grown Mediterranean soil. *Chemosphere*, 80, 1308-1313.
- Aranda, A., I. Zabalza & S. Scarpellini (2005) Economic and environmental analysis of the wine bottle production in Spain by means of life cycle assessment. *International Journal of Agricultural Resources Governance and Ecology*, 4, ISSN 1462-4605(print) | 1741-5004(electronic).
- Aranda, V., M. J. Ayora-Cañada, A. Domínguez-Vidal, J. M. Martín-García, J. Calero, R. Delgado, T. Verdejo & F. J. González-Vila (2011) Effect of soil type and management (organic vs. conventional) on soil organic matter quality in olive groves in a semi-arid environment in Sierra Mágina Natural Park (S Spain). *Geoderma*, 164, 54-63.
- Aranda, V., J. Calero, I. Plaza & A. Ontiveros-Ortega (2016) Long-term effects of olive mill pomace co-compost on wettability and soil quality in olive groves. *Geoderma*, 267, 185-195.
- Armas, D., M. Guevara, D. Alcaraz-Segura, R. Vargas, M. A. Soriano-Luna, P. Durante & C. Oyonarte (2017) Digital map of the organic carbon profile in the soils of Andalusia, Spain. *Ecosistemas*, 26, 80-88.
- Arriaga, H., M. Nunez-Zofio, S. Larregla & P. Merino (2011) Gaseous emissions from soil biodesinfestation by animal manure on a greenhouse pepper crop. *Crop Protection*, 30, 412-419.
- Arriaga, H., G. Salcedo, S. Calsamiglia & P. Merino (2010a) Effect of diet manipulation in dairy cow N balance and nitrogen oxides emissions from grasslands in northern Spain. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 135, 132-139.

- Arriaga, H., G. Salcedo, L. Martínez-Suller, S. Calsamiglia & P. Merino (2010b) Effect of dietary crude protein modification on ammonia and nitrous oxide concentration on a tie-stall dairy barn floor. *Journal of dairy science*, 93, 3158-3165.
- Arriaga, H., M. Viguria, D. M. López & P. Merino (2017) Ammonia and greenhouse gases losses from mechanically turned cattle manure windrows: A regional composting network. *Journal of environmental management*, 203, 557-563.
- Avraamides, M. & D. Fatta (2008) Resource consumption and emissions from olive oil production: a life cycle inventory case study in Cyprus. *Journal of Cleaner Production*, 16, 809-821.
- Azadi, H., S. Schoonbeek, H. Mahmoudi, B. Derudder, P. De Maeyer & F. Witlox (2011) Organic agriculture and sustainable food production system: Main potentials. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 144, 92-94.
- Bacenetti, J., L. Bava, M. Zucali, D. Lovarelli, A. Sandrucci, A. Tamburini & M. Fiala (2016a) Anaerobic digestion and milking frequency as mitigation strategies of the environmental burden in the milk production system. *Science of the Total Environment*, 539, 450-459.
- Bacenetti, J., S. Bergante, G. Facciotto & M. Fiala (2016b) Woody biofuel production from short rotation coppice in Italy: Environmental-impact assessment of different species and crop management. *Biomass & Bioenergy*, 94, 209-219.
- Bacenetti, J. & A. Fusi (2015) The environmental burdens of maize silage production: Influence of different ensiling techniques. *Animal Feed Science and Technology*, 204, 88-98.
- Bacenetti, J., A. Fusi, M. Negri, S. Bocchi & M. Fiala (2016c) Organic production systems: Sustainability assessment of rice in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 33-44.
- Bacenetti, J., A. Fusi, M. Negri & M. Fiala (2015) Impact of cropping system and soil tillage on environmental performance of cereal silage productions. *Journal of Cleaner Production*, 86, 49-59.
- Bacenetti, J., A. Fusi, M. Negri, R. Guidetti & M. Fiala (2014) Environmental assessment of two different crop systems in terms of biomethane potential production. *Science of the Total Environment*, 466, 1066-1077.
- Bacenetti, J., D. Lovarelli & M. Fiala (2016d) Mechanisation of organic fertiliser spreading, choice of fertiliser and crop residue management as solutions for maize environmental impact mitigation. *European Journal of Agronomy*, 79, 107-118.
- Bacenetti, J., D. Pessina & M. Fiala (2016e) Environmental assessment of different harvesting solutions for Short Rotation Coppice plantations. *Science of the Total Environment*, 541, 210-217.
- Bacenetti, J., A. Restuccia, G. Schillaci & S. Failla (2017) Biodiesel production from unconventional oilseed crops (*Linum usitatissimum* L. and *Camelina sativa* L.) in Mediterranean conditions: Environmental sustainability assessment. *Renewable Energy*, 112, 444-456.
- Badagliacca, G., E. Benitez, G. Amato, L. Badalucco, D. Giambalvo, V. A. Laudicina & P. Ruisi (2017) Long-term effects of contrasting tillage on soil

- organic carbon, nitrous oxide and ammonia emissions in a Mediterranean Vertisol under different crop sequences. *The Science of the total environment*, 619-620, 18-27.
- Badalucco, L., M. Rao, C. Colombo, G. Palumbo, V. A. Laudicina & L. Gianfreda (2010) Reversing agriculture from intensive to sustainable improves soil quality in a semiarid South Italian soil. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 481-489.
- Badia, D. (2000) Straw management effects on organic matter mineralization and salinity in semiarid agricultural soils. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 14, 193-203.
- Badia, D. & J. M. Alcaniz (1993) BASAL AND SPECIFIC MICROBIAL RESPIRATION IN SEMIARID AGRICULTURAL SOILS - ORGANIC AMENDMENT AND IRRIGATION MANAGEMENT EFFECTS. *Geomicrobiology Journal*, 11, 261-274.
- Badia, D., C. Marti & R. M. Poch (2011) A Soil Toposequence Characterization in the Irrigable Lands - Protected Area Contact Zone of El Basal, NE-Spain. *Arid Land Research and Management*, 25, 1-18.
- Badía, D., C. Martí & A. J. Aguirre (2013) Straw management effects on CO₂ efflux and C storage in different Mediterranean agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 465, 233-239.
- Bagi, Z., N. Acs, T. Bojti, B. Kakuk, G. Rakhely, O. Strang, M. Szuhaj, R. Wirth & K. L. Kovacs (2017) Biomethane: The energy storage, platform chemical and greenhouse gas mitigation target. *Anaerobe*, 46, 13-22.
- Baldini, C., F. Borgonovo, D. Gardoni & M. Guarino (2016) Comparison among NH₃ and GHGs emissive patterns from different housing solutions of dairy farms. *Atmospheric Environment*, 141, 60-66.
- Baldock, J. A., I. Wheeler, N. McKenzie & A. McBratney (2012) Soils and climate change: potential impacts on carbon stocks and greenhouse gas emissions, and future research for Australian agriculture. *Crop & Pasture Science*, 63, 269-283.
- Banias, G., C. Achillas, C. Vlachokostas, N. Moussiopoulos & M. Stefanou (2017) Environmental impacts in the life cycle of olive oil: a literature review. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 97, 1686-1697.
- Baran, M. F. (2017) ENERGY AND ECONOMIC ANALYSIS OF VETCH PRODUCTION IN TURKEY: A CASE STUDY FROM THRACE REGION. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26, 1967-1973.
- Baran, M. F. & O. Gokdogan (2016a) COMPARISON OF ENERGY USE EFFICIENCY OF DIFFERENT TILLAGE METHODS ON THE SECONDARY CROP CORN SILAGE PRODUCTION. *Fresenius Environmental Bulletin*, 25, 3808-3814.
- Baran, M. F. & O. Gokdogan (2016b) Determination of energy balance of sugar beet production in Turkey: a case study of KA +/- rklareli Province. *Energy Efficiency*, 9, 487-494.
- Baran, M. F., O. Gokdogan & H. I. Oguz (2017) Determining the Energy Usage Efficiency of Walnut (*Juglans Regia* L.) Cultivation in Turkey. *Erwerbs-Obstbau*, 59, 77-82.
- Baran, M. F., F. Lule & O. Gokdogan (2017) Energy Input-Output Analysis of Organic Grape Production: A Case Study from Adiyaman Province. *Erwerbs-Obstbau*, 59, 275-279.

- Baran, M. F., H. I. Oguz & O. Gokdogan (2017a) DETERMINATION OF ENERGY INPUT-OUTPUT ANALYSIS IN ORGANIC STRAWBERRY PRODUCTION. Fresenius Environmental Bulletin, 26, 2076-2081.
- Baran, M. F., H. I. Oguz & O. Gokdogan (2017b) Determination of Energy Input-Output Analysis in Plum (*Prunus domestica* L.) Production. Erwerbs-Obstbau, 59, 331-335.
- Baran, M. F., R. Polat & O. Gokdogan (2016) COMPARISON OF ENERGY USE EFFICIENCY OF DIFFERENT TILLAGE METHODS ON THE SECONDARY CROP SUNFLOWER PRODUCTION. Fresenius Environmental Bulletin, 25, 4937-4943.
- Barton, L., K. Butterbach-Bahl, R. Kiese & D. V. Murphy (2011) Nitrous oxide fluxes from a grain-legume crop (narrow-leaved lupin) grown in a semiarid climate. Global Change Biology, 17, 1153-1166.
- Barton, L., F. C. Hoyle, K. T. Stefanova & D. V. Murphy (2016) Incorporating organic matter alters soil greenhouse gas emissions and increases grain yield in a semi-arid climate. Agriculture, Ecosystems & Environment, 231, 320-330.
- Barton, L., R. Kiese, D. Gatter, K. Butterbach-Bahl, R. Buck, C. Hinz & D. V. Murphy (2008) Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. Global Change Biology, 14, 177-192.
- Barton, L., D. V. Murphy & K. Butterbach-Bahl (2013) Influence of crop rotation and liming on greenhouse gas emissions from a semi-arid soil. Agriculture Ecosystems & Environment, 167, 23-32.
- Barton, L., D. V. Murphy, R. Kiese & K. Butterbach-Bahl (2010) Soil nitrous oxide and methane fluxes are low from a bioenergy crop (canola) grown in a semi-arid climate. Global Change Biology Bioenergy, 2, 1-15.
- Barton, L., T. Thamo, D. Engelbrecht & W. K. Biswas (2014) Does growing grain legumes or applying lime cost effectively lower greenhouse gas emissions from wheat production in a semi-arid climate? Journal of Cleaner Production, 83, 194-203.
- Bartzas, G. & K. Komnitsas (2017) Life cycle analysis of pistachio production in Greece. Science of the Total Environment, 595, 13-24.
- Bartzas, G., D. Vamvuka & K. Komnitsas (2017) Comparative life cycle assessment of pistachio, almond and apple production. Information Processing in Agriculture, 4, 188-198.
- Batalla, I., M. T. Knudsen, L. Mogensen, Ó. del Hierro, M. Pinto & J. E. Hermansen (2015) Carbon footprint of milk from sheep farming systems in northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. Journal of Cleaner Production, 104, 121-129.
- Battini, F., A. Agostini, A. Boulamanti, J. Giuntoli & S. Amaducci (2014) Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. Science of the Total Environment, 481, 196-208.
- Battini, F., A. Agostini, V. Tabaglio & S. Amaducci (2016) Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. Journal of Cleaner Production, 112, 91-102.
- Bava, L., A. Sandrucci, M. Zucali, M. Guerci & A. Tamburini (2014) How can farming intensification affect the environmental impact of milk production? Journal of dairy science, 97, 4579-4593.

- Bava, L., M. Zucali, A. Sandrucci & A. Tamburini (2017) Environmental impact of the typical heavy pig production in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 140, 685-691.
- Beauchemin, K. A., M. Kreuzer, F. O'Mara & T. A. McAllister (2008) Nutritional management for enteric methane abatement: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 48, 21-27.
- Becaccia, A., P. Ferrer, M. A. Ibañez, F. Estellés, C. Rodríguez, V. Moset, C. de Blas, S. Calvet & P. García-Rebollar (2015) Relationships among slurry characteristics and gaseous emissions at different types of commercial Spanish pig farms. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13, 0602.
- Beccaccia, A., S. Calvet, A. Cerisuelo, P. Ferrer, P. Garcia-Rebollar & C. De Blas (2015a) Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing-finishing pigs. I. Influence of the inclusion of two levels of orange pulp and carob meal in isofibrous diets. *Animal Feed Science and Technology*, 208, 158-169.
- Beccaccia, A., A. Cerisuelo, S. Calvet, P. Ferrer, F. Estellés, C. De Blas & P. Garcia-Rebollar (2015b) Effects of nutrition on digestion efficiency and gaseous emissions from slurry in growing pigs: II. Effect of protein source in practical diets. *Animal Feed Science and Technology*, 209, 137-144.
- Becerril, H. & I. de los Rios (2016) Energy Efficiency Strategies for Ecological Greenhouses: Experiences from Murcia (Spain). *Energies*, 9, 23.
- Beltran, E. M., R. M. de Imperial, M. A. Porcel, M. L. Beringola, J. V. Martin, R. Calvo & M. M. Delgado (2006) Impact of sewage sludge compost utilization on chemical properties of olive grove soils. *Compost Science & Utilization*, 14, 260-266.
- Ben Mahmoud, I., M. Medhioub, H. Rigane & K. Medhioub (2007) Evolution of humic fractions in calcimagnesian soils and brown isohumic soils amended with compost and manure. *Compost Science & Utilization*, 15, 253-256.
- Benitez, E., R. Nogales, M. Campos & F. Ruano (2006) Biochemical variability of olive-orchard soils under different management systems. *Applied Soil Ecology*, 32, 221-231.
- Berberoglu, S., C. Donmez & F. Evrendilek (2015) Coupling of remote sensing, field campaign, and mechanistic and empirical modeling to monitor spatiotemporal carbon dynamics of a Mediterranean watershed in a changing regional climate. *Environmental monitoring and assessment*, 187, 179.
- Bertolla, C. & R. Gucci (2007) Seasonal courses of soil respiration in an olive orchard under different conditions of soil humidity. *Hortscience*, 42, 1000-1000.
- Berton, M., J. Agabriel, L. Gallo, M. Lherm, M. Ramanzin & E. Sturaro (2017) Environmental footprint of the integrated France-Italy beef production system assessed through a multi-indicator approach. *Agricultural Systems*, 155, 33-42.
- Berton, M., G. Cesaro, L. Gallo, G. Pirlo, M. Ramanzin, F. Tagliapietra & E. Sturaro (2016) Environmental impact of a cereal-based intensive beef fattening system according to a partial Life Cycle Assessment approach. *Livestock Science*, 190, 81-88.
- Bessou, C., C. Basset-Mens, C. Latunussa, A. Velu, H. Heitz, H. Vanniere & J. P. Caliman (2016) Partial modelling of

- the perennial crop cycle misleads LCA results in two contrasted case studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 297-310.
- Bessou, C., C. Basset-Mens, T. Tran & A. Benoist (2013) LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 340-361.
- Bienes, R., M. J. Marques, B. Sastre, A. Garcia-Diaz & M. Ruiz-Colmenero (2016) Eleven years after shrub revegetation in semiarid eroded soils. Influence in soil properties. *Geoderma*, 273, 106-114.
- Bilalis, D., P. E. Kamariari, A. Karkanis, A. Efthimiadou, A. Zorpas & I. Kakabouki (2013) Energy Inputs, Output and Productivity in Organic and Conventional Maize and Tomato Production, under Mediterranean Conditions. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 41, 190-194.
- Bilalis, D., A. Karkanis, S. Patsiali, M. Agriogianni, A. Konstantas & V. Triantafyllidis (2011) Performance of Wheat Varieties (*Triticum aestivum* L.) under Conservation Tillage Practices in Organic Agriculture. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 39, 28-33.
- Bilalis, D., N. Sidiras, E. Vavoulidou & A. Konstantas (2009) Earthworm populations as affected by crop practices on clay loam soil in a Mediterranean climate. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B- Soil and Plant Science*, 59, 440-446.
- Bilandzija, D., Z. Zgorelec & I. Kusic (2016) Influence of Tillage Practices and Crop Type on Soil CO₂ Emissions. *Sustainability*, 8, 10.
- Biswas, W. K., L. Barton & D. Carter (2008) Global warming potential of wheat production in Western Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal*, 22, 206-216.
- Biswas, W. K., L. Barton & D. Carter (2011) Biodiesel Production in a Semiarid Environment: A Life Cycle Assessment Approach. *Environmental Science & Technology*, 45, 3069-3074.
- Blengini, G. A. & M. Busto (2009) The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management*, 90, 1512-1522.
- Bleuler, M., R. Farina, R. Francaviglia, C. di Bene, R. Napoli & A. Marchetti (2017) Modelling the impacts of different carbon sources on the soil organic carbon stock and CO₂ emissions in the Foggia province (Southern Italy). *Agricultural Systems*, 157, 258-268.
- Boellstorff, D. L. (2009) Estimated soil organic carbon change due to agricultural land management modifications in a semiarid cereal-growing region in Central Spain. *Journal of Arid Environments*, 73, 389-392.
- Bogunovic, I., D. Bilandzija, Z. Andabaka, D. Stupic, J. R. Comino, M. Cacic, L. Brezinscak, E. Maletic & P. Pereira (2017) Soil compaction under different management practices in a Croatian vineyard. *Arabian Journal of Geosciences*, 10.
- Bonamente, E., F. Scrucca, S. Rinaldi, M. C. Merico, F. Asdrubali & L. Lamastra (2016) Environmental impact of an Italian wine bottle: Carbon and water footprint assessment. *Science of the Total Environment*, 560, 274-283.
- Borrelli, L., S. Colecchia, A. Troccoli, S. Caradonna, R. Papini, D. Ventrella, M. T. Dell'Abate, C. Galeffi, C. Tomasoni & R. Farina (2011) Effectiveness of

- the GAEC standard of cross compliance Management of set aside on soil erosion control. *Italian Journal of Agronomy*.
- Bosch-Serra, A. D., R. Padro, R. R. Boixadera-Bosch, J. Orobitg & M. R. Yaguee (2014a) Tillage and slurry over-fertilization affect oribatid mite communities in a semiarid Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology*, 84, 124-139.
- Bosch-Serra, A. D., M. R. Yaguee & M. R. Teira-Esmatges (2014b) Ammonia emissions from different fertilizing strategies in Mediterranean rainfed winter cereals. *Atmospheric Environment*, 84, 204-212.
- Bosco, S., C. di Bene, M. Galli, D. Remorini, R. Massai & E. Bonari (2011) Greenhouse gas emissions in the agricultural phase of wine production in the Maremma rural district in Tuscany, Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 6, 93-100.
- Bosco, S., C. Di Bene, M. Galli, D. Remorini, R. Massai & E. Bonari (2013) Soil organic matter accounting in the carbon footprint analysis of the wine chain. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18, 973-989.
- Bosco, S., N. N. O. Di Nasso, N. Roncucci, M. Mazzoncini & E. Bonari (2016) Environmental performances of giant reed (*Arundo donax* L.) cultivated in fertile and marginal lands: A case study in the Mediterranean. *European Journal of Agronomy*, 78, 20-31.
- Bosco, S., R. Volpi, N. N. O. Di Nasso, F. Triana, N. Roncucci, C. Tozzini, R. Villani, P. Laville, S. Neri, F. Mattei, G. Virgili, S. Nuvoli, L. Fabbrini & E. Bonari (2015) LIFE plus IPNOA mobile prototype for the monitoring of soil N₂O emissions from arable crops: first-year results on durum wheat. *Italian Journal of Agronomy*, 10, 124-131.
- Bravo, G., D. Lopez, M. Vasquez & A. Iriarte (2017) Carbon Footprint Assessment of Sweet Cherry Production: Hotspots and Improvement Options. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26, 559-566.
- Browne, N. A., R. J. Eckard, R. Behrendt & R. S. Kingwell (2011) A comparative analysis of on-farm greenhouse gas emissions from agricultural enterprises in south eastern Australia. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 641-652.
- Brunetti, G., C. Plaza & N. Senesi (2005) Olive pomace amendment in Mediterranean conditions: Effect on soil and humic acid properties and wheat (*Triticum turgidum* L.) yield. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53, 6730-6737.
- Brunetti, G., N. Senesi & C. Plaza (2007) Effects of amendment with treated and untreated olive oil mill wastewaters on soil properties, soil humic substances and wheat yield. *Geoderma*, 138, 144-152.
- Brunori, E., R. Farina & R. Biasi (2016) Sustainable viticulture: The carbon-sink function of the vineyard agro-ecosystem. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223, 10-21.
- Buratti, C., M. Barbanera & F. Fantozzi (2013) Assessment of GHG emissions of biomethane from energy cereal crops in Umbria, Italy. *Applied Energy*, 108, 128-136.
- Buratti, C. & F. Fantozzi (2010) Life cycle assessment of biomass production: Development of a methodology to improve the environmental indicators and testing with fiber sorghum energy crop. *Biomass & Bioenergy*, 34, 1513-1522.

- Buratti, C., F. Fantozzi, M. Barbanera, E. Lascaro, M. Chiorri & L. Cecchini (2017) Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of the Total Environment*, 576, 129-137.
- Cabrera, A., L. Cox, A. Fernández-Hernández, C. G.-O. Civantos & J. Cornejo (2009) Field appraisalment of olive mills solid waste application in olive crops: Effect on herbicide retention. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132, 260-266.
- Cabrera, A., L. Cox, P. Velarde & J. Cornejo (2008) Terbutylazine persistence in an organic amended soil. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 43, 713-716.
- Cabrera, D., A. Lopez-Pineiro, A. Albarran & D. Pena (2010) Direct and residual effects on diuron behaviour and persistence following two-phase olive mill waste addition to soil: Field and laboratory experiments. *Geoderma*, 157, 133-141.
- Cabrera, F., R. López, A. Martínez-Bordiú, E. Dupuy de Lome & J. M. Murillo (1996) Land treatment of olive oil mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 38, 215-225.
- Calderon, F. J. & L. E. Jackson (2002) Rototillage, disking, and subsequent irrigation: Effects on soil nitrogen dynamics, microbial biomass, and carbon dioxide efflux. *Journal of Environmental Quality*, 31, 752-758.
- Calderón, F. J., L. E. Jackson, K. M. Scow & D. E. Rolston (2000) Microbial responses to simulated tillage in cultivated and uncultivated soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 1547-1559.
- Calleja-Cervantes, M. E., P. M. Aparicio-Tejo, P. J. Villadas, I. Irigoyen, J. Iraneta, A. J. Fernandez-Gonzalez, M. Fernandez-Lopez & S. Menendez (2017) Rational application of treated sewage sludge with urea increases GHG mitigation opportunities in Mediterranean soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 114-127.
- Calleja-Cervantes, M. E., A. Jose Fernandez-Gonzalez, I. Irigoyen, M. Fernandez-Lopez, P. M. Aparicio-Tejo & S. Menendez (2015a) Thirteen years of continued application of composted organic wastes in a vineyard modify soil quality characteristics. *Soil Biology & Biochemistry*, 90, 241-254.
- Calleja-Cervantes, M. E., S. Menendez, A. J. Fernandez-Gonzalez, I. Irigoyen, J. F. Cibriain-Sabalza, N. Toro, P. M. Aparicio-Tejo & M. Fernandez-Lopez (2015b) Changes in soil nutrient content and bacterial community after 12years of organic amendment application to a vineyard. *European Journal of Soil Science*, 66, 802-812.
- Calvet, S., M. Cambra-Lopez, F. Estelles & A. Torres (2011a) Characterization of gas emissions from a Mediterranean broiler farm. *Poultry science*, 90, 534-542.
- Calvet, S., M. Cambra-López, F. E. Barber & A. G. Torres (2011b) Characterization of the indoor environment and gas emissions in rabbit farms. *World Rabbit Science*, 19, 49-61.
- Calvet, S., J. C. Campelo, F. Estellés, A. Perles, R. Mercado & J. J. Serrano (2014) Suitability evaluation of multipoint simultaneous CO2 sampling wireless sensors for livestock buildings. *Sensors*, 14, 10479-10496.
- Calvet, S., F. Estellés, M. Cambra-López, A. Torres & H. Van den Weghe (2011c) The influence of broiler activity, growth rate, and litter on carbon

- dioxide balances for the determination of ventilation flow rates in broiler production. *Poultry science*, 90, 2449-2458.
- Cameira, M. R., R. M. Fernando, L. R. Ahuja & L. Ma (2007) Using RZWQM to simulate the fate of nitrogen in field soil-crop environment in the Mediterranean region. *Agricultural Water Management*, 90, 121-136.
- Cameira, M. R., R. M. Fernando & L. S. Pereira (2003) Monitoring water and NO₃-N in irrigated maize fields in the Sorraia Watershed, Portugal. *Agricultural Water Management*, 60, 199-216.
- Cameira, M. R., S. Tedesco & T. E. Leitao (2014) Water and nitrogen budgets under different production systems in Lisbon urban farming. *Biosystems Engineering*, 125, 65-79.
- Campanelli, G. & S. Canali (2012) Crop Production and Environmental Effects in Conventional and Organic Vegetable Farming Systems: The Case of a Long-Term Experiment in Mediterranean Conditions (Central Italy). *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 599-619.
- Campiglia, E., R. Mancinelli, E. Radicetti & S. Marinari (2011) Legume cover crops and mulches: effects on nitrate leaching and nitrogen input in a pepper crop (*Capsicum annuum* L.). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 89, 399-412.
- Campos-Herrera, R., J. M. Gomez-Ros, M. Escuer, L. Cuadra, L. Barrios & C. Gutierrez (2008) Diversity, occurrence, and life characteristics of natural entomopathogenic nematode populations from La Rioja (Northern Spain) under different agricultural management and their relationships with soil factors. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1474-1484.
- Campos-Herrera, R., A. Piedra-Buena, M. Escuer, B. Montalban & C. Gutierrez (2010) Effect of seasonality and agricultural practices on occurrence of entomopathogenic nematodes and soil characteristics in La Rioja (Northern Spain). *Pedobiologia*, 53, 253-258.
- Canali, S. (2003) Soil quality of organically managed citrus orchards in the Mediterranean area. *Organic Agriculture: Sustainability, Markets and Policies*, 115-125.
- Canali, S., G. Campanelli, C. Ciaccia, F. Leteo, E. Testani & F. Montemurro (2013) Conservation tillage strategy based on the roller crimper technology for weed control in Mediterranean vegetable organic cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 50, 11-18.
- Canali, S., C. Ciaccia, D. Antichi, P. Barberi, F. Montemurro & F. Tittarelli (2010) Interactions between green manure and amendment type and rate: Effects on organic potato and soil mineral N dynamic. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 8, 537-543.
- Canali, S., E. Di Bartolomeo, A. Trinchera, L. Nisini, F. Tittarelli, F. Intrigliolo, G. Rocuzzo & M. L. Calabretta (2009) Effect of different management strategies on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. *Soil Use and Management*, 25, 34-42.
- Canali, S., L. Ortolani, G. Campanelli, M. Robacer, P. von Fragstein, D. D'Oppido & H. L. Kristensen (2017) Yield, product quality and energy use in organic vegetable living mulch cropping systems: research evidence and farmers' perception. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 32, 200-213.

- Canali, S., A. Trinchera, F. Intrigliolo, L. Pompili, L. Nisini, S. Mocali & B. Torrisi (2004) Effect of long term addition of composts and poultry manure on soil quality of citrus orchards in Southern Italy. *Biology and Fertility of Soils*, 40, 206-210.
- Canizares, R., B. Moreno & E. Benitez (2012a) Bacterial beta-glucosidase function and metabolic activity depend on soil management in semiarid rainfed agriculture. *Ecology and Evolution*, 2, 727-731.
- Canizares, R., B. Moreno & E. Benitez (2012b) Biochemical characterization with detection and expression of bacterial beta-glucosidase encoding genes of a Mediterranean soil under different long-term management practices. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 651-663.
- Cappai, C., A. R. Kemanian, A. Lagomarsino, P. P. Roggero, R. Lai, A. E. Agnelli & G. Seddaiu (2017) Small-scale spatial variation of soil organic matter pools generated by cork oak trees in Mediterranean agro-silvo-pastoral systems. *Geoderma*, 304, 59-67.
- Cappelletti, G. M., G. M. Nicoletti & C. Russo (2010) LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) OF SPANISH-STYLE GREEN TABLE OLIVES. *Italian Journal of Food Science*, 22, 3-14.
- Carbonell-Bojollo, R., E. J. Gonzalez-Sanchez, M. R. R. de Torres, R. Ordonez-Fernandez, J. Dominguez-Gimenez & G. Basch (2015) Soil organic carbon fractions under conventional and no-till management in a long-term study in southern Spain. *Soil Research*, 53, 113-124.
- Carbonell-Bojollo, R., E. J. Gonzalez-Sanchez, O. Veroz-Gonzalez & R. Ordonez-Fernandez (2011) Soil management systems and short term CO₂ emissions in a clayey soil in southern Spain. *Science of the Total Environment*, 409, 2929-2935.
- Carbonell-Bojollo, R., R. Ordóñez-Fernández & A. Rodríguez-Lizana (2010) Influence of olive mill waste application on the role of soil as a carbon source or sink. *Climatic Change*.
- Carbonell-Bojollo, R. M., M. de Torres, A. Rodríguez-Lizana & R. Ordonez-Fernandez (2012) Influence of Soil and Climate Conditions on CO₂ Emissions from Agricultural Soils. *Water Air and Soil Pollution*, 223, 3425-3435.
- Cardelli, R., R. Levi-Minzi, A. Saviozzi & R. Riffaldi (2004) Organically and conventionally managed soils: Biochemical characteristics. *Journal of Sustainable Agriculture*, 25, 63-74.
- Carranca, C., A. Oliveira, E. Pampulha & M. O. Torres (2009) Temporal dynamics of soil nitrogen, carbon and microbial activity in conservative and disturbed fields amended with mature white lupine and oat residues. *Geoderma*, 151, 50-59.
- Carranza, G., G. Guzmán, E. Aguilera, M. González de Molina & R. García-Ruiz (2016) Contribución de las variedades tradicionales de trigo a la mitigación del cambio climático en agroecosistemas mediterráneos de secano. *Agroecología*, 11, 7-22.
- Casals, P., J. Garcia-Pausas, F. Montané, J. Romanyà & P. Rovira (2010) Root decomposition in grazed and abandoned dry Mediterranean dehesa and mesic mountain grasslands estimated by standard labelled roots. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, In Press, Corrected Proof.
- Casals, P., C. Gimeno, A. Carrara, L. Lopez-Sangil & M. Sanz (2009) Soil CO₂

- efflux and extractable organic carbon fractions under simulated precipitation events in a Mediterranean Dehesa. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1915-1922.
- Casals, P., L. Lopez-Sangil, A. Carrara, C. Gimeno & S. Nogues (2011) Autotrophic and heterotrophic contributions to short-term soil CO₂ efflux following simulated summer precipitation pulses in a Mediterranean dehesa. *Global Biogeochemical Cycles*, 25.
- Casas, C. & J. M. Ninot (2007) Soil water regime through contrasting pasture communities in a Submediterranean landscape. *Journal of Hydrology*, 335, 98-108.
- Casolani, N., C. Pattara & L. Liberatore (2016) Water and Carbon footprint perspective in Italian durum wheat production. *Land Use Policy*, 58, 394-402.
- Castaldi, S., A. Ermice & S. Strumia (2006) Fluxes of N₂O and CH₄ from soils of savannas and seasonally-dry ecosystems. *Journal of Biogeography*, 33, 401-415.
- Castaldi, S. & A. Fierro (2005) Soil-atmosphere methane exchange in undisturbed and burned Mediterranean shrubland of southern Italy. *Ecosystems*, 8, 182-190.
- Castaldi, S., M. Riondino, S. Baronti, F. R. Esposito, R. Marzaioli, F. A. Rutigliano, F. P. Vaccari & F. Miglietta (2011) Impact of biochar application to a Mediterranean wheat crop on soil microbial activity and greenhouse gas fluxes. *Chemosphere*, 85, 1464-1471.
- Castanheira, É., A. Dias, L. Arroja & R. Amaro (2010) The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems*, 103, 498-507.
- Castro, J., E. Fernandez-Ondono, C. Rodriguez, A. M. Lallena, M. Sierra & J. Aguilar (2008) Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaen (Spain). *Soil & Tillage Research*, 98, 56-67.
- Cayueta, M. L., E. Aguilera, A. Sanz-Cobena, D. C. Adams, D. Abalos, L. Barton, R. Ryals, W. L. Silver, M. A. Alfaro & V. A. Pappa (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.
- Celette, F., A. Findeling & C. Gary (2009) Competition for nitrogen in an unfertilized intercropping system: The case of an association of grapevine and grass cover in a Mediterranean climate. *European Journal of Agronomy*, 30, 41-51.
- Celik, I. (2005) Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research*, 83, 270-277.
- Celik, I. (2009) Effects of long-term organic amendments and mycorrhiza application on saturated hydraulic conductivity and nitrate leaching in a Typic Xerofluvent soil. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18, 2312-2322.
- Celik, I., Z. Barut, I. Ortas, M. Gok, A. Demirbas, Y. Tulun & C. Akpınar (2011) Impacts of different tillage practices on some soil microbiological properties and crop yield under semi-arid Mediterranean conditions. *International Journal of Plant Production*, 5, 237-254.

- Celik, I., H. Gunal, M. Acar, M. Gok, Z. B. Barut & H. Pamiralan (2017) Long-term tillage and residue management effect on soil compaction and nitrate leaching in a Typic Haploxerert soil. *International Journal of Plant Production*, 11, 131-149.
- Celik, I., I. Ortas & S. Kilic (2004) Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research*, 78, 59-67.
- Celik, Y., K. Peker & C. Oguz (2010) Comparative Analysis of Energy Efficiency in Organic and Conventional Farming Systems: A Case Study of Black Carrot (*Daucus carota* L.) Production in Turkey. *Philippine Agricultural Scientist*, 93, 224-231.
- Cellura, M., F. Ardente & S. Longo (2012) From the LCA of food products to the environmental assessment of protected crops districts: A case-study in the south of Italy. *Journal of Environmental Management*, 93, 194-208.
- Cellura, M., S. Longo & M. Mistretta (2012) Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: an Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, 28, 56-62.
- Cerutti, A. K., G. L. Beccaro, M. Bagliani, D. Donno & G. Bounous (2013a) Multifunctional Ecological Footprint Analysis for assessing eco-efficiency: a case study of fruit production systems in Northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 40, 108-117.
- Cerutti, A. K., G. L. Beccaro, S. Bruun, S. Bosco, D. Donno, B. Notarnicola & G. Bounous (2014) Life cycle assessment application in the fruit sector: State of the art and recommendations for environmental declarations of fruit products. *Journal of Cleaner Production*, 73, 125-135.
- Cerutti, A. K., S. Bruun, G. L. Beccaro & G. Bounous (2011) A review of studies applying environmental impact assessment methods on fruit production systems. *Journal of Environmental Management*, 92, 2277-2286.
- Cerutti, A. K., S. Bruun, D. Donno, G. L. Beccaro & G. Bounous (2013b) Environmental sustainability of traditional foods: the case of ancient apple cultivars in Northern Italy assessed by multifunctional LCA. *Journal of Cleaner Production*, 52, 245-252.
- Chadwick, D., S. Sommer, R. Thorman, D. Fanguero, L. Cardenas, B. Amon & T. Misselbrook (2011) Manure management: implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, 166, 514-531.
- Chamizo, S., P. Serrano-Ortiz, A. López-Ballesteros, E. P. Sánchez-Cañete, J. L. Vicente-Vicente & A. S. Kowalski (2017) Net ecosystem CO₂ exchange in an irrigated olive orchard of SE Spain: Influence of weed cover. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 51-64.
- Chappell, A. & J. A. Baldock (2016) Wind erosion reduces soil organic carbon sequestration falsely indicating ineffective management practices. *Aeolian Research*, 22, 107-116.
- Chatzisymeon, E., S. Foteinis & A. G. L. Borthwick (2017) Life cycle assessment of the environmental performance of conventional and organic methods of open field pepper cultivation system. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 896-908.

- Chiriaco, M. V., G. Grossi, S. Castaldi & R. Valentini (2017) The contribution to climate change of the organic versus conventional wheat farming: A case study on the carbon footprint of wholemeal bread production in Italy. *Journal of Cleaner Production*, 153, 309-319.
- Chocano, C., C. García, D. González, J. Melgares de Aguilar & T. Hernández (2016) Organic plum cultivation in the Mediterranean region: The medium-term effect of five different organic soil management practices on crop production and microbiological soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 60-70.
- Chou, W. W., W. L. Silver, R. D. Jackson, A. W. Thompson & B. Allen-Diaz (2008) The sensitivity of annual grassland carbon cycling to the quantity and timing of rainfall. *Global Change Biology*, 14, 1382-1394.
- Christie, K. M., C. J. P. Gourley, R. P. Rawnsley, R. J. Eckard & I. M. Awty (2012) Whole-farm systems analysis of Australian dairy farm greenhouse gas emissions. *Animal Production Science*, 52, 998-1011.
- Cid, P., I. Carmona, J. M. Murillo & H. Gomez-Macpherson (2014) No-tillage permanent bed planting and controlled traffic in a maize-cotton irrigated system under Mediterranean conditions: Effects on soil compaction, crop performance and carbon sequestration. *European Journal of Agronomy*, 61, 24-34.
- Clark, M. & D. Tilman (2017) Comparative analysis of environmental impacts of agricultural production systems, agricultural input efficiency, and food choice. *Environmental Research Letters*, 12, 11.
- Clark, M. S., W. R. Horwath, C. Shennan & K. M. Scow (1998) Changes in soil chemical properties resulting from organic and low-input farming practices. *Agronomy Journal*, 90, 662-671.
- Clavreul, J., I. Butnar, V. Rubio & H. King (2017) Intra-and inter-year variability of agricultural carbon footprints - A case study on field-grown tomatoes. *Journal of Cleaner Production*, 158, 156-164.
- Coderoni, S., L. Valli & M. Canavari (2015) Climate change mitigation options in the Italian livestock sector. *EuroChoices*, 14, 17-24.
- Coleman, K., D. S. Jenkinson, G. J. Crocker, P. R. Grace, J. Klír, M. Körschens, P. R. Poulton & D. D. Richter (1997) Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using RothC-26.3. *Geoderma*, 81, 29-44.
- Coll, P., E. Le Cadre, E. Blanchart, P. Hinsinger & C. Villenave (2011) Organic viticulture and soil quality: A long-term study in Southern France. *Applied Soil Ecology*, 50, 37-44.
- Colla, G., J. P. Mitchell, D. D. Poudel & S. R. Temple (2002) Changes of tomato yield and fruit elemental composition in conventional, low input, and organic systems. *Journal of Sustainable Agriculture*, 20, 53-67.
- Cookson, W. R., P. Marschner, I. M. Clark, N. Milton, M. N. Smirk, D. V. Murphy, M. Osman, E. A. Stockdale & P. R. Hirsch (2006) The influence of season, agricultural management, and soil properties on gross nitrogen transformations and bacterial community structure. *Australian Journal of Soil Research*, 44, 453-465.
- Cooper, J., M. Baranski, G. Stewart, M. Nobel-de Lange, P. Barberi, A. Fliessbach, J. Peigne, A. Berner, C. Brock, M.

- Casagrande, O. Crowley, C. David, A. De Vlieghe, T. F. Doring, A. Dupont, M. Entz, M. Grosse, T. Haase, C. Halde, V. Hammerl, H. Huiting, G. Leithold, M. Messmer, M. Schloter, W. Sukkel, M. G. A. van der Heijden, K. Willekens, R. Wittwer & P. Mader (2016) Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 36, 20.
- Cordes, H., A. Iriarte & P. Villalobos (2016) Evaluating the carbon footprint of Chilean organic blueberry production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 281-292.
- Cordovil, C. M.-d.-S., A. de Varennes, R. M. dos Santos Pinto, T. F. Alves, P. Mendes & S. C. Sampaio (2017) Decomposition rate and enzymatic activity of composted municipal waste and poultry manure in the soil in a biofuel crops field. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 97, 2245-2255.
- Corral-Fernandez, R., L. Parras-Alcantara & B. Lozano-Garcia (2013) Stratification ratio of soil organic C, N and C:N in Mediterranean evergreen oak woodland with conventional and organic tillage. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164, 252-259.
- Correia, A. C., F. Minunno, M. C. Caldeira, J. Banza, J. Mateus, M. Carneiro, L. Wingate, A. Shvaleva, A. Ramos, M. Jongen, M. N. Bugalho, C. Nogueira, X. Lecomte & J. S. Pereira (2012) Soil water availability strongly modulates soil CO₂ efflux in different Mediterranean ecosystems: Model calibration using the Bayesian approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 88-100.
- Correia Guerrero, C., J. Carrasco De Brito, N. Lapa & J. F. Santos Oliveira (1995) Re-use of industrial orange wastes as organic fertilizers. *Bioresource Technology*, 53, 43-51.
- Costa, C., E. Papatheodorou, N. Monokrousos & G. Stamou (2015) Spatial variability of soil organic C, inorganic N and extractable P in a Mediterranean grazed area. *Land degradation & development*, 26, 103-109.
- Cottle, D. J., M. T. Harrison & A. Ghahramani (2016) Sheep greenhouse gas emission intensities under different management practices, climate zones and enterprise types. *Animal Production Science*, 56, 507-518.
- Cucci, G., G. Lacolla & L. Caranfa (2008) Improvement of soil properties by application of olive oil waste. *Agronomy for Sustainable Development*, 28, 521-526.
- Curaqueo, G., E. Acevedo, P. Cornejo, A. Seguel, R. Rubio & F. Borie (2010) Tillage Effect on Soil Organic Matter, Mycorrhizal Hyphae and Aggregates in a Mediterranean Agroecosystem. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10, 12-21.
- Curaqueo, G., J. M. Barea, E. Acevedo, R. Rubio, P. Cornejo & F. Borie (2011) Effects of different tillage system on arbuscular mycorrhizal fungal propagules and physical properties in a Mediterranean agroecosystem in central Chile. *Soil & Tillage Research*, 113, 11-18.
- Cusso, X., R. Garrabou & E. Tello (2006) Social metabolism in an agrarian region of Catalonia (Spain) in 1860-1870: Flows, energy balance and land use. *Ecological Economics*, 58, 49-65.
- da Borso, F., A. Chiumenti, M. Mezzadri & F. Teri (2016) Noxious gases in rabbit housing systems: effects of cross and

- longitudinal ventilation. *Journal of Agricultural Engineering*, 47, 222-229.
- Daccache, A., J. S. Ciurana, J. A. R. Diaz & J. W. Knox (2014) Water and energy footprint of irrigated agriculture in the Mediterranean region. *Environmental Research Letters*, 9, 124014.
- Dal Ferro, N., G. Zanin & M. Bonin (2017) Crop yield and energy use in organic and conventional farming: A case study in north-east Italy. *European Journal of Agronomy*, 86, 37-47.
- Danalatos, N. G. (2008) Changing Roles: Cultivating Perennial Weeds vs. Conventional Crops for Bio-energy Production. The Case of *Cynara cardunculus*. *Clean Technology 2008: Bio Energy, Renewables, Green Building, Smart Grid, Storage, and Water*, 1-4.
- de Boer, I. J. M., C. Cederberg, S. Eady, S. Gollnow, T. Kristensen, M. Macleod, M. Meul, T. Nemecek, L. T. Phong, G. Thoma, H. M. G. van der Werf, A. G. Williams & M. A. Zonderland-Thomassen (2011) Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3, 423-431.
- De Gennaro, B., B. Notarnicola, L. Roselli & G. Tassielli (2012) Innovative olive-growing models: an environmental and economic assessment. *Journal of Cleaner Production*, 28, 70-80.
- De Gryze, S., J. Lee, S. Ogle, K. Paustian & J. Six (2011) Assessing the potential for greenhouse gas mitigation in intensively managed annual cropping systems at the regional scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 144, 150-158.
- De Gryze, S., Wolf, A., Kaffka, S. R., Mitchell, J., Rolston, D. E., Temple, S. R., Lee, J., Six, J. (2010) Simulating greenhouse gas budgets of four California cropping systems under conventional and alternative management. *Ecological Applications*, 20, 1805-19.
- De Menna, F., M. Vittuari & G. Molari (2015) Impact evaluation of integrated food-bioenergy systems: A comparative LCA of peach nectar. *Biomass & Bioenergy*, 73, 48-61.
- De Sanctis, G., P. P. Roggero, G. Seddaiu, R. Orsini, C. H. Porter & J. W. Jones (2012) Long-term no tillage increased soil organic carbon content of rain-fed cereal systems in a Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*, 40, 18-27.
- de Soto, I. S., I. Virto, P. Barre, O. Fernandez-Ugalde, R. Anton, I. Martinez, C. Chaduteau, A. Enrique & P. Bescansa (2017) A model for field-based evidences of the impact of irrigation on carbonates in the tilled layer of semi-arid Mediterranean soils. *Geoderma*, 297, 48-60.
- De Torres, J., E. Garzon, J. Ryan & F. Gonzalez-Andres (2013) Organic Cereal/Forage Legume Rotation in a Mediterranean Calcareous Soil: Implications for Soil Parameters. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37, 215-230.
- de Varennes, A. & M. O. Torres (2011) Post-fallow tillage and crop effects on soil enzymes and other indicators. *Soil Use and Management*, 27, 18-27.
- de Varennes, A., M. O. Torres, C. Cunha-Queda, M. J. Goss & C. Carranca (2007) Nitrogen conservation in soil and crop residues as affected by crop rotation and soil disturbance under Mediterranean conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 44, 49-58.
- de Vries, M. & I. J. M. de Boer (2010)

- Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 128, 1-11.
- De Vries, M. d., C. Van Middelaar & I. De Boer (2015) Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. *Livestock Science*, 178, 279-288.
- Decock, C., G. Garland, E. C. Suddick & J. Six (2017) Season and location-specific nitrous oxide emissions in an almond orchard in California. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107, 139-155.
- del Prado, A., W. Corré, P. Gallejones, G. Pardo, M. Pinto, O. del Hierro & O. Oenema (2016) NUTGRANJA 2.0: a simple mass balance model to explore the effects of different management strategies on nitrogen and greenhouse gases losses and soil phosphorus changes in dairy farms. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 21, 1145-1164.
- Del Prado, A., K. Mas, G. Pardo & P. Gallejones (2013) Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Science of the Total Environment*, 465, 156-165.
- DeLonge, M. S., R. Ryals & W. L. Silver (2013) A Lifecycle Model to Evaluate Carbon Sequestration Potential and Greenhouse Gas Dynamics of Managed Grasslands. *Ecosystems*, 16, 962-979.
- Demurtas, C. E., G. Seddaiu, L. Ledda, C. Cappai, L. Doro, A. Carletti & P. P. Roggero (2016) Replacing organic with mineral N fertilization does not reduce nitrate leaching in double crop forage systems under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 219, 83-92.
- Deria, A. M., R. W. Bell & G. W. O'Hara (2003) Organic wheat production and soil nutrient status in a Mediterranean climatic zone. *Journal of Sustainable Agriculture*, 21, 21-47.
- Di Bene, C., A. Marchetti, R. Francaviglia & R. Farina (2016) Soil organic carbon dynamics in typical durum wheat-based crop rotations of Southern Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 11, 209-216.
- Di Bene, C., S. Tavarini, M. Mazzoncini & L. G. Angelini (2011) Changes in soil chemical parameters and organic matter balance after 13 years of ramie [*Boehmeria nivea* (L.) Gaud.] cultivation in the Mediterranean region. *European Journal of Agronomy*, In Press, Corrected Proof.
- Di Nasso, N. N. O., S. Bosco, C. Di Bene, A. Coli, M. Mazzoncini & E. Bonari (2011) Energy efficiency in long-term Mediterranean cropping systems with different management intensities. *Energy*, 36, 1924-1930.
- Diacono, M. & F. Montemurro (2010) Long-term effects of organic amendments on soil fertility. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 401-422.
- Diacono, M., A. Persiani, A. Fiore, F. Montemurro & S. Canali (2017) Agro-Ecology for Potential Adaptation of Horticultural Systems to Climate Change: Agronomic and Energetic Performance Evaluation. *Agronomy-Basel*, 7.
- Doane, T. A., O. C. Devèvre & W. R. Horwath (2003) Short-term soil carbon dynamics of humic fractions in low-input and organic cropping systems. *Geoderma*, 114, 319-331.
- Doane, T. A. & W. R. Horwath (2004) Annual dynamics of soil organic matter in the

- context of long-term trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 18.
- Doltra, J., J. E. Olesen, D. Baez, A. Louro & N. Chirinda (2015) Modeling nitrous oxide emissions from organic and conventional cereal-based cropping systems under different management, soil and climate factors. *European Journal of Agronomy*, 66, 8-20.
- Doni, S., C. Macci, H. Chen, G. Masciandaro & B. Ceccanti (2012) Isoelectric focusing of beta-glucosidase humic-bound activity in semi-arid Mediterranean soils under management practices. *Biology and Fertility of Soils*, 48, 183-190.
- Doni, S., C. Macci, E. Peruzzi, B. Ceccanti & G. Masciandaro (2014) Factors controlling carbon metabolism and humification in different soil agroecosystems. *TheScientificWorldJournal*, 2014, 416074-416074.
- Dourmad, J.-Y., J. Ryschawy, T. Trousson, M. Bonneau, J. González, H. Houwers, M. Hviid, C. Zimmer, T. Nguyen & L. Morgensen (2014) Evaluating environmental impacts of contrasting pig farming systems with life cycle assessment. *animal*, 8, 2027-2037.
- Drinkwater, L. E., D. K. Letourneau, F. Workneh, A. H. C. Vanbruggen & C. Shennan (1995) Fundamental Differences between Conventional and Organic Tomato Agroecosystems in California. *Ecological Applications*, 5, 1098-1112.
- Efthimiadou, A., D. Bilalis, A. Karkanis & B. Froud-Williams (2010a) Combined organic/inorganic fertilization enhance soil quality and increased yield, photosynthesis and sustainability of sweet maize crop. *Australian Journal of Crop Science*, 4, 722-729.
- Efthimiadou, A., D. Bilalis, A. Karkanis, B. Froud-Williams & I. Eleftherochorinos (2010b) Effects of Cultural System (Organic and Conventional) on Growth, Photosynthesis and Yield Components of Sweet Corn (*Zea mays* L.) under Semi-Arid Environment. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, 37, 104-111.
- Efthimiadou, A. P., A. C. Karkanis, D. J. Bilalis & P. Efthimiadis (2009) Review: The phenomenon of crop-weed competition; a problem or a key for sustainable weed management? *Journal of Food Agriculture & Environment*, 7, 861-868.
- Efthimiadou, E., E. M. Papatheodorou, N. Monokrousos & G. P. Stamou (2010c) Changes of soil chemical, microbiological, and enzymatic variables in relation to management regime and the duration of organic farming in *Phaseolus vulgaris*. *Journal of Biological Research-Thessaloniki*, 14, 151-159.
- Ehaliotis, C., G. I. Zervakis & P. Karavitis (2005) Residues and by-products of olive-oil mills for root-zone heating and plant nutrition in organic vegetable production. *Scientia Horticulturae*, 106, 293-308.
- Eldon, J. & A. Gershenson (2015) Effects of Cultivation and Alternative Vineyard Management Practices on Soil Carbon Storage in Diverse Mediterranean Landscapes: A Review of the Literature. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39, 516-550.
- Erol, A., K. Ekinci, D. Akbolat & F. Evrendilek (2016) Modeling Impacts of Land Uses on Carbon and Nitrogen Contents, Carbon Dioxide and Water Effluxes of Mediterranean Soils.

- Polish Journal of Environmental Studies, 25, 1479-1487.
- Eshel, G., D. Lifschitz, D. J. Bonfil & M. Sternberg (2014) Carbon exchange in rainfed wheat fields: Effects of long-term tillage and fertilization under arid conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 112-119.
- Espejo, J. A., M. Tejada, C. Benitez & J. L. Gonzalez (1997) Changes in pH and the organic matter and phosphorus contents of asparagus cultivated soils produced by phosphorus fertilization. *Journal of Plant Nutrition*, 20, 1465-1478.
- Estellés, F., S. Calvet, O. Blumetto, A. Rodríguez-Latorre & A. Torres. 2009. A flux chamber for measuring gas emissions from rabbits. In *World Rabbit Science*. World Rabbit Science. ICTA. UPV.
- Estellés, F., N. Fernandez, A. Torres & S. Calvet (2011a) Use of CO₂ balances to determine ventilation rates in a fattening rabbit house. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 9, 713-720.
- Estellés, F., M. C. López, A. I. J. Belenguer & S. C. Sanz (2014) Evaluation of calcium superphosphate as an additive to reduce gas emissions from rabbit manure. *World Rabbit Science*, 22, 279-286.
- Estellés, F., R. Melse, N. Ogink & S. Calvet (2011b) Evaluation of the NH₃ removal efficiency of an acid packed bed scrubber using two methods: A case study in a pig facility. *Transactions of the ASABE*, 54, 1905-1912.
- Estellés, F., A. Rodríguez-Latorre, S. Calvet, A. Villagrà & A. Torres (2010) Daily carbon dioxide emission and activity of rabbits during the fattening period. *Biosystems engineering*, 106, 338-343.
- Evrendilek, F., J. Ben-Asher, M. Aydin & I. Celik (2005) Spatial and temporal variations in diurnal CO₂ fluxes of different Mediterranean ecosystems in Turkey. *Journal of Environmental Monitoring*, 7, 151-157.
- Evrendilek, F., S. Berberoglu, O. Gulbeyaz & C. Ertekin (2007) Modeling potential distribution and carbon dynamics of natural terrestrial ecosystems: A case study of Turkey. *Sensors*, 7, 2273-2296.
- Evrendilek, F., I. Celik & S. Kilic (2004) Changes in soil organic carbon and other physical soil properties along adjacent Mediterranean forest, grassland, and cropland ecosystems. *Journal of Arid Environments*, 59, 743-752.
- Falcone, G., A. I. De Luca, T. Stillitano, A. Strano, G. Romeo & G. Gulisano (2016) Assessment of Environmental and Economic Impacts of Vine-Growing Combining Life Cycle Assessment, Life Cycle Costing and Multicriterial Analysis. *Sustainability*, 8, 34.
- Falcone, G., A. Strano, T. Stillitano, A. I. De Luca, N. Iofrida & G. Gulisano. 2015. Integrated Sustainability Appraisal of Wine-growing Management Systems through LCA and LCC Methodologies. In *Frutic Italy 2015: 9th Nut and Vegetable Production Engineering Symposium*, eds. R. Guidetti, L. Bodria & S. Best, 223-228.
- Fangueiro, D., D. Becerra, A. Albarran, D. Pena, J. Sanchez-Llerena, J. M. Rato-Nunes & A. Lopez-Pineiro (2017a) Effect of tillage and water management on GHG emissions from Mediterranean rice growing ecosystems. *Atmospheric Environment*, 150, 303-312.

- Fangueiro, D., J. L. S. Pereira, S. Macedo, H. Trindade, E. Vasconcelos & J. Coutinho (2017b) Surface application of acidified cattle slurry compared to slurry injection: Impact on NH₃, N₂O, CO₂ and CH₄ emissions and crop uptake. *Geoderma*, 306, 160-166.
- Fangueiro, D., S. Surgy, I. Fraga, F. Cabral & J. Coutinho (2015) Band application of treated cattle slurry as an alternative to slurry injection: Implications for gaseous emissions, soil quality, and plant growth. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 211, 102-111.
- Fantin, V., P. Buttol, R. Pergreffi & P. Masoni (2012) Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *Journal of cleaner production*, 28, 150-159.
- Fantin, V., S. Righi, I. Rondini & P. Masoni (2017) Environmental assessment of wheat and maize production in an Italian farmers' cooperative. *Journal of Cleaner Production*, 140, 631-643.
- Farina, R., K. Coleman & A. P. Whitmore (2013) Modification of the RothC model for simulations of soil organic C dynamics in dryland regions. *Geoderma*, 200–201, 18-30.
- Farina, R., A. Marchetti, R. Francaviglia, R. Napoli & C. D. Bene (2017) Modeling regional soil C stocks and CO₂ emissions under Mediterranean cropping systems and soil types. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 238, 128-141.
- Farina, R., G. Seddaiu, R. Orsini, E. Steglich, P. P. Roggero & R. Francaviglia (2011) Soil carbon dynamics and crop productivity as influenced by climate change in a rainfed cereal system under contrasting tillage using EPIC. *Soil & Tillage Research*, 112, 36-46.
- Favretto, M. R., M. G. Paoletti, F. Caporali, P. Nannipieri, A. Onnis & P. E. Tomei (1992) INVERTEBRATES AND NUTRIENTS IN A MEDITERRANEAN VINEYARD MULCHED WITH SUBTERRANEAN CLOVER (*TRIFOLIUM-SUBTERRANEUM* L). *Biology and Fertility of Soils*, 14, 151-158.
- Fedele, A., A. Mazzi, M. Niero, F. Zuliani & A. Scipioni (2014) Can the Life Cycle Assessment methodology be adopted to support a single farm on its environmental impacts forecast evaluation between conventional and organic production? An Italian case study. *Journal of Cleaner Production*, 69, 49-59.
- Fernandez Garcia, I., J. A. Rodriguez Diaz, E. Camacho Poyato, P. Montesinos & J. Berbel (2014) Effects of modernization and medium term perspectives on water and energy use in irrigation districts. *Agricultural Systems*, 131, 56-63.
- Fernandez, J. M., C. Plaza, J. C. Garcia-Gil & A. Polo (2009) Biochemical properties and barley yield in a semiarid Mediterranean soil amended with two kinds of sewage sludge. *Applied Soil Ecology*, 42, 18-24.
- Fernandez-Getino, A. P., J. Perez, M. D. Albarran, D. M. Lammerding & I. Walter (2012) Restoration of Abandoned, Degraded Agricultural Soil Using Composted Biosolid: Influence on Selected Soil Properties. *Arid Land Research and Management*, 26, 200-210.
- Fernandez-Romero, M. L., J. M. Clark, C. D. Collins, L. Parras-Alcantara & B. Lozano-Garcia (2016a) Evaluation of optical techniques for characterising soil organic matter quality in agricultural soils. *Soil & Tillage Research*, 155, 450-460.

- Fernandez-Romero, M. L., B. Lozano-Garcia, L. Parras-Alcantara, C. D. Collins & J. M. Clark (2016b) Effects of land management on different forms of soil carbon in olive groves in Mediterranean areas. *Land Degradation & Development*, 27, 1186-1195.
- Fernandez-Romero, M. L., L. Parras-Alcantara, B. Lozano-Garcia, J. M. Clark & C. D. Collins (2016c) Soil quality assessment based on carbon stratification index in different olive grove management practices in Mediterranean areas. *Catena*, 137, 449-458.
- Fernández-Romero, M. L., B. Lozano-García & L. Parras-Alcántara (2014) Topography and land use change effects on the soil organic carbon stock of forest soils in Mediterranean natural areas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 1-9.
- Fernández-Ugalde, O., I. Virto, P. Bescansa, M. J. Imaz, A. Enrique & D. L. Karlen (2009) No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil and Tillage Research*, 106, 29-35.
- Ferri, D., F. Montemurro, G. Debiase, A. Fiore, G. Convertini & M. Mastrangelo (2010) APPLICATION OF ORGANIC AMENDMENTS TO IMPROVE LAND UTILIZATION SYSTEM OF FODDER CROPS. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19, 1768-1773.
- Fiala, M. & J. Bacenetti (2012) Economic, energetic and environmental impact in short rotation coppice harvesting operations. *Biomass & Bioenergy*, 42, 107-113.
- Fierro, A. & S. Castaldi (2011) Soil N₂O emissions in a Mediterranean shrubland disturbed by experimental fires. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 847-855.
- Figueiredo, F., E. G. Castanheira & F. Freire (2017) Life-cycle assessment of irrigated and rainfed sunflower addressing uncertainty and land use change scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 140, 436-444.
- Figueiredo, N., C. Carranca, J. Coutinho, H. Trindade, J. Pereira, P. Marques & A. d. Varennes (2013) A climate change scenario and soil ammonium "fixation" during the seasonal rice (*Oryza sativa*) growth in Portugal under intermittent flooding (A mudança climática na "fixação" do amónio no solo durante o ciclo cultural de arroz (*Oryza sativa*) sob alagamento intermitente, em Portugal). *Revista de Ciências Agrárias*, 36, 455-465.
- Fontan, J. M., S. Calvache, R. J. Lopez-Bellido & L. Lopez-Bellido (2010) Soil carbon measurement in clods and sieved samples in a Mediterranean Vertisol by Visible and Near-Infrared Reflectance Spectroscopy. *Geoderma*, 156, 93-98.
- Fontan, J. M., L. Lopez-Bellido, J. Garcia-Olmo & R. J. Lopez-Bellido (2011) Soil carbon determination in a Mediterranean vertisol by visible and near infrared reflectance spectroscopy. *Journal of near Infrared Spectroscopy*, 19, 253-263.
- Fonte, S. J., A. Y. Y. Kong, C. van Kessel, P. F. Hendrix & J. Six (2007) Influence of earthworm activity on aggregate-associated carbon and nitrogen dynamics differs with agroecosystem management. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 1014-1022.
- Fonte, S. J., T. Winsome & J. Six (2009) Earthworm populations in relation to soil organic matter dynamics and management in California tomato

- cropping systems. *Applied Soil Ecology*, 41, 206-214.
- Forabosco, F., Z. Chitchyan & R. Mantovani (2017) Methane, nitrous oxide emissions and mitigation strategies for livestock in developing countries: A review. *South African Journal of Animal Science*, 47, 268-280.
- Forte, A., M. Fagnano & A. Fierro (2017a) Potential role of compost and green manure amendment to mitigate soil GHGs emissions in Mediterranean drip irrigated maize production systems. *Journal of Environmental Management*, 192, 68-78.
- Forte, A., N. Fiorentino, M. Fagnano & A. Fierro (2017b) Mitigation impact of minimum tillage on CO₂ and N₂O emissions from a Mediterranean maize cropped soil under low-water input management. *Soil & Tillage Research*, 166, 167-178.
- Forte, A., A. Zucaro, G. De Vico & A. Fierro (2016) Carbon footprint of heliculture: A case study from an Italian experimental farm. *Agricultural systems*, 142, 99-111.
- Forte, A., A. Zucaro, M. Fagnano, S. Bastianoni, R. Basosi & A. Fierro (2015) LCA of *Arundo donax* L. lignocellulosic feedstock production under Mediterranean conditions. *Biomass & Bioenergy*, 73, 32-47.
- Foteinis, S. & E. Chatzisyseon (2016) Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2462-2471.
- Fourie, J. C. (2012) Soil Management in the Breede River Valley Wine Grape Region, South Africa. 4. Organic Matter and Macro-nutrient Content of a Medium-textured Soil. *South African Journal of Enology and Viticulture*, 33, 105-114.
- Fourie, J. C., G. A. Agenbag & P. J. E. Louw (2007) Cover crop management in a chardonnay/99 Richter vineyard in the coastal region, South Africa. 3. Effect of different cover crops and cover crop management practices on organic matter and macro-nutrient content of a medium-textured soil. *South African Journal of Enology and Viticulture*, 28, 61-68.
- Francaviglia, R., K. Coleman, A. P. Whitmore, L. Doro, G. Urracci, M. Rubino & L. Ledda (2012) Changes in soil organic carbon and climate change - Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 112, 48-54.
- Francaviglia, R., C. Di Bene, R. Farina & L. Salvati (2017a) Soil organic carbon sequestration and tillage systems in the Mediterranean Basin: a data mining approach. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 107, 125-137.
- Francaviglia, R., G. Renzi, L. Ledda & A. Benedetti (2017b) Organic carbon pools and soil biological fertility are affected by land use intensity in Mediterranean ecosystems of Sardinia, Italy. *Science of the Total Environment*, 599, 789-796.
- Fumagalli, M., M. Acutis, F. Mazzetto, F. Vidotto, G. Sali & L. Bechini (2011) An analysis of agricultural sustainability of cropping systems in arable and dairy farms in an intensively cultivated plain. *European Journal of Agronomy*, 34, 71-82.
- Fumagalli, M., M. Acutis, F. Mazzetto, F. Vidotto, G. Sali & L. Bechini (2012) A methodology for designing and evaluating alternative cropping systems: Application on dairy and arable farms. *Ecological Indicators*,

- 23, 189-201.
- Fusi, A., J. Bacenetti, S. Gonzalez-Garcia, A. Vercesi, S. Bocchi & M. Fiala (2014a) Environmental profile of paddy rice cultivation with different straw management. *Science of the Total Environment*, 494, 119-128.
- Fusi, A., V. Castellani, J. Bacenetti, G. Cocetta, M. Fiala & R. Guidetti (2016) The environmental impact of the production of fresh cut salad: a case study in Italy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 162-175.
- Fusi, A., S. Gonzalez-Garcia, M. T. Moreira, M. Fiala & J. Bacenetti (2017) Rice fertilised with urban sewage sludge and possible mitigation strategies: an environmental assessment. *Journal of Cleaner Production*, 140, 914-923.
- Fusi, A., R. Guidetti & G. Benedetto (2014b) Delving into the environmental aspect of a Sardinian white wine: From partial to total life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, 472, 989-1000.
- Gallejones, P., A. Aizpurua, M. A. Ortuzar-Iragorri & A. del Prado (2016) Development of a new model for the simulation of N₂O emissions: a case-study on wheat cropping systems under humid Mediterranean climate. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 1107-1130.
- Gallejones, P., A. Castellon, A. del Prado, O. Unamunzaga & A. Aizpurua (2012) Nitrogen and sulphur fertilization effect on leaching losses, nutrient balance and plant quality in a wheat-rapeseed rotation under a humid Mediterranean climate. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 93, 337-355.
- Galán, E., R. Padró, I. Marco, E. Tello, G. Cunfer, G. Guzmán, M. G. de Molina, F. Krausmann, S. Gingrich & V. Sacristán (2016) Widening the analysis of Energy Return on Investment (EROI) in agro-ecosystems: Socio-ecological transitions to industrialized farm systems (the Vallès County, Catalonia, c. 1860 and 1999). *Ecological modelling*, 336, 13-25.
- Garcia, C., T. Hernandez, M. D. Coll & S. Ondono (2017) Organic amendments for soil restoration in arid and semiarid areas: a review. *Aims Environmental Science*, 4, 640-676.
- Garcia-Franco, N., J. Albaladejo, M. Almagro & M. Martinez-Mena (2015) Beneficial effects of reduced tillage and green manure on soil aggregation and stabilization of organic carbon in a Mediterranean agroecosystem. *Soil & Tillage Research*, 153, 66-75.
- Garcia-Marco, S., D. Abalos, R. Espejo, A. Vallejo & I. Mariscal-Sancho (2016) No tillage and liming reduce greenhouse gas emissions from poorly drained agricultural soils in Mediterranean regions. *Science of the Total Environment*, 566, 512-520.
- Garcia-Pausas, J., A. Rabissi, P. Rovira & J. Romanya (2017) ORGANIC FERTILISATION INCREASES C AND N STOCKS AND REDUCES SOIL ORGANIC MATTER STABILITY IN MEDITERRANEAN VEGETABLE GARDENS. *Land Degradation & Development*, 28, 691-698.
- Garcia-Ruiz, R., V. Ochoa, B. Vinegla, M. B. Hinojosa, R. Pena-Santiago, G. Liebanas, J. C. Linares & J. A. Carreira (2009) Soil enzymes, nematode community and selected physico-chemical properties as soil quality indicators in organic and conventional olive oil farming: Influence of seasonality and site features. *Applied Soil Ecology*, 41,

- 305-314.
- García-Ruiz, R., M. Victoria Ochoa, M. Belen Hinojosa & B. Gomez-Munoz (2012) Improved soil quality after 16 years of olive mill pomace application in olive oil groves. *Agronomy for Sustainable Development*, 32, 803-810.
- Garland, G. M., E. Suddick, M. Burger, W. R. Horwath & J. Six (2011) Direct N₂O emissions following transition from conventional till to no-till in a cover cropped Mediterranean vineyard (*Vitis vinifera*). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 141, 234-239.
- Garland, G. M., E. Suddick, M. Burger, W. R. Horwath & J. Six (2014) Direct N₂O emissions from a Mediterranean vineyard: Event-related baseline measurements. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 195, 44-52.
- Garofalo, P., L. D'Andrea, M. Tomaiuolo, A. Venezia & A. Castrignano (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains in Italy: The case of the whole-peeled tomato production under life cycle assessment methodology. *Journal of Food Engineering*, 200, 1-12.
- Garofalo, P., L. D'Andrea, A. V. Vonella, M. Rinaldi & A. D. Palumbo (2015) Energy performance and efficiency of two sugar crops for the biofuel supply chain. Perspectives for sustainable field management in southern Italy. *Energy*, 93, 1548-1557.
- Garofalo, P., L. D'Andrea, A. V. Vonella, M. Rinaldi & A. D. Palumbo (2016) Sweet sorghum in a bioethanol supply chain: effects of different soil and nitrogen management on energy performances and greenhouse gas emissions. *Italian Journal of Agrometeorology-Rivista Italiana Di Agrometeorologia*, 21, 15-24.
- Gelsomino, A., L. Badalucco, L. Landi & G. Cacco (2006) Soil carbon, nitrogen and phosphorus dynamics as affected by solarization alone or combined with organic amendment. *Plant and Soil*, 279, 307-325.
- Gerber, P. J., A. N. Hristov, B. Henderson, H. Makkar, J. Oh, C. Lee, R. Meinen, F. Montes, T. Ott, J. Firkins, A. Rotz, C. Dell, A. T. Adesogan, W. Z. Yang, J. M. Tricarico, E. Kebreab, G. Waghorn, J. Dijkstra & S. Oosting (2013) Technical options for the mitigation of direct methane and nitrous oxide emissions from livestock: a review. *Animal*, 7, 220-234.
- Ghahramani, A. & A. D. Moore (2015) Systemic adaptations to climate change in southern Australian grasslands and livestock: Production, profitability, methane emission and ecosystem function. *Agricultural Systems*, 133, 158-166.
- Gingrich, S., I. Marco, E. Aguilera, R. Padró, C. Cattaneo, G. Cunfer, G. I. Guzmán, J. MacFadyen & A. Watson (2018) Agroecosystem energy transitions in the old and new worlds: Trajectories and determinants at the regional scale. *Regional Environmental Change*, 1-13.
- Girgenti, V., C. Peano, M. Bounous & C. Baudino (2013) A life cycle assessment of non-renewable energy use and greenhouse gas emissions associated with blueberry and raspberry production in northern Italy. *Science of the Total Environment*, 458, 414-418.
- Gispert, M., G. Pardini, M. Coldecarrera, M. Emran & S. Doni (2017) Water erosion and soil properties patterns along selected rainfall events in cultivated and abandoned terraced

- fields under renaturalisation. *Catena*, 155, 114-126.
- Godard, C., J. Boissy & B. Gabrielle (2013) Life-cycle assessment of local feedstock supply scenarios to compare candidate biomass sources. *Global Change Biology Bioenergy*, 5, 16-29.
- Goglio, P., E. Bonari & M. Mazzoncini (2012) LCA of cropping systems with different external input levels for energetic purposes. *Biomass & Bioenergy*, 42, 33-42.
- Gokdogan, O. & M. F. Baran (2017) Determination of Energy Use Efficiency of some Apple (*Malus x domestica*) Production in Turkey: a Case Study of Egirdir Region. *Erwerbs-Obstbau*, 59, 13-18.
- Gokdogan, O., K. Kokten, H. S. Yilmaz & M. F. Baran (2017a) ENERGY USAGE EFFICIENCY OF BUCKWHEAT PRODUCTION IN TURKEY. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26, 2082-2088.
- Gokdogan, O., H. I. Oguz & M. F. Baran (2017b) Energy Input-Output Analysis in Organic Mulberry (*Morus spp.*) Production in Turkey: a Case Study Adiyaman-Tut Region. *Erwerbs-Obstbau*, 59, 325-330.
- Gokdogan, O., S. Seydosoglu, K. Kokten, A. S. Bengu & M. F. Baran (2017c) Energy input-output analysis of guar (*Cyamopsis tetragonoloba*) and lupin (*Lupinus albus L.*) production in Turkey. *Legume Research*, 40, 526-531.
- Gollnow, S., S. Lundie, A. D. Moore, J. McLaren, N. van Buuren, P. Stahle, K. Christie, D. Thylmann & T. Rehl (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal*, 37, 31-38.
- Gomez, J. A., T. A. Sobrinho, J. V. Giraldez & E. Fereres (2009) Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil & Tillage Research*, 102, 5-13.
- Gomiero, T., D. Pimentel & M. G. Paoletti (2011) Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 30, 95-124.
- Gonzalez De Molina, M. (2013) Agroecology and Politics. How To Get Sustainability? About the Necessity for a Political Agroecology. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37, 45-59.
- Gonzalez-Garcia, S., J. Bacenetti, R. J. Murphy & M. Fiala (2012) Present and future environmental impact of poplar cultivation in the Po Valley (Italy) under different crop management systems. *Journal of Cleaner Production*, 26, 56-66.
- Gonzalez-Garcia, S., F. Baucells, G. Feijoo & M. T. Moreira (2016) Environmental performance of sorghum, barley and oat silage production for livestock feed using life cycle assessment. *Resources Conservation and Recycling*, 111, 28-41.
- González de Molina, M., D. Soto, J. Infante-Amate, E. Aguilera, J. Vila & G. I. Guzmán (2017) Decoupling food from land: the evolution of Spanish agriculture from 1960 to 2010. *Sustainability*, 9, 2348.
- González-García, S., S. Belo, A. C. Dias, J. V. Rodrigues, R. R. da Costa, A. Ferreira, L. P. de Andrade & L. Arroja (2015) Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production*, 100, 126-139.
- González-Sánchez, E. J., R. Ordonez-

- Fernandez, R. Carbonell-Bojollo, O. Veroz-Gonzalez & J. A. Gil-Ribes (2012) Meta-analysis on atmospheric carbon capture in Spain through the use of conservation agriculture. *Soil & Tillage Research*, 122, 52-60.
- Grainger, C. & K. Beauchemin (2011) Can enteric methane emissions from ruminants be lowered without lowering their production? *Animal feed science and technology*, 166, 308-320.
- Guardia, G., D. Abalos, S. Garcia-Marco, M. Quemada, M. Alonso-Ayuso, L. M. Cardenas, E. R. Dixon & A. Vallejo (2016a) Effect of cover crops on greenhouse gas emissions in an irrigated field under integrated soil fertility management. *Biogeosciences*, 13, 5245-5257.
- Guardia, G., M. T. Cangani, G. Andreu, A. Sanz-Cobena, S. García-Marco, J. M. Álvarez, J. Recio-Huetos & A. Vallejo (2017a) Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize. *Field Crops Research*, 204, 135-145.
- Guardia, G., M. T. Cangani, A. Sanz-Cobena, J. Lucas & A. Vallejo (2017b) Management of pig manure to mitigate NO and yield-scaled N₂O emissions in an irrigated Mediterranean crop. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 55-66.
- Guardia, G., A. Tellez-Rio, S. García-Marco, D. Martin-Lammerding, J. L. Tenorio, M. Á. Ibáñez & A. Vallejo (2016b) Effect of tillage and crop (cereal versus legume) on greenhouse gas emissions and Global Warming Potential in a non-irrigated Mediterranean field. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 187-197.
- Gucci, R., G. Caruso, C. Bertolla, S. Urbani, A. Taticchi, S. Esposito, M. Servili, M. I. Sifola, S. Pellegrini, M. Pagliai & N. Vignozzi (2012) Changes of soil properties and tree performance induced by soil management in a high-density olive orchard. *European Journal of Agronomy*, 41, 18-27.
- Guerci, M., L. Bava, M. Zucali, A. Sandrucci, C. Penati & A. Tamburini (2013a) Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *Journal of dairy research*, 80, 300-308.
- Guerci, M., L. Bava, M. Zucali, A. Tamburini & A. Sandrucci (2014) Effect of summer grazing on carbon footprint of milk in Italian Alps: a sensitivity approach. *Journal of Cleaner Production*, 73, 236-244.
- Guerci, M., M. T. Knudsen, L. Bava, M. Zucali, P. Schönbach & T. Kristensen (2013b) Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, 54, 133-141.
- Gunady, M. G. A., W. Biswas, V. A. Solah & A. P. James (2012) Evaluating the global warming potential of the fresh produce supply chain for strawberries, romaine/cos lettuces (*Lactuca sativa*), and button mushrooms (*Agaricus bisporus*) in Western Australia using life cycle assessment (LCA). *Journal of Cleaner Production*, 28, 81-87.
- Gundersen, P., J. R. Christiansen, G. Alberti, N. Brueggemann, S. Castaldi, R. Gasche, B. Kitzler, L. Klemetsson, R. Lobo-do-Vale, F. Moldan, T. Rutting, P. Schleppe, P. Weslien & S. Zechmeister-Boltenstern (2012) The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in

- Europe. *Biogeosciences*, 9, 3999-4012.
- Gungor, K., N. Karakaya, F. Evrendilek, S. Akgul, O. Baskan, H. Cebel, H. J. Farhoud, O. Turkecan, S. Yasar & O. Gumus (2016) Spatiotemporal modeling of watershed nutrient transport dynamics: Implications for eutrophication abatement. *Ecological Informatics*, 34, 52-69.
- Gutiérrez, E., E. Aguilera, S. Lozano & G. I. Guzmán (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.
- Guzmán Casado, G. I. & M. González de Molina (2009) Preindustrial agriculture versus organic agriculture: The land cost of sustainability. *Land Use Policy*, 26, 502-510.
- Guzmán, G. I., E. Aguilera, R. García-Ruiz, E. Torremocha, D. Soto, J. Infante-Amate & M. González de Molina (2018) The Agrarian Metabolism as a tool for assessing agrarian sustainability, and its application to Spanish Agriculture (1960-2008). *Ecology and Society*, 23, 2.
- Guzmán, G. I. & A. M. Alonso (2008) A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems*, 98, 167-176.
- Guzmán, G. I. & M. González de Molina (2015) Energy efficiency in agrarian systems from an agro-ecological perspective. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 39, 924-952.
- Guzmán, G. I. & M. González de Molina. 2017. *Energy in Agroecosystems: A tool for assessing sustainability*. Boca Raton: CRC Press.
- Hadas, A., T. A. Doane, A. W. Kramer, C. van Kessel & W. R. Horwath (2002) Modelling the turnover of N-15-labelled fertilizer and cover crop in soil and its recovery by maize. *European Journal of Soil Science*, 53, 541-552.
- Hammad, A. H. A., T. Børresen & L. E. Haugen (2006) Effects of rain characteristics and terracing on runoff and erosion under the Mediterranean. *Soil and Tillage Research*, 87, 39-47.
- Harris, Z. M., R. Spake & G. Taylor (2015) Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. *Biomass & Bioenergy*, 82, 27-39.
- Hart, K., D. Yanez-Ruiz, S. Duval, N. McEwan & C. Newbold (2008) Plant extracts to manipulate rumen fermentation. *Animal Feed Science and Technology*, 147, 8-35.
- Heller, H., A. Bar-Tal, G. Tamir, P. Bloom, R. T. Venterea, D. Chen, Y. Zhang, C. E. Clapp & P. Fine (2010) Effects of Manure and Cultivation on Carbon Dioxide and Nitrous Oxide Emissions from a Corn Field under Mediterranean Conditions. *Journal of Environmental Quality*, 39, 437-448.
- Hemmati, A., A. Tabatabaefar & A. Rajabipour (2013) Comparison of energy flow and economic performance between flat land and sloping land olive orchards. *Energy*, 61, 472-478.
- Henderson, B., A. Falcucci, A. Mottet, L. Early, B. Werner, H. Steinfeld & P. Gerber (2017) Marginal costs of abating greenhouse gases in the global ruminant livestock sector. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 22, 199-224.
- Herencia, J. F., P. A. García-Galavís & C. Maqueda (2011) Long-Term Effect of Organic and Mineral Fertilization on

- Soil Physical Properties Under Greenhouse and Outdoor Management Practices. *Pedosphere*, 21, 443-453.
- Herencia, J. F., J. C. Ruiz, S. Melero, P. A. G. Galavis & C. Maqueda (2008) A short-term comparison of organic v. conventional agriculture in a silty loam soil using two organic amendments. *Journal of Agricultural Science*, 146, 677-687.
- Hernandez, A. J., C. Lacasta & J. Pastor (2005) Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive orchard. *Agricultural Water Management*, 77, 232-248.
- Hernandez, F., S. Martinez, C. Lopez, M. D. Megias, M. Lopez & J. Madrid (2011) Effect of dietary crude protein levels in a commercial range, on the nitrogen balance, ammonia emission and pollutant characteristics of slurry in fattening pigs. *Animal*, 5, 1290-1298.
- Hernandez, F., M. D. Megias, J. Orengo, S. Martinez, M. J. Lopez & J. Madrid (2013) Effect of dietary protein level on retention of nutrients, growth performance, litter composition and NH₃ emission using a multi-phase feeding programme in broilers. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11, 736-746.
- Hernanz, J. L., R. López, L. Navarrete & V. Sánchez-Girón (2002) Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research*, 66, 129-141.
- Hernanz, J. L., V. Sanchez-Giron & L. Navarrete (2009) Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133, 114-122.
- Hontoria, C., J. C. Rodriguez-Murillo & A. Saa (1999) Relationships between soil organic carbon and site characteristics in peninsular Spain. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 614-621.
- Hontoria, C., R. Velásquez, M. Benito, J. Almorox & A. Moliner (2009) Bradford-reactive soil proteins and aggregate stability under abandoned versus tilled olive groves in a semi-arid calcisol. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1583-1585.
- Hou, Y., G. L. Velthof & O. Oenema (2015) Mitigation of ammonia, nitrous oxide and methane emissions from manure management chains: a meta-analysis and integrated assessment. *Global change biology*, 21, 1293-1312.
- Houshyar, E. & P. Grundmann (2017) Environmental impacts of energy use in wheat tillage systems: A comparative life cycle assessment (LCA) study in Iran. *Energy*, 122, 11-24.
- Howlett, D. S., G. Moreno, M. R. Mosquera Losada, P. K. R. Nair & V. D. Nair (2011a) Soil carbon storage as influenced by tree cover in the Dehesa cork oak silvopasture of central-western Spain. *Journal of Environmental Monitoring*, 13, 1897-1904.
- Howlett, D. S., M. R. Mosquera-Losada, P. K. R. Nair, V. D. Nair & A. Rigueiro-Rodríguez (2011b) Soil Carbon Storage in Silvopastoral Systems and a Treeless Pasture in Northwestern Spain All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical,

- including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *Journal of Environmental Quality*, 40, 825-832.
- Hristov, A., J. Oh, J. Firkins, J. Dijkstra, E. Kebreab, G. Waghorn, H. Makkar, A. Adesogan, W. Yang & C. Lee (2013) Special topics—Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options. *Journal of Animal Science*, 91, 5045-5069.
- Hu, S., N. J. Grunwald, A. H. C. vanBruggen, G. R. Gamble, L. E. Drinkwater, C. Shennan & M. W. Demment (1997) Short-term effects of cover crop incorporation on soil carbon pools and nitrogen availability. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 901-911.
- Hube, S., M. A. Alfaro, C. Scheer, C. Brunk, L. Ramirez, D. Rowlings & P. Grace (2017) Effect of nitrification and urease inhibitors on nitrous oxide and methane emissions from an oat crop in a volcanic ash soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 46-54.
- Huérffano, X., T. Fuertes-Mendizábal, K. Fernández-Diez, J. M. Estavillo, C. González-Murua & S. Menéndez (2016) The new nitrification inhibitor 3,4-dimethylpyrazole succinic (DMPSA) as an alternative to DMPP for reducing N₂O emissions from wheat crops under humid Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 80, 78-87.
- Iannone, R., S. Miranda, S. Riemma & I. De Marco (2016) Improving environmental performances in wine production by a life cycle assessment analysis. *Journal of Cleaner Production*, 111, 172-180.
- Ibidhi, R., A. Y. Hoekstra, P. W. Gerbens-Leenes & H. Chouchane (2017) Water, land and carbon footprints of sheep and chicken meat produced in Tunisia under different farming systems. *Ecological Indicators*, 77, 304-313.
- Ibrikci, H., M. Cetin, E. Karnez, W. A. Fluegel, B. Tilkici, Y. Bulbul & J. Ryan (2015) Irrigation-induced nitrate losses assessed in a Mediterranean irrigation district. *Agricultural Water Management*, 148, 223-231.
- Ibrikci, H., M. Cetin, E. Karnez, C. Kirda, S. Topcu, J. Ryan, E. Oztekin, M. Dingil, K. Korkmaz & H. Oguz (2012) Spatial and Temporal Variability of Groundwater Nitrate Concentrations in Irrigated Mediterranean Agriculture. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 43, 47-59.
- Ibrikci, H., M. Cetin, E. Karnez, S. Topcu, C. Kirda, J. Ryan, H. Oguz, M. Dingil & E. Oztekin (2010) MONITORING GROUNDWATER NITRATE CONCENTRATIONS UNDER IRRIGATION IN THE CUKUROVA REGION OF SOUTHERN TURKEY. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19, 1802-1812.
- Ingrao, C., A. Matarazzo, C. Tricase, M. T. Clasadonte & D. Huisinigh (2015) Life Cycle Assessment for highlighting environmental hotspots in Sicilian peach production systems. *Journal of Cleaner Production*, 92, 109-120.
- Iocola, I., S. Bassu, R. Farina, D. Antichi, B. Basso, M. Bindi, A. D. Marta, F. Danuso, L. Doro, R. Ferrise, L. Giglio, F. Ginaldi, M. Mazzoncini, L. Mula, R. Orsini, G. Corti, M. Pasqui, G. Seddaiu, R. Tomozeiu, D. Ventrella, G. Villani & P. P. Roggero (2017) Can conservation tillage mitigate climate

- change impacts in Mediterranean cereal systems? A soil organic carbon assessment using long term experiments. *European Journal of Agronomy*, 90, 96-107.
- Jackson, L. E., F. J. Calderon, K. L. Steenwerth, K. M. Scow & D. E. Rolston (2003) Responses of soil microbial processes and community structure to tillage events and implications for soil quality. *Geoderma*, 114, 305-317.
- Jeffery, S., F. G. A. Verheijen, C. Kammann & D. Abalos (2016) Biochar effects on methane emissions from soils: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 101, 251-258.
- Jenkinson, D. S., H. C. Harris, J. Ryan, A. M. McNeill, C. J. Pilbeam & K. Coleman (1999) Organic matter turnover in a calcareous clay soil from Syria under a two-course cereal rotation. *Soil Biology & Biochemistry*, 31, 687-693.
- Kallenbach, C. M., D. E. Rolston & W. R. Horwath (2010) Cover cropping affects soil N₂O and CO₂ emissions differently depending on type of irrigation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137, 251-260.
- Kaltsas, A. M., A. P. Mamolos, C. A. Tsatsarelis, G. D. Nanos & K. L. Kalburtji (2007) Energy budget in organic and conventional olive groves. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 243-251.
- Kapagianni, P., N. Monokrousos, G. P. Stamou & E. Papatheodorou (2013) The response of properties of soil cropped with shell beans and treated with disinfectant and fertiliser during the plant growing season. *Biology and fertility of soils*, 49, 225-233.
- Karnez, E., H. Ibrikci, M. Cetin, J. Ryan, M. Dingil, M. E. Oztekin & K. Korkmaz (2013) Implications of Profile Mineral Nitrogen in an Irrigated Project Area of Southern Turkey. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44, 783-793.
- Kassam, A., T. Friedrich, R. Derpsch, R. Lahmar, R. Mrabet, G. Basch, E. J. Gonzalez-Sanchez & R. Serraj (2012) Conservation agriculture in the dry Mediterranean climate. *Field Crops Research*, 132, 7-17.
- Kavargiris, S. E., A. P. Mamolos, C. A. Tsatsarelis, A. E. Nikolaidou & K. L. Kalburtji (2009) Energy resources' utilization in organic and conventional vineyards: Energy flow, greenhouse gas emissions and biofuel production. *Biomass and Bioenergy*, 33, 1239-1250.
- Keesstra, S., P. Pereira, A. Novara, E. C. Brevik, C. Azorin-Molina, L. Parras-Alcantara, A. Jordan & A. Cerda (2016) Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science of the Total Environment*, 551, 357-366.
- Kehagias, M. C., M. C. Michos, G. C. Menexes, A. P. Mamolos, C. A. Tsatsarelis, C. D. Anagnostopoulos & K. L. Kalburtji (2015) Energy equilibrium and Carbon dioxide, Methane, and Nitrous oxide-emissions in organic, integrated and conventional apple orchards related to Natura 2000 site. *Journal of Cleaner Production*, 91, 89-95.
- Kennedy, T., C. Decock & J. Six (2013) Assessing drivers of N₂O production in California tomato cropping systems. *Science of the Total Environment*, 465, 36-47.
- Kennedy, T. L., E. C. Suddick & J. Six (2013) Reduced nitrous oxide emissions and increased yields in California tomato cropping systems under drip irrigation and fertigation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 170, 16-27.

- Khoshnevisan, B., S. Rafiee, M. Omid, H. Mousazadeh & S. Clark (2014) Environmental impact assessment of tomato and cucumber cultivation in greenhouses using life cycle assessment and adaptive neuro-fuzzy inference system. *Journal of Cleaner Production*, 73, 183-192.
- Kiefer, L., F. Menzel & E. Bahrs (2014) The effect of feed demand on greenhouse gas emissions and farm profitability for organic and conventional dairy farms. *Journal of dairy science*, 97, 7564-7574.
- Kokten, K., E. Cacan, O. Gokdogan & M. F. Baran (2017a) Determination of energy balance of common vetch (*Vicia saliva* L.), hungarian vetch (*Vicia pannonica* C.) and narbonne vetch (*Vicia narbonensis* L.) production in Turkey. *Legume Research*, 40, 491-496.
- Kokten, K., H. Tutar, M. F. Baran & O. Gokdogan (2017b) ENERGY BALANCE OF BITTER VETCH AND FORAGE PEA PRODUCTION IN TURKEY. *Fresenius Environmental Bulletin*, 26, 2035-2040.
- Kong, A. Y. Y., S. J. Fonte, C. van Kessel & J. Six (2007) Soil aggregates control N cycling efficiency in long-term conventional and alternative cropping systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 45-58.
- Kong, A. Y. Y., S. J. Fonte, C. van Kessel & J. Six (2009) Transitioning from standard to minimum tillage: Trade-offs between soil organic matter stabilization, nitrous oxide emissions, and N availability in irrigated cropping systems. *Soil & Tillage Research*, 104, 256-262.
- Kong, A. Y. Y., K. M. Scow, A. L. Cordova-Kreylos, W. E. Holmes & J. Six (2011) Microbial community composition and carbon cycling within soil microenvironments of conventional, low-input, and organic cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 43, 20-30.
- Kong, A. Y. Y., J. Six, D. C. Bryant, R. F. Denison & C. van Kessel (2005) The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 1078-1085.
- Kontopoulou, C.-K., D. Bilalis, V. A. Pappa, R. M. Rees & D. Savvas (2015) Effects of organic farming practices and salinity on yield and greenhouse gas emissions from a common bean crop. *Scientia Horticulturae*, 183, 48-57.
- Kramer, A. W., T. A. Doane, W. R. Horwath & C. van Kessel (2002a) Combining fertilizer and organic inputs to synchronize N supply in alternative cropping systems in California. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 91, 233-243.
- Kramer, A. W., T. A. Doane, W. R. Horwath & C. van Kessel (2002b) Short-term nitrogen-15 recovery vs. long-term total soil N gains in conventional and alternative cropping systems. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 43-50.
- Kristensen, T., L. Mogensen, M. T. Knudsen & J. E. Hermansen (2011) Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livestock Science*, 140, 136-148.
- Kulak, M., T. Nemecek, E. Frossard, V. Chable & G. Gaillard (2015) Life cycle assessment of bread from several alternative food networks in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 90, 104-113.
- Kulak, M., T. Nemecek, E. Frossard & G.

- Gaillard (2013) How Eco-Efficient Are Low-Input Cropping Systems in Western Europe, and What Can Be Done to Improve Their Eco-Efficiency? *Sustainability*, 5, 3722-3743.
- Kulcu, R., K. Ekinci, F. Evrendilek & C. Ertekin (2010) Long-term spatiotemporal patterns of CH₄ and N₂O emissions from livestock and poultry production in Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 167, 545-558.
- Lagomarsino, A., A. E. Agnelli, B. Linguist, M. A. Adviento-Borbe, A. Agnelli, G. Gavina, S. Ravaglia & R. M. Ferrara (2016) Alternate Wetting and Drying of Rice Reduced CH₄ Emissions but Triggered N₂O Peaks in a Clayey Soil of Central Italy. *Pedosphere*, 26, 533-548.
- Lagomarsino, A., M. C. Moscatelli, A. Di Tizio, R. Mancinelli, S. Grego & S. Marinari (2009) Soil biochemical indicators as a tool to assess the short-term impact of agricultural management on changes in organic C in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, 9, 518-527.
- LaHue, G. T., R. L. Chaney, M. A. Adviento-Borbe & B. A. Linguist (2016) Alternate wetting and drying in high yielding direct-seeded rice systems accomplishes multiple environmental and agronomic objectives. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 229, 30-39.
- Lai, R., P. Arca, A. Lagomarsino, C. Cappai, G. Seddaiu, C. E. Demurtas & P. P. Roggero (2017) Manure fertilization increases soil respiration and creates a negative carbon budget in a Mediterranean maize (*Zea mays* L.)-based cropping system. *Catena*, 151, 202-212.
- Lamnatou, C., X. Ezcurra-Ciauriz, D. Chemisana & L. Plà-Aragonés (2016) Environmental assessment of a pork-production system in North-East of Spain focusing on life-cycle swine nutrition. *Journal of Cleaner Production*, 137, 105-115.
- LaMontagne, M. G., J. P. Schimel & P. A. Holden (2003) Comparison of subsurface and surface soil bacterial communities in California grassland as assessed by terminal restriction fragment length polymorphisms of PCR-amplified 16S rRNA genes. *Microbial Ecology*, 46, 216-227.
- Lampurlanes, J. & C. Cantero-Martinez (2003) Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal*, 95, 526-536.
- Lampurlanes, J. & C. Cantero-Martínez (2006) Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research*, 85, 13-26.
- Laudicina, V. A., L. Badalucco & E. Palazzolo (2011) Effects of compost input and tillage intensity on soil microbial biomass and activity under Mediterranean conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 63-70.
- Laudicina, V. A., M. D. Hurtado, L. Badalucco, A. Delgado, E. Palazzolo & M. Panno (2009) Soil chemical and biochemical properties of a salt-marsh alluvial Spanish area after long-term reclamation. *Biology and Fertility of Soils*, 45, 691-700.
- Laville, P., S. Bosco, I. Volpi, G. Virgili, S. Neri, D. Continanza & E. Bonari (2017) Temporal integration of soil N₂O fluxes: validation of IPNOA station automatic chamber prototype. *Environmental Monitoring and*

- Assessment, 189.
- Lazcano, C., A. Tsang, T. A. Doane, G. S. Pettygrove, W. R. Horwath & M. Burger (2016) Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 160-172.
- Lazzerini, G., P. Migliorini, V. Moschini, C. Pacini, P. Merante & C. Vazzana (2014) A simplified method for the assessment of carbon balance in agriculture: an application in organic and conventional micro-agroecosystems in a long-term experiment in Tuscany, Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 9, 55-62.
- Lee, J., J. W. Hopmans, D. E. Rolston, S. G. Baer & J. Six (2009a) Determining soil carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134, 251-256.
- Lee, J., J. W. Hopmans, C. van Kessel, A. P. King, K. J. Evatt, D. Louie, D. E. Rolston & J. Six (2009b) Tillage and seasonal emissions of CO₂, N₂O and NO across a seed bed and at the field scale in a Mediterranean climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129, 378-390.
- Lee, J., G. Pedroso, C. van Kessel & J. Six (2015a) Potential regional productivity and greenhouse gas emissions of fertilized and irrigated switchgrass in a Mediterranean climate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 212, 64-74.
- Lee, J., J. Six, A. P. King, C. Van Kessel & D. E. Rolston (2006) Tillage and field scale controls on greenhouse gas emissions. *Journal of Environmental Quality*, 35, 714-725.
- Lee, K. S., Y. C. Choe & S. H. Park (2015b) Measuring the environmental effects of organic farming: A meta-analysis of structural variables in empirical research. *Journal of environmental management*, 162, 263-274.
- Lehtinen, T., N. Schlatter, A. Baumgarten, L. Bechini, J. Kruger, C. Grignani, L. Zavattaro, C. Costamagna & H. Spiegel (2014) Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use and Management*, 30, 524-538.
- Leip, A., G. Billen, J. Garnier, B. Grizzetti, L. Lassaletta, S. Reis, D. Simpson, M. A. Sutton, W. De Vries & F. Weiss (2015) Impacts of European livestock production: nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Environmental Research Letters*, 10, 115004.
- Lenzi, A., D. Antich, F. Bigongiali, M. Mazzoncini, P. Migliorini & R. Tesi (2009) Effect of different cover crops on organic tomato production. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 24, 92-101.
- Li, G. D. D., M. K. Conyers, G. D. Schwenke, R. C. Hayes, D. L. Liu, A. J. Lowrie, G. J. Poile, A. A. Oates & R. J. Lowrie (2016) Tillage does not increase nitrous oxide emissions under dryland canola (*Brassica napus* L.) in a semiarid environment of south-eastern Australia. *Soil Research*, 54, 512-522.
- Li, Y., L. Barton & D. L. Chen (2011) Simulating response of N₂O emissions to fertiliser N application and climatic variability from a rain-fed and wheat-cropped soil in Western Australia. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 92, 1130-1143.

- Lijo, L., S. Gonzalez-Garcia, J. Bacenetti, M. Fiala, G. Feijoo, J. M. Lema & M. Teresa Moreira (2014a) Life Cycle Assessment of electricity production in Italy from anaerobic co-digestion of pig slurry and energy crops. *Renewable Energy*, 68, 625-635.
- Lijo, L., S. Gonzalez-Garcia, J. Bacenetti, M. Fiala, G. Feijoo & M. Teresa Moreira (2014b) Assuring the sustainable production of biogas from anaerobic mono-digestion. *Journal of Cleaner Production*, 72, 23-34.
- Lijo, L., Y. Lorenzo-Toja, S. Gonzalez-Garcia, J. Bacenetti, M. Negri & M. T. Moreira (2017) Eco-efficiency assessment of farm-scaled biogas plants. *Bioresource Technology*, 237, 146-155.
- Linguist, B., K. J. van Groenigen, M. A. Adviento-Borbe, C. Pittelkow & C. van Kessel (2012) An agronomic assessment of greenhouse gas emissions from major cereal crops. *Global Change Biology*, 18, 194-209.
- Lithourgidis, A. S., T. Matsi, N. Barbayiannis & C. A. Dordas (2007) Effect of liquid cattle manure on corn yield, composition, and soil properties. *Agronomy Journal*, 99, 1041-1047.
- Litskas, V. D., T. Irakleous, N. Tzortzakis & M. C. Stavrinos (2017) Determining the carbon footprint of indigenous and introduced grape varieties through Life Cycle Assessment using the island of Cyprus as a case study. *Journal of Cleaner Production*, 156, 418-425.
- Llorente, M., B. Glaser & M. B. Turrión (2010) Storage of organic carbon and Black carbon in density fractions of calcareous soils under different land uses. *Geoderma*, 159, 31-38.
- Lo Giudice, A., C. Mbohwa, M. T. Clasadonte & C. Ingraio (2013) ENVIRONMENTAL ASSESSMENT OF THE CITRUS FRUIT PRODUCTION IN SICILY USING LCA. *Italian Journal of Food Science*, 25, 202-212.
- Longbottom, M. L. & P. R. Petrie (2015) Role of vineyard practices in generating and mitigating greenhouse gas emissions. *Australian Journal of Grape and Wine Research*, 21, 522-536.
- Longo, S., M. Mistretta, F. Guarino & M. Cellura (2017) Life Cycle Assessment of organic and conventional apple supply chains in the North of Italy. *Journal of Cleaner Production*, 140, 654-663.
- Lopez, R., A. MartinezBordiu, E. D. deLome, F. Cabrera & M. C. Sanchez (1996) Soil properties after application of olive oil mill wastewater. *Fresenius Environmental Bulletin*, 5, 49-54.
- Lopez-Ballesteros, A., P. Serrano-Ortiz, A. S. Kowalski, E. P. Sanchez-Canete, R. L. Scott & F. Domingo (2017) Subterranean ventilation of allochthonous CO₂ governs net CO₂ exchange in a semiarid Mediterranean grassland. *Agricultural and Forest Meteorology*, 234, 115-126.
- Lopez-Ballesteros, A., P. Serrano-Ortiz, E. P. Sanchez-Canete, C. Oyonarte, A. S. Kowalski, O. Perez-Priego & F. Domingo (2016) Enhancement of the net CO₂ release of a semiarid grassland in SE Spain by rain pulses. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 121, 52-66.
- Lopez-Bellido, L., R. J. Lopez-Bellido, R. Redondo & J. Benitez (2006) Faba bean nitrogen fixation in a wheat-based rotation under rainfed Mediterranean conditions: Effect of tillage system. *Field Crops Research*, 98, 253-260.
- Lopez-Bellido, R. J., J. M. Fontan, F. J. Lopez-

- Bellido & L. Lopez-Bellido (2010) Carbon Sequestration by Tillage, Rotation, and Nitrogen Fertilization in a Mediterranean Vertisol. *Agronomy Journal*, 102, 310-318.
- Lopez-Bellido, R. J., V. Munoz-Romero, R. Fuentes-Guerra, P. Fernandez-Garcia & L. Lopez-Bellido (2017) No-till: A key tool for sequestering C and N in microaggregates on a Mediterranean Vertisol. *Soil & Tillage Research*, 166, 131-137.
- Lopez-Diaz, M. L., R. Benitez & G. Moreno (2017) How do management techniques affect carbon stock in intensive hardwood plantations? *Forest Ecology and Management*, 389, 228-239.
- Lopez-Fernandez, S., J. A. Diez, P. Hernaiz, A. Arce, L. Garcia-Torres & A. Vallejo (2007) Effects of fertiliser type and the presence or absence of plants on nitrous oxide emissions from irrigated soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78, 279-289.
- Lopez-Garrido, R., M. Deurer, E. Madejon, J. A. Murillo & F. Moreno (2012) Tillage influence on biophysical soil properties: The example of a long-term tillage experiment under Mediterranean rainfed conditions in South Spain. *Soil & Tillage Research*, 118, 52-60.
- Lopez-Garrido, R., A. Diaz-Espejo, E. Madejon, J. A. Murillo & F. Moreno (2009) Carbon losses by tillage under semi-arid Mediterranean rainfed agriculture (SW Spain). *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7, 706-716.
- Lopez-Garrido, R., E. Madejon, M. Leon-Camacho, I. Giron, F. Moreno & J. M. Murillo (2014a) Reduced tillage as an alternative to no-tillage under Mediterranean conditions: A case study. *Soil & Tillage Research*, 140, 40-47.
- Lopez-Garrido, R., E. Madejon, F. Moreno & J. M. Murillo (2014b) Conservation Tillage Influence on Carbon Dynamics Under Mediterranean Conditions. *Pedosphere*, 24, 65-75.
- Lopez-Garrido, R., E. Madejon, J. M. Murillo & F. Moreno (2011) Short and long-term distribution with depth of soil organic carbon and nutrients under traditional and conservation tillage in a Mediterranean environment (southwest Spain). *Soil Use and Management*, 27, 177-185.
- Lopez-Pineiro, A., A. Albarran, J. M. R. Nunes & C. Barreto (2008a) Short and medium-term effects of two-phase olive mill waste application on olive grove production and soil properties under semiarid mediterranean conditions. *Bioresource Technology*, 99, 7982-7987.
- Lopez-Pineiro, A., A. Albarran, J. M. Rato Nunes, D. Pena & D. Cabrera (2011) Cumulative and Residual Effects of Two-Phase Olive Mill Waste on Olive Grove Production and Soil Properties. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 1061-1069.
- Lopez-Pineiro, A., J. Fernandez, A. Albarran, J. M. R. Nunes & C. Barreto (2008b) Effects of de-oiled two-phase olive mill waste on mediterranean soils and the wheat crop. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 424-430.
- Lopez-Pineiro, A., J. Fernandez, J. M. R. Nunes & A. Garcia-Navarro (2006) Response of soil and wheat crop to the application of two-phase olive mill waste to Mediterranean agricultural soils. *Soil Science*, 171, 728-736.
- Lopez-Pineiro, A., A. Munoz, E. Zamora & M. Ramirez (2013) Influence of the

- management regime and phenological state of the vines on the physicochemical properties and the seasonal fluctuations of the microorganisms in a vineyard soil under semi-arid conditions. *Soil & Tillage Research*, 126, 119-126.
- Lopez-Pineiro, A., D. Pena, A. Albarran, J. Sanchez-Llerena & D. Becerra (2014) Long-term effects of olive mill waste amendment on the leaching of herbicides through undisturbed soil columns and mobility under field conditions. *Soil & Tillage Research*, 144, 195-204.
- Lopez-Pineiro, A., J. Sanchez-Llerena, D. Pena, A. Albarran & M. Ramirez (2016) Transition from flooding to sprinkler irrigation in Mediterranean rice growing ecosystems: Effect on behaviour of bispyribac sodium. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 223, 99-107.
- Lopez-Sangil, L., J. Rousk, H. Wallander & P. Casals (2011) Microbial growth rate measurements reveal that land-use abandonment promotes a fungal dominance of SOM decomposition in grazed Mediterranean ecosystems. *Biology and Fertility of Soils*, 47, 129-138.
- Lopez-Sangil, L., P. Rovira & P. Casals (2013) Decay and vertical reallocation of organic C, and its incorporation into carbonates, in agricultural soil horizons at two different depths and rewetting frequencies. *Soil Biology & Biochemistry*, 61, 33-44.
- Louro, A., D. Báez, M. I. García & L. Cárdenas (2015) Nitrous oxide emissions from forage maize production on a Humic Cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. *Geoderma Regional*, 5, 54-63.
- Lovarelli, D. & J. Bacenetti (2017) Seedbed preparation for arable crops: Environmental impact of alternative mechanical solutions. *Soil & Tillage Research*, 174, 156-168.
- Lovarelli, D., J. Bacenetti & M. Fiala (2017) Effect of local conditions and machinery characteristics on the environmental impacts of primary soil tillage. *Journal of Cleaner Production*, 140, 479-491.
- Lozano-Garcia, B., M. Munoz-Rojas & L. Parras-Alcantara (2017) Climate and land use changes effects on soil organic carbon stocks in a Mediterranean semi-natural area. *Science of the Total Environment*, 579, 1249-1259.
- Lozano-Garcia, B. & L. Parras-Alcantara (2014) VARIATION IN SOIL ORGANIC CARBON AND NITROGEN STOCKS ALONG A TOPOSEQUENCE IN A TRADITIONAL MEDITERRANEAN OLIVE GROVE. *Land Degradation & Development*, 25, 297-304.
- Lozano-Garcia, B., L. Parras-Alcantara & E. C. Brevik (2016) Impact of topographic aspect and vegetation (native and reforested areas) on soil organic carbon and nitrogen budgets in Mediterranean natural areas. *Science of the Total Environment*, 544, 963-970.
- Lozano-Garcia, B., L. Parras-Alcantara & M. Cantudo-Perez (2016) Land use change effects on stratification and storage of soil carbon and nitrogen: Application to a Mediterranean nature reserve. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 231, 105-113.
- Lozano-Garcia, B., L. Parras-Alcantara & M. del Toro Carrillo de Albornoz (2011) Effects of oil mill wastes on surface soil properties, runoff and soil losses in traditional olive groves in southern

- Spain. *Catena*, 85, 187-193.
- Lozano-García, B. & L. Parras-Alcántara (2013a) Land use and management effects on carbon and nitrogen in Mediterranean Cambisols. *Agriculture, ecosystems & environment*, 179, 208-214.
- Lozano-García, B. & L. Parras-Alcántara (2013b) Short-term effects of olive mill by-products on soil organic carbon, total N, C: N ratio and stratification ratios in a Mediterranean olive grove. *Agriculture, ecosystems & environment*, 165, 68-73.
- Lucas-Borja, M. E., F. Bastida, C. Nicolás, J. L. Moreno, A. del Cerro & M. Andrés (2010) Influence of forest cover and herbaceous vegetation on the microbiological and biochemical properties of soil under Mediterranean humid climate. *European Journal of Soil Biology*, 46, 273-279.
- Lugato, E., F. Bampa, P. Panagos, L. Montanarella & A. Jones (2014a) Potential carbon sequestration of European arable soils estimated by modelling a comprehensive set of management practices. *Global Change Biology*, 20, 3557-3567.
- Lugato, E. & A. Berti (2008) Potential carbon sequestration in a cultivated soil under different climate change scenarios: a modelling approach for evaluating promising management practices in north-east Italy. *Agriculture, ecosystems & environment*, 128, 97-103.
- Lugato, E., A. Berti & L. Giardini (2006) Soil organic carbon (SOC) dynamics with and without residue incorporation in relation to different nitrogen fertilisation rates. *Geoderma*, 135, 315-321.
- Lugato, E., P. Panagos, F. Bampa, A. Jones & L. Montanarella (2014b) A new baseline of organic carbon stock in European agricultural soils using a modelling approach. *Global Change Biology*, 20, 313-326.
- Lugato, E., K. Paustian & L. Giardini (2007) Modelling soil organic carbon dynamics in two long-term experiments of north-eastern Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 120, 423-432.
- Lugato, E., G. Simonetti, F. Morari, S. Nardi, A. Berti & L. Giardini (2010a) Distribution of organic and humic carbon in wet-sieved aggregates of different soils under long-term fertilization experiment. *Geoderma*, 157, 80-85.
- Lugato, E., M. Zuliani, G. Alberti, G. Delle Vedove, B. Gioli, F. Miglietta & A. Peressotti (2010b) Application of DNDC biogeochemistry model to estimate greenhouse gas emissions from Italian agricultural areas at high spatial resolution. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 139, 546-556.
- Lynch, D. H., R. MacRae & R. C. Martin (2011) The Carbon and Global Warming Potential Impacts of Organic Farming: Does It Have a Significant Role in an Energy Constrained World? *Sustainability*, 3.
- López-Bellido, L., F. J. López-Garrido, M. Fuentes, J. E. Castillo & E. J. Fernández (1997) Influence of tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on soil organic matter and nitrogen under rain-fed Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 43, 277-293.
- López-Bellido, R. & L. López-Bellido (2001) Efficiency of nitrogen in wheat under Mediterranean conditions: effect of

- tillage, crop rotation and N fertilization. *Field Crops Research*, 71, 31-46.
- López-Garrido, R., E. Madejón, J. M. Murillo & F. Moreno (2011) Soil quality alteration by mouldboard ploughing in a commercial farm devoted to no-tillage under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140, 182-190.
- López-Piñeiro, A., A. Albarrán, J. M. Rato Nunes, D. Peña & D. Cabrera (2011) Long-term impacts of de-oiled two-phase olive mill waste on soil chemical properties, enzyme activities and productivity in an olive grove. *Soil and Tillage Research*, 114, 175-182.
- López-Piñeiro, A., D. Cabrera, Á. Albarrán & D. Peña (2010) Cumulative and residual effects of de-oiled two-phase olive mill waste application to soil on diuron sorption, leaching, degradation, and persistence. *Chemosphere*, 78, 139-146.
- López-Piñeiro, A., S. Murillo, C. Barreto, A. Muñoz, J. M. Rato, A. Albarrán & A. García (2007) Changes in organic matter and residual effect of amendment with two-phase olive-mill waste on degraded agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 378, 84-89.
- Macci, C., S. Doni, G. Bondi, D. Davini, G. Masciandaro & A. Pistoia (2012a) Effects of wild boar (*Sus scrofa*) grazing on soil properties in Mediterranean environment. *Catena*, 98, 79-86.
- Macci, C., S. Doni, E. Peruzzi, G. Masciandaro, C. Mennone & B. Ceccanti (2012b) Almond tree and organic fertilization for soil quality improvement in southern Italy. *Journal of Environmental Management*, 95, S215-S222.
- Macci, C., S. Doni, E. Peruzzi, C. Mennone & G. Masciandaro (2016) Biostimulation of Soil Microbial Activity Through Organic Fertilizer and Almond tree Association. *Land Degradation & Development*, 27, 335-345.
- Madejón, E., P. Burgos, R. Lopez & F. Cabrera (2003) Agricultural use of three organic residues: effect on orange production and on properties of a soil of the 'Comarca Costa de Huelva' (SW Spain). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 65, 281-288.
- Madejón, P., J. Alaejos, J. Garcia-Albala, M. Fernandez & E. Madejón (2016) Three-year study of fast-growing trees in degraded soils amended with composts: Effects on soil fertility and productivity. *Journal of Environmental Management*, 169, 18-26.
- Madejón, P., J. Xiong, F. Cabrera & E. Madejón (2014) Quality of trace element contaminated soils amended with compost under fast growing tree *Paulownia fortunei* plantation. *Journal of Environmental Management*, 144, 176-185.
- Madejón, E., R. López, J. M. Murillo & F. Cabrera (2001) Agricultural use of three (sugar-beet) vinasse composts: effect on crops and chemical properties of a Cambisol soil in the Guadalquivir river valley (SW Spain). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 84, 55-65.
- Madejón, E., F. Moreno, J. M. Murillo & F. Pelegrín (2007) Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research*, 94, 346-352.
- Madejón, E., J. M. Murillo, F. Moreno, M. V. López, J. L. Arrue, J. Alvaro-Fuentes &

- C. Cantero (2009) Effect of long-term conservation tillage on soil biochemical properties in Mediterranean Spanish areas. *Soil and Tillage Research*, 105, 55-62.
- Madrid, F., R. Lopez & F. Cabrera (2007) Metal accumulation in soil after application of municipal solid waste compost under intensive farming conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 119, 249-256.
- Madrid, F., M. J. Trasierra, R. Lopez, J. M. Murillo & F. Cabrera (1998) Municipal solid waste compost utilization in greenhouse-cultivated tomato. *International Symposium on Composting and Use of Composted Materials for Horticulture*, 297-304.
- Mahmoud, E. K. & N. K. Abd El-Kader (2012) How the nitrogen fertilization dose affects the biochemical composition and net mineralization of the artichoke residues. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 12, 23-31.
- Mahmoud, M., M. Janssen, N. Haboub, A. Nassour & B. Lennartz (2010) The impact of olive mill wastewater application on flow and transport properties in soils. *Soil and Tillage Research*, In Press, Corrected Proof.
- Mahmoud, M., M. Janssen, S. Peth, R. Horn & B. Lennartz (2012) Long-term impact of irrigation with olive mill wastewater on aggregate properties in the top soil. *Soil & Tillage Research*, 124, 24-31.
- Mancinelli, R., E. Campiglia, A. Di Tizio & S. Marinari (2010) Soil carbon dioxide emission and carbon content as affected by conventional and organic cropping systems in Mediterranean environment. *Applied Soil Ecology*, 46, 64-72.
- Mancinelli, R., S. Marinari, P. Brunetti, E. Radicetti & E. Campiglia (2015) Organic mulching, irrigation and fertilization affect soil CO₂ emission and C storage in tomato crop in the Mediterranean environment. *Soil & Tillage Research*, 152, 39-51.
- Mancinelli, R., S. Marinari, V. Di Felice, M. C. Savin & E. Campiglia (2013) Soil property, CO₂ emission and aridity index as agroecological indicators to assess the mineralization of cover crop green manure in a Mediterranean environment. *Ecological Indicators*, 34, 31-40.
- Manning, A. J., D. B. Ryall, R. G. Derwent, P. G. Simmonds & S. O'Doherty (2003) Estimating European emissions of ozone-depleting and greenhouse gases using observations and a modeling back-attribution technique. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 108.
- Mantineo, M., G. M. D'Agosta, V. Copani, C. Patane & S. L. Cosentino (2009) Biomass yield and energy balance of three perennial crops for energy use in the semi-arid Mediterranean environment. *Field Crops Research*, 114, 204-213.
- Maranon, E., A. M. Salter, L. Castrillon, S. Heaven & Y. Fernández-Nava (2011) Reducing the environmental impact of methane emissions from dairy farms by anaerobic digestion of cattle waste. *Waste Management*, 31, 1745-1751.
- Marchetti, A., C. Piccini, R. Francaviglia & L. Mabit (2012) Spatial Distribution of Soil Organic Matter Using Geostatistics: A Key Indicator to Assess Soil Degradation Status in Central Italy. *Pedosphere*, 22, 230-242.
- Marinari, S., M. T. Dell'Abate, G. Brunetti & C. Dazzi (2010a) Differences of stabilized

- organic carbon fractions and microbiological activity along Mediterranean Vertisols and Alfisols profiles. *Geoderma*, 156, 379-388.
- Marinari, S., A. Lagomarsino, M. C. Moscatelli, A. Di Tizio & E. Campiglia (2010b) Soil carbon and nitrogen mineralization kinetics in organic and conventional three-year cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 109, 161-168.
- Marinari, S., K. Liburdi, A. Fliessbach & K. Kalbitz (2010c) Effects of organic management on water-extractable organic matter and C mineralization in European arable soils. *Soil and Tillage Research*, 106, 211-217.
- Marinari, S., K. Liburdi, G. Masciandaro, B. Ceccanti & S. Grego (2007a) Humification-mineralization pyrolytic indices and carbon fractions of soil under organic and conventional management in central Italy. *Soil & Tillage Research*, 92, 10-17.
- Marinari, S., R. Mancinelli, P. Brunetti & E. Campiglia (2015) Soil quality, microbial functions and tomato yield under cover crop mulching in the Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 145, 20-28.
- Marinari, S., R. Mancinelli, E. Campiglia & S. Grego (2006) Chemical and biological indicators of soil quality in organic and conventional farming systems in Central Italy. *Ecological Indicators*, 6, 701-711.
- Marinari, S., G. Masciandaro, B. Ceccanti & S. Grego (2007b) Evolution of soil organic matter changes using pyrolysis and metabolic indices: A comparison between organic and mineral fertilization. *Bioresource Technology*, 98, 2495-2502.
- Maris, S. C., M. R. Teira-Esmatges, A. Arbones & J. Rufat (2015) Effect of irrigation, nitrogen application, and a nitrification inhibitor on nitrous oxide, carbon dioxide and methane emissions from an olive (*Olea europaea* L.) orchard. *Science of the Total Environment*, 538, 966-978.
- Maris, S. C., M. R. Teira-Esmatges, A. D. Bosch-Serra, B. Moreno-García & M. M. Català (2016) Effect of fertilising with pig slurry and chicken manure on GHG emissions from Mediterranean paddies. *Science of The Total Environment*, 569-570, 306-320.
- Mariscal-Sancho, I., B. C. Ball & F. Peregrina (2011) Soil Quality Dynamics Following Long-Term Application of Poultry Manure and Sewage Sludge on Grassland. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 42, 656-668.
- Mariscal-Sancho, I., F. Peregrina, M. A. Mendiola, J. Santano & R. Espejo (2009) Exchange Complex Composition in Mediterranean Ultisols Under Various Types of Vegetation and Soil Uses. *Soil Science*, 174, 339-345.
- Mariscal-Sancho, I., J. Santano, M. A. Mendiola, F. Peregrina & R. Espejo (2010) Carbon Dioxide Emission Rates and beta-Glucosidase Activity in Mediterranean Ultisols Under Different Soil Management. *Soil Science*, 175, 453-460.
- Marques, M. J., S. Garcia-Munoz, G. Munoz-Organero & R. Bienes (2010) Soil Conservation beneath Grass Cover in Hillside Vineyards under Mediterranean Climatic Conditions (Madrid, Spain). *Land Degradation & Development*, 21, 122-131.
- Marquez-Garcia, F., E. J. Gonzalez-Sanchez, S. Castro-Garcia & R. Ordonez-Fernandez (2013) Improvement of soil carbon sink by cover crops in olive orchards under semiarid

- conditions. Influence of the type of soil and weed. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 11, 335-346.
- Marras, S., S. Masia, P. Duce, D. Spano & C. Sirca (2015) Carbon footprint assessment on a mature vineyard. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214, 350-356.
- Marti-Roura, M., P. Casals & J. Romanya (2011) Temporal changes in soil organic C under Mediterranean shrublands and grasslands: impact of fire and drought. *Plant and Soil*, 338, 289-300.
- Martin-Gorriz, B., M. Soto-García & V. Martínez-Alvarez (2014) Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy*, 77, 478-488.
- Martin-Lammerding, D., C. Hontoria, J. L. Tenorio & I. Walter (2011) Mediterranean Dry land Farming: Effect of Tillage Practices on Selected Soil Properties. *Agronomy Journal*, 103, 382-389.
- Martinez, E., F. Domingo, A. Rosello, J. Serra, J. Boixadera & J. Lloveras (2017) The effects of dairy cattle manure and mineral N fertilizer on irrigated maize and soil N and organic C. *European Journal of Agronomy*, 83, 78-85.
- Martinez, E., J. P. Fuentes, V. Pino, P. Silva & E. Acevedo (2013) Chemical and biological properties as affected by no-tillage and conventional tillage systems in an irrigated Haploxeroll of Central Chile. *Soil & Tillage Research*, 126, 238-245.
- Martinez-Blanco, J., P. Munoz, A. Anton & J. Rieradevall (2011) Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint. *Journal of Cleaner Production*, 19, 985-997.
- Martín-Lammerding, D., M. Navas, M. d. M. Albarrán, J. L. Tenorio & I. Walter (2015) LONG term management systems under semiarid conditions: Influence on labile organic matter, β -glucosidase activity and microbial efficiency. *Applied Soil Ecology*, 96, 296-305.
- Martínez, E., J.-P. Fuentes, P. Silva, S. Valle & E. Acevedo (2008) Soil physical properties and wheat root growth as affected by no-tillage and conventional tillage systems in a Mediterranean environment of Chile. *Soil and Tillage Research*, 99, 232-244.
- Martínez-Fernández, G., L. Abecia, A. Arco, G. Cantalapiedra-Hijar, A. Martín-García, E. Molina-Alcaide, M. Kindermann, S. Duval & D. Yáñez-Ruiz (2014a) Effects of ethyl-3-nitrooxy propionate and 3-nitrooxypropanol on ruminal fermentation, microbial abundance, and methane emissions in sheep. *Journal of dairy science*, 97, 3790-3799.
- Martínez-Fernández, G., L. Abecia, A. Martín-García, E. Ramos-Morales, G. Hervás, E. Molina-Alcaide & D. Yáñez-Ruiz (2013) In vitro–in vivo study on the effects of plant compounds on rumen fermentation, microbial abundances and methane emissions in goats. *Animal*, 7, 1925-1934.
- Martínez-Fernández, G., L. Abecia, E. Ramos-Morales, A. Martín-García, E. Molina-Alcaide & D. Yáñez-Ruiz (2014b) Effects of propyl propane thiosulfinate on nutrient utilization, ruminal fermentation, microbial population and methane emissions in goats. *Animal Feed Science and Technology*, 191, 16-25.

- Marull, J., C. Font, R. Padro, E. Tello & A. Panazzolo (2016a) Energy-Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agroecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000). *Ecological Indicators*, 66, 30-46.
- Marull, J., C. Font, E. Tello, N. Fullana, E. Domene, M. Pons & E. Galan (2016b) Towards an energy-landscape integrated analysis? Exploring the links between socio-metabolic disturbance and landscape ecology performance (Mallorca, Spain, 1956-2011). *Landscape Ecology*, 31, 317-336.
- Marull, J., J. Pino, E. Tello & M. J. Cordobilla (2010) Social metabolism, landscape change and land-use planning in the Barcelona Metropolitan Region. *Land use policy*, 27, 497-510.
- Masciandaro, G. & B. Ceccanti (1999) Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. *Soil and Tillage Research*, 51, 129-137.
- Masciandaro, G., E. Peruzzi, S. Doni & C. Macci (2014) Fertigation with Wastewater and Vermicompost: Soil Biochemical and Agronomic Implications. *Pedosphere*, 24, 625-634.
- Mazzoncini, M., D. Antichi, C. Di Bene, R. Risaliti, M. Petri & E. Bonari (2016) Soil carbon and nitrogen changes after 28 years of no-tillage management under Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 77, 156-165.
- Mazzoncini, M., S. Canali, M. Giovannetti, M. Castagnoli, F. Tittarelli, D. Antichi, R. Nannelli, C. Cristani & P. Barberi (2010) Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology*, 44, 124-132.
- Mazzoncini, M., C. Di Bene, A. Coli, D. Antichi, M. Petri & E. Bonari (2008) Rainfed wheat and soybean productivity in a long-term tillage experiment in central Italy. *Agronomy Journal*, 100, 1418-1429.
- Mazzoncini, M., T. B. Sapkota, P. Bàrberi, D. Antichi & R. Risaliti (2011) Long-term effect of tillage, nitrogen fertilization and cover crops on soil organic carbon and total nitrogen content. *Soil and Tillage Research*, 114, 165-174.
- McCarty, J. L. (2011) Remote Sensing-Based Estimates of Annual and Seasonal Emissions from Crop Residue Burning in the Contiguous United States. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 61, 22-34.
- Meale, S. J., T. A. McAllister, K. A. Beauchemin, O. M. Harstad & A. V. Chaves (2012) Strategies to reduce greenhouse gases from ruminant livestock. *Acta Agriculturae Scandinavica Section a-Animal Science*, 62, 199-211.
- Meijide, A., L. M. Cardenas, L. Sanchez-Martin & A. Vallejo (2010) Carbon dioxide and methane fluxes from a barley field amended with organic fertilizers under Mediterranean climatic conditions. *Plant and Soil*, 328, 353-367.
- Meijide, A., J. A. Diez, L. Sanchez-Martin, S. Lopez-Fernandez & A. Vallejo (2007) Nitrogen oxide emissions from an irrigated maize crop amended with treated pig slurries and composts in a Mediterranean climate. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 121, 383-394.
- Meijide, A., L. Garcia-Torres, A. Arce & A. Vallejo (2009) Nitrogen oxide

- emissions affected by organic fertilization in a non-irrigated Mediterranean barley field. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 132, 106-115.
- Meijide, A., C. Gruening, I. Goded, G. Seufert & A. Cescatti (2017) Water management reduces greenhouse gas emissions in a Mediterranean rice paddy field. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 168-178.
- Melero, S., R. J. Lopez-Bellido, L. Lopez-Bellido, V. Muñoz-Romero, F. Moreno, J. M. Murillo & A. J. Franzluebbers (2012) Stratification ratios in a rainfed Mediterranean Vertisol in wheat under different tillage, rotation and N fertilisation rates. *Soil & Tillage Research*, 119, 7-12.
- Melero, S., R. Lopez-Garrido, J. Manuel Murillo & F. Moreno (2009a) Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil & Tillage Research*, 104, 292-298.
- Melero, S., R. J. López-Bellido, L. López-Bellido, V. Muñoz-Romero, F. Moreno & J. M. Murillo (2011a) Long-term effect of tillage, rotation and nitrogen fertiliser on soil quality in a Mediterranean Vertisol. *Soil and Tillage Research*, 114, 97-107.
- Melero, S., R. López-Garrido, E. Madejón, J. M. Murillo, K. Vanderlinden, R. Ordóñez & F. Moreno (2009b) Long-term effects of conservation tillage on organic fractions in two soils in southwest of Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133, 68-74.
- Melero, S., E. Madejon, J. F. Herencia & J. C. Ruiz (2007a) Biochemical properties of two different textured soils (loam and clay) after the addition of two different composts during conversion to organic farming. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5, 593-604.
- Melero, S., E. Madejon, J. F. Herencia & J. C. Ruiz (2008) Effect of implementing organic farming on chemical and biochemical properties of an irrigated loam soil. *Agronomy Journal*, 100, 136-144.
- Melero, S., E. Madejon, J. C. Ruiz & J. F. Herencia (2007b) Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agriculture system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy*, 26, 327-334.
- Melero, S., M. Panettieri, E. Madejón, H. G. Macpherson, F. Moreno & J. M. Murillo (2011b) Implementation of chiselling and mouldboard ploughing in soil after 8 years of no-till management in SW, Spain: Effect on soil quality. *Soil and Tillage Research*, 112, 107-113.
- Melero, S., A. Perez-de-Mora, J. M. Murillo, F. Buegger, K. Kleinedam, S. Kublik, K. Vanderlinden, F. Moreno & M. Schloter (2011c) Denitrification in a vertisol under long-term tillage and no-tillage management in dryland agricultural systems: Key genes and potential rates. *Applied Soil Ecology*, 47, 221-225.
- Melero, S., J. C. R. Porras, J. F. Herencia & E. Madejon (2006) Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil and Tillage Research*, 90, 162-170.
- Melero, S., K. Vanderlinden, J. C. Ruiz & E. Madejon (2009c) Soil biochemical response after 23 years of direct drilling under a dryland agriculture system in southwest Spain. *Journal of*

- Agricultural Science, 147, 9-15.
- Menendez, S., R. J. Lopez-Bellido, J. Benitez-Vega, C. Gonzalez-Murua, L. Lopez-Bellido & J. M. Estavillo (2008a) Long-term effect of tillage, crop rotation and N fertilization to wheat on gaseous emissions under rainfed Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 28, 559-569.
- Menendez, S., P. Merino, A. Lekuona, M. Pinto, C. Gonzalez-Murua & J. M. Estavillo (2008b) The effect of cattle slurry electroflotation products as fertilizers on gaseous emissions and grassland yield. *Journal of Environmental Quality*, 37, 956-962.
- Meneses, M., C. M. Torres & F. Castells (2016) Sensitivity analysis in a life cycle assessment of an aged red wine production from Catalonia, Spain. *Science of the Total Environment*, 562, 571-579.
- Menéndez, S., P. Merino, M. Pinto, C. González-Murua & J. M. Estavillo (2009) Effect of N-(n-butyl) Thiophosphoric Triamide and 3,4 Dimethylpyrazole Phosphate on Gaseous Emissions from Grasslands under Different Soil Water Contents All rights reserved. No part of this periodical may be reproduced or transmitted in any form or by any means, electronic or mechanical, including photocopying, recording, or any information storage and retrieval system, without permission in writing from the publisher. *Journal of Environmental Quality*, 38, 27-35.
- Merino, P., A. Artetxe, A. Castellón, S. Menéndez, A. Aizpurua & J. M. Estavillo (2012) Warming potential of N₂O emissions from rapeseed crop in Northern Spain. *Soil and Tillage Research*, 123, 29-34.
- Merino, P., E. Ramirez-Fanlo, H. Arriaga, O. Del Hierro, A. Artetxe & M. Viguria (2011) Regional inventory of methane and nitrous oxide emission from ruminant livestock in the Basque Country. *Animal feed science and technology*, 166, 628-640.
- Meyer, R., B. R. Cullen & R. J. Eckard (2016) Modelling the influence of soil carbon on net greenhouse gas emissions from grazed pastures. *Animal Production Science*, 56, 585-593.
- Michos, M. C., A. P. Mamolos, G. C. Menexes, C. A. Tsatsarelis, V. M. Tsirakoglou & K. L. Kalburtji (2012) Energy inputs, outputs and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional peach orchards. *Ecological Indicators*, 13, 22-28.
- Mielenz, H., P. J. Thorburn, R. H. Harris, S. J. Officer, G. D. Li, G. D. Schwenke & P. R. Grace (2016) Nitrous oxide emissions from grain production systems across a wide range of environmental conditions in eastern Australia. *Soil Research*, 54, 659-674.
- Migliorini, P., V. Moschini, F. Tittarelli, C. Ciaccia, S. Benedettelli, C. Vazzana & S. Canali (2014) Agronomic performance, carbon storage and nitrogen utilisation of long-term organic and conventional stockless arable systems in Mediterranean area. *European Journal of Agronomy*, 52, 138-145.
- Milgroom, J., M. A. Soriano, J. M. Garrido, J. A. Gomez & E. Fereres (2007) The influence of a shift from conventional to organic olive farming on soil management and erosion risk in southern Spain. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22, 1-10.
- Minoshima, H., L. E. Jackson, T. R. Cavagnaro, S. Sanchez-Moreno, H. Ferris, S. R. Temple, S. Goyal & J. P. Mitchell

- (2007) Soil food webs and carbon dynamics in response to conservation tillage in California. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 952-963.
- Miralles, I., R. Ortega, G. Almendros, M. Sanchez-Maranon & M. Soriano (2009) Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain. *Geoderma*, 150, 120-128.
- Miralles, I., R. Ortega, M. Sánchez-Marañón, M. Soriano & G. Almendros (2007) Assessment of biogeochemical trends in soil organic matter sequestration in Mediterranean calcimorphic mountain soils (Almería, Southern Spain). *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2459-2470.
- Miranda, N. D., R. Granell, H. L. Tuomisto & M. D. McCulloch (2016) Meta-analysis of methane yields from anaerobic digestion of dairy cattle manure. *Biomass and Bioenergy*, 86, 65-75.
- Miranda, N. D., H. L. Tuomisto & M. D. McCulloch (2015) Meta-analysis of greenhouse gas emissions from anaerobic digestion processes in dairy farms. *Environmental science & technology*, 49, 5211-5219.
- Mitchell, J. P., C. Shennan, M. J. Singer, D. W. Peters, R. O. Miller, T. Prichard, S. R. Grattan, J. D. Rhoades, D. M. May & D. S. Munk (2000) Impacts of gypsum and winter cover crops on soil Physical properties and crop productivity when irrigated with saline water. *Agricultural Water Management*, 45, 55-71.
- Mohamad, R. S., V. Verrastro, L. Al Bitar, R. Roma, M. Moretti & Z. Al Chami (2016) Effect of different agricultural practices on carbon emission and carbon stock in organic and conventional olive systems. *Soil Research*, 54, 173-181.
- Mohamad, R. S., V. Verrastro, G. Cardone, M. R. Bteich, M. Favia, M. Moretti & R. Roma (2014) Optimization of organic and conventional olive agricultural practices from a Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 70, 78-89.
- Mohammadi, A., S. Rafiee, A. Jafari, T. Dalgaard, M. T. Knudsen, A. Keyhani, S. H. Mousavi-Avval & J. E. Hermansen (2013) Potential greenhouse gas emission reductions in soybean farming: a combined use of Life Cycle Assessment and Data Envelopment Analysis. *Journal of Cleaner Production*, 54, 89-100.
- Mohawesh, O., M. Mahmoud, M. Janssen & B. Lennartz (2014) Effect of irrigation with olive mill wastewater on soil hydraulic and solute transport properties. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11, 927-934.
- Monokrousos, N., E. M. Papatheodorou, J. D. Diamantopoulos & G. P. Stamou (2006) Soil quality variables in organically and conventionally cultivated field sites. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 1282-1289.
- Monokrousos, N., E. M. Papatheodorou & G. P. Stamou (2008) The response of soil biochemical variables to organic and conventional cultivation of Asparagus sp. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 198-206.
- Montanaro, G., G. Celano, B. Dichio & C. Xiloyannis (2009) Effects of soil-protecting agricultural practices on soil organic carbon and productivity in fruit tree orchards. *Land Degradation & Development*, 21, 132-138.
- Montanaro, G., B. Dichio, C. Briccoli Bati & C.

- Xiloyannis (2012) Soil management affects carbon dynamics and yield in a Mediterranean peach orchard. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 161, 46-54.
- Montanaro, G., A. C. Tuzio, E. Xylogiannis, A. Kolimenakis & B. Dichio (2017a) Carbon budget in a Mediterranean peach orchard under different management practices. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 104-113.
- Montanaro, G., C. Xiloyannis, V. Nuzzo & B. Dichio (2017b) Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217, 92-101.
- Montemurro, F. (2009) Different Nitrogen Fertilization Sources, Soil Tillage, and Crop Rotations in Winter Wheat: Effect on Yield, Quality, and Nitrogen Utilization. *Journal of Plant Nutrition*, 32, 1-18.
- Montemurro, F. (2010) ARE ORGANIC N FERTILIZING STRATEGIES ABLE TO IMPROVE LETTUCE YIELD, USE OF NITROGEN AND N STATUS? *Journal of Plant Nutrition*, 33, 1980-1997.
- Montemurro, F., S. Canali, G. Convertini, D. Ferri, F. Tittarelli & C. Vitti (2008) Anaerobic digestates application on fodder crops: effects on plant and soil. *Agrochimica*, 52, 297-312.
- Montemurro, F., G. Convertini & D. Ferri (2004) Mill wastewater and olive pomace compost as amendments for rye-grass. *Agronomie*, 24, 481-486.
- Montemurro, F., G. Convertini, D. Ferri & M. Maiorana (2005a) MSW compost application on tomato crops in Mediterranean conditions: Effects on agronomic performance and nitrogen utilization. *Compost Science & Utilization*, 13, 234-242.
- Montemurro, F., D. Ferri, F. Tittarelli, S. Canali & C. Vitti (2010a) Anaerobic Digestate and On-Farm Compost Application: Effects on Lettuce (*Lactuca sativa* L.) Crop Production and Soil Properties. *Compost Science & Utilization*, 18, 184-193.
- Montemurro, F. & M. Maiorana (2007) Nitrogen utilization, yield, quality and soil properties in a sugarbeet crop amended with municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*, 15, 84-92.
- Montemurro, F., M. Maiorana, G. Convertini & D. Ferri (2006) Compost organic amendments in fodder crops: Effects on yield, nitrogen utilization and soil characteristics. *Compost Science & Utilization*, 14, 114-123.
- Montemurro, F., M. Maiorana, G. Convertini & D. Ferri (2007a) Alternative sugar beet production using shallow tillage and municipal solid waste fertiliser. *Agronomy for Sustainable Development*, 27, 129-137.
- Montemurro, F., M. Maiorana, G. Convertini & D. Ferri (2007b) Effect of different N fertilisation strategies on yield, plant N status, N uptake and soil characteristics in a maize-barley rotation. *Agrochimica*, 51, 40-54.
- Montemurro, F., M. Maiorana, G. Convertini & F. Fornaro (2005b) Improvement of soil properties and nitrogen utilisation of sunflower by amending municipal solid waste compost. *Agronomy for Sustainable Development*, 25, 369-375.
- Montemurro, F., F. Tittarelli, O. Lopodota, V. Verrastro & M. Diacono (2015) Agronomic performance of experimental fertilizers on spinach (*Spinacia oleracea* L.) in organic farming. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102, 227-241.

- Montemurro, F., C. Vitti, M. Diacono, S. Canali, F. Tittarelli & D. Ferri (2010b) A THREE-YEAR FIELD ANAEROBIC DIGESTATES APPLICATION: EFFECTS ON FODDER CROPS PERFORMANCE AND SOIL PROPERTIES. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19, 2087-2093.
- Moraes, L. E., J. G. Fadel, A. R. Castillo, D. P. Casper, J. M. Tricarico & E. Kebreab (2015) Modeling the trade-off between diet costs and methane emissions: A goal programming approach. *Journal of Dairy Science*, 98, 5557-5571.
- Morari, F., E. Lugato, A. Berti & L. Giardini (2006) Long-term effects of recommended management practices on soil carbon changes and sequestration in north-eastern Italy. *Soil Use and Management*, 22, 71-81.
- Morari, F., E. Lugato, R. Polese, A. Berti & L. Giardini (2012) Nitrate concentrations in groundwater under contrasting agricultural management practices in the low plains of Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 147, 47-56.
- Morell, F. J., C. Cantero-Martinez, J. Lampurlanes, D. Plaza-Bonilla & J. Alvaro-Fuentes (2011) Soil Carbon Dioxide Flux and Organic Carbon Content: Effects of Tillage and Nitrogen Fertilization. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 1874-1884.
- Morell, F. J., J. Alvaro-Fuentes, J. Lampurlanes & C. Cantero-Martínez (2010) Soil CO₂ fluxes following tillage and rainfall events in a semiarid Mediterranean agroecosystem: Effects of tillage systems and nitrogen fertilization. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 167-173.
- Moreno, B., R. Canizares, R. Nunez & E. Benitez (2013) Genetic diversity of bacterial beta-glucosidase-encoding genes as a function of soil management. *Biology and Fertility of Soils*, 49, 735-745.
- Moreno, B., S. Garcia-Rodriguez, R. Cañizares, J. Castro & E. Benítez (2009) Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 131, 333-339.
- Moreno, F., J. Martín-Aranda, K. Konstankiewicz & F. Gomez-Rojas (1986) Changes in soil physical and mechanical properties due to transformation from dry farming (olives) to irrigation (annual crops). *Soil and Tillage Research*, 7, 75-84.
- Moreno, F., J. M. Murillo, F. Pelegrín & I. F. Girón (2006) Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO₃. *Soil and Tillage Research*, 85, 86-93.
- Moreno, F., F. Pelegrín, J. E. Fernández & J. M. Murillo (1997) Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil and Tillage Research*, 41, 25-42.
- Moreno, G. (2008a) Response of understorey forage to multiple tree effects in Iberian dehesas. *Agriculture, ecosystems & environment*, 123, 239-244.
- Moreno, G., J. J. Obrador & A. García (2007) Impact of evergreen oaks on soil fertility and crop production in intercropped dehesas. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 119, 270-280.
- Moreno, J. L., F. Bastida, T. Hernandez & C. Garcia (2008) Relationship between

- the agricultural management of a semi-arid soil and microbiological quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 39, 421-439.
- Moreno, M. M., C. Lacasta, R. Meco & C. Moreno (2011) Rainfed crop energy balance of different farming systems and crop rotations in a semi-arid environment: Results of a long-term trial. *Soil and Tillage Research*, 114, 18-27.
- Moret-Fernandez, D., Y. Pueyo, C. G. Bueno & C. L. Alados (2011) Hydro-physical responses of gypseous and non-gypseous soils to livestock grazing in a semi-arid region of NE Spain. *Agricultural Water Management*, 98, 1822-1827.
- Morra, L., L. Pagano, P. Iovieno, D. Baldantoni & A. Alfani (2010) Soil and vegetable crop response to addition of different levels of municipal waste compost under Mediterranean greenhouse conditions. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 701-709.
- Moscatelli, M., A. Lagomarsino, A. Garzillo, A. Pignataro & S. Grego (2012) β -Glucosidase kinetic parameters as indicators of soil quality under conventional and organic cropping systems applying two analytical approaches. *Ecological Indicators*, 13, 322-327.
- Moussa-Machraoui, S. B., F. Errouissi, M. Ben-Hammouda & S. Nouria (2010) Comparative effects of conventional and no-tillage management on some soil properties under Mediterranean semi-arid conditions in northwestern Tunisia. *Soil & Tillage Research*, 106, 247-253.
- Moussadek, R., R. Mrabet, P. Zante, J. M. Lamachere, Y. Pepin, Y. Le Bissonnais, L. M. Ye, A. Verdoort & E. Van Ranst (2011) Impact of tillage and residue management on the soil properties and water erosion of a Mediterranean Vertisol. *Canadian Journal of Soil Science*, 91, 627-635.
- Mrabet, R., K. Ibno-Namr, F. Bessam & N. Saber (2001a) Soil chemical quality changes and implications for fertilizer management after 11 years of no-tillage wheat production systems in semiarid Morocco. *Land Degradation & Development*, 12, 505-517.
- Mrabet, R., N. Saber, A. El-Brahli, S. Lahlou & F. Bessam (2001b) Total, particulate organic matter and structural stability of a Calcixeroll soil under different wheat rotations and tillage systems in a semiarid area of Morocco. *Soil and Tillage Research*, 57, 225-235.
- Munoz, C., C. M. Monreal, M. Schnitzer & E. Zagal (2008) Influence of *Acacia caven* (Mol) coverage on carbon distribution and its chemical composition in soil organic carbon fractions in a Mediterranean-type climate region. *Geoderma*, 144, 352-360.
- Munoz, P., A. Paranjpe, J. I. Montero & A. Anton. 2012. *Cascade Crops: an Alternative Solution for Increasing Sustainability of Greenhouse Tomato Crops in Mediterranean Zone*. In *Xxviii International Horticultural Congress on Science and Horticulture for People*, eds. N. Castilla, O. VanKooten, S. Sase, J. F. Meneses, W. H. Schnitzler & E. VanOs, 801-805.
- Munoz-Rojas, M., L. Doro, L. Ledda & R. Francaviglia (2015a) Application of CarboSOIL model to predict the effects of climate change on soil organic carbon stocks in agro-silvo-pastoral Mediterranean management systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 202, 8-16.

- Munoz-Rojas, M., A. Jordan, L. M. Zavala, D. De la Rosa, S. K. Abd-Elmabod & M. Anaya-Romero (2012) Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses (Southern Spain). *Solid Earth*, 3, 375-386.
- Munoz-Rojas, M., A. Jordan, L. M. Zavala, D. De la Rosa, S. K. Abd-Elmabod & M. Anaya-Romero (2015b) IMPACT OF LAND USE AND LAND COVER CHANGES ON ORGANIC CARBON STOCKS IN MEDITERRANEAN SOILS (1956-2007). *Land Degradation & Development*, 26, 168-179.
- Munoz-Rojas, M., A. Jordan, L. M. Zavala, F. A. Gonzalez-Penaloza, D. De la Rosa, R. Pino-Mejias & M. Anaya-Romero (2013) Modelling soil organic carbon stocks in global change scenarios: a CarboSOIL application. *Biogeosciences*, 10, 8253-8268.
- Muñoz, A., A. López-Piñeiro & M. Ramírez (2007) Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. *Soil and Tillage Research*, 95, 255-265.
- Muñoz, I., M. del Mar Gómez & A. R. Fernández-Alba (2010) Life Cycle Assessment of biomass production in a Mediterranean greenhouse using different water sources: Groundwater, treated wastewater and desalinated seawater. *Agricultural Systems*, 103, 1-9.
- Nair, G. A., M. A. El-Mariami, M. J. I. Briones, A. M. Filogh & A. K. Youssef (2005) Earthworm resources of Benghazi, Libya. *Journal of Environmental Biology*, 26, 175-178.
- Namr, K. I. & R. Mrabet (2004) Influence of agricultural management on chemical quality of a clay soil of semi-arid Morocco. *Journal of African Earth Sciences*, 39, 485-489.
- Nasini, L., G. Gigliotti, M. A. Balduccini, E. Federici, G. Cenci & P. Proietti (2013) Effect of solid olive-mill waste amendment on soil fertility and olive (*Olea europaea* L.) tree activity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 164, 292-297.
- Nayal, F. S., A. Mammadov & N. Ciliz (2016) Environmental assessment of energy generation from agricultural and farm waste through anaerobic digestion. *Journal of Environmental Management*, 184, 389-399.
- Neto, C., C. Carranca, J. Clemente & A. de Varennes (2008) Nitrogen distribution, remobilization and recycling in young orchard of non-bearing 'Rocha' pear trees. *Scientia Horticulturae*, 118, 299-307.
- Nguyen, T. L. T., J. E. Hermansen & L. Mogensen (2010a) Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18, 756-766.
- Nguyen, T. L. T., J. E. Hermansen & L. Mogensen (2010b) Fossil energy and GHG saving potentials of pig farming in the EU. *Energy Policy*, 38, 2561-2571.
- Nicolini, G., S. Castaldi, G. Fratini & R. Valentini (2013) A literature overview of micrometeorological CH₄ and N₂O flux measurements in terrestrial ecosystems. *Atmospheric Environment*, 81, 311-319.
- Nicolo, B. F., A. I. De Luca, T. Stillitano, N. Iofrida, G. Falcone & G. Gulisano (2017) Environmental and Economic Sustainability Assessment of Navel Oranges from the Cultivation to the Packinghouse According to Environmental Product Declarations System. *Quality-Access to Success*, 18, 108-112.
- Nicoló, B., M. De Salvo, C. Ramírez-Sanz, A.

- Estruch, N. Sanjuán, G. Falcone & A. Strano (2015) Environmental Sustainability Of The Clementine Production Systems In Italy And Spain.: An Approach Based On Life Cycle Assessment. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 192, 173-184.
- Nieto, O. M., J. Castro, E. Fernandez & P. Smith (2010) Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use and Management*, 26, 118-125.
- Nieto, O. M., J. Castro & E. Fernández-Ondoño (2013) Conventional tillage versus cover crops in relation to carbon fixation in Mediterranean olive cultivation. *Plant and Soil*, 365, 321-335.
- Nijdam, D., T. Rood & H. Westhoek (2012) The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle assessments of animal food products and their substitutes. *Food policy*, 37, 760-770.
- Nikkhah, A., B. Emadi, H. Soltanali, S. Firouzi, K. A. Rosentrater & M. S. Allahyari (2016) Integration of life cycle assessment and Cobb-Douglas modeling for the environmental assessment of kiwifruit in Iran. *Journal of Cleaner Production*, 137, 843-849.
- Nikkhah, A., M. Khojastehpour, B. Emadi, A. Taheri-Rad & S. Khorramdel (2015) Environmental impacts of peanut production system using life cycle assessment methodology. *Journal of Cleaner Production*, 92, 84-90.
- Nikkhah, A., M. Royan, M. Khojastehpour & J. Bacenetti (2017) Environmental impacts modeling of Iranian peach production. *Renewable & Sustainable Energy Reviews*, 75, 677-682.
- Novak, S. & J.-L. Fiorelli (2010) Greenhouse gases and ammonia emissions from organic mixed crop-dairy systems: a critical review of mitigation options. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 215-236.
- Noya, I., X. Aldea, C. M. Gasol, S. Gonzalez-Garcia, M. J. Amores, J. Colon, S. Ponsa, I. Roman, M. A. Rubio, E. Casas, M. T. Moreira & J. Boschmonart-Rives (2016) Carbon and water footprint of pork supply chain in Catalonia: From feed to final products. *Journal of Environmental Management*, 171, 133-143.
- Noya, I., X. Aldea, S. Gonzalez-Garcia, C. M. Gasol, M. T. Moreira, M. J. Amores, D. Marin & J. Boschmonart-Rives (2017a) Environmental assessment of the entire pork value chain in Catalonia - A strategy to work towards Circular Economy. *Science of the Total Environment*, 589, 122-129.
- Noya, I., S. Gonzalez-Garcia, J. Bacenetti, L. Arroja & M. Teresa Moreira (2015) Comparative life cycle assessment of three representative feed cereals production in the Po Valley (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 99, 250-265.
- Noya, I., P. Villanueva-Rey, S. González-García, M. Fernandez, M. Rodriguez & M. Moreira (2017) Life Cycle Assessment of pig production: A case study in Galicia. *Journal of Cleaner Production*, 142, 4327-4338.
- Ntinas, G. K., M. Neumair, C. D. Tsadilas & J. Meyer (2017) Carbon footprint and cumulative energy demand of greenhouse and open-field tomato cultivation systems under Southern and Central European climatic conditions. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3617-3626.

- Nunes, J. M., A. López-Piñeiro, A. Albarrán, A. Muñoz & J. Coelho (2007) Changes in selected soil properties caused by 30 years of continuous irrigation under Mediterranean conditions. *Geoderma*, 139, 321-328.
- Nunes, J. M. R., A. Bonito, L. Loures, J. Gama, A. Lopez-Pineiro, D. Pena & A. Albarran (2017) Effects of the European Union Agricultural and Environmental Policies in the Sustainability of Most Common Mediterranean Soils. *Sustainability*, 9, 16.
- Okur, N., A. Altındışlı, M. Çengel, S. Göçmez & H. H. Kayıkçıoğlu (2009) Microbial biomass and enzyme activity in vineyard soils under organic and conventional farming systems. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 33, 413-423.
- Olaya-Abril, A., L. Parras-Alcantara, B. Lozano-Garcia & R. Obregon-Romero (2017) Soil organic carbon distribution in Mediterranean areas under a climate change scenario via multiple linear regression analysis. *Science of the Total Environment*, 592, 134-143.
- Olego, M. A., J. Cordero, M. J. Quiroga, M. Sanchez-Garcia, J. C. Alvarez & E. Garzon-Jimeno (2015) Effect of leonardite application on soil organic matter and micronutrient levels in an inceptisol soil cultivated with vine (*Vitis vinifera* L.). *Itea-Informacion Tecnica Economica Agraria*, 111, 210-226.
- Olesen, J. E., K. Schelde, A. Weiske, M. R. Weisbjerg, W. A. Asman & J. Djurhuus (2006) Modelling greenhouse gas emissions from European conventional and organic dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 207-220.
- Ordóñez-Fernández, R., A. R. R. de Torres, J. Roman-Vázquez, P. González-Fernández & R. Carbonell-Bojollo (2015) Macronutrients released during the decomposition of pruning residues used as plant cover and their effect on soil fertility. *Journal of Agricultural Science*, 153, 615-630.
- Ordóñez-Fernández, R., A. Rodríguez-Lizana, R. Carbonell, P. González & F. Perea (2007a) Dynamics of residue decomposition in the field in a dryland rotation under Mediterranean climate conditions in southern Spain. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 79, 243-253.
- Ordóñez-Fernández, R., A. Rodríguez-Lizana, A. J. Espejo-Pérez, P. González-Fernández & M. M. Saavedra (2007b) Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *European Journal of Agronomy*, 27, 144-153.
- Owen, J. J., W. J. Parton & W. L. Silver (2015) Long-term impacts of manure amendments on carbon and greenhouse gas dynamics of rangelands. *Global Change Biology*, 21, 4533-4547.
- Owen, J. J. & W. L. Silver (2015) Greenhouse gas emissions from dairy manure management: a review of field-based studies. *Global Change Biology*, 21, 550-565.
- Owen, J. J. & W. L. Silver (2016) Greenhouse gas emissions from dairy manure management in a Mediterranean environment. *Ecological Applications*, 27, 545-559.
- Ozpinar, S. (2010) Changes in Soil Physical Properties in Response to Maize Tillage Management on a Clay Loam Soil. *Philippine Agricultural Scientist*, 93, 337-345.
- Ozpinar, S. & H. Baytekin (2006) Effects of tillage on biomass, roots, N-accumulation of vetch (*Vicia sativa* L.)

- on a clay loam soil in semi-arid conditions. *Field Crops Research*, 96, 235-242.
- Ozpinar, S. & A. Cay (2005) Effects of minimum and conventional tillage systems on soil properties and yield of winter wheat (*Triticum aestivum* L.) in clay-loam in the Canakkale regionII. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 29, 9-18.
- Ozpinar, S. & A. Ozpinar (2015) Tillage effects on soil properties and maize productivity in western Turkey. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 61, 1029-1040.
- Ozturk, I. & H. B. Unal (2011) Evaluation of Manure Management in Dairy Cattle Farms: The Case of Izmir-Tire (Turkey) Region. *Kafkas Universitesi Veteriner Fakultesi Dergisi*, 17, 741-747.
- Pagani, M., T. G. Johnson & M. Vittuari (2017) Energy input in conventional and organic paddy rice production in Missouri and Italy: A comparative case study. *Journal of Environmental Management*, 188, 173-182.
- Pagani, M., M. Vittuari, T. G. Johnson & F. De Menna (2016) An assessment of the energy footprint of dairy farms in Missouri and Emilia-Romagna. *Agricultural Systems*, 145, 116-126.
- Palese, A. M., M. Pergola, M. Favia, C. Xiloyannis & G. Celan (2013) A sustainable model for the management of olive orchards located in semi-arid marginal areas: Some remarks and indications for policy makers. *Environmental Science & Policy*, 27, 81-90.
- Palese, A. M., N. Vignozzi, G. Celano, A. E. Agnelli, M. Pagliai & C. Xiloyannis (2014) Influence of soil management on soil physical characteristics and water storage in a mature rainfed olive orchard. *Soil and Tillage Research*, 144, 96-109.
- Palmieri, N., M. B. Forleo, G. Giannoccaro & A. Suardi (2017) Environmental impact of cereal straw management: An on-farm assessment. *Journal of Cleaner Production*, 142, 2950-2964.
- Panayiotou, E., M. Dimou & N. Monokrousos (2017) The effects of grazing intensity on soil processes in a Mediterranean protected area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189, 11.
- Panettieri, M., A. E. Berns, H. Knicker, J. M. Murillo & E. Madejon (2015) Evaluation of seasonal variability of soil biogeochemical properties in aggregate-size fractionated soil under different tillages. *Soil & Tillage Research*, 151, 39-49.
- Panettieri, M., I. Carmona, S. Melero, E. Madejon & H. Gomez-Macpherson (2013a) Effect of permanent bed planting combined with controlled traffic on soil chemical and biochemical properties in irrigated semi-arid Mediterranean conditions. *Catena*, 107, 103-109.
- Panettieri, M., H. Knicker, J. M. Murillo, E. Madejon & P. G. Hatcher (2014) Soil organic matter degradation in an agricultural chronosequence under different tillage regimes evaluated by organic matter pools, enzymatic activities and CPMAS C-13 NMR. *Soil Biology & Biochemistry*, 78, 170-181.
- Panettieri, M., L. Lazaro, R. Lopez-Garrido, J. M. Murillo & E. Madejon (2013b) Glyphosate effect on soil biochemical properties under conservation tillage. *Soil & Tillage Research*, 133, 16-24.
- Paolotti, L., A. Boggia, C. Castellini, L. Rocchi & A. Rosati (2016) Combining livestock and tree crops to improve sustainability in agriculture: a case study using the Life Cycle Assessment (LCA) approach. *Journal of Cleaner*

- Production, 131, 351-363.
- Papatheodorou, E. M., E. Efthimiadou & G. P. Stamou (2008) Functional diversity of soil bacteria as affected by management practices and phenological stage of *Phaseolus vulgaris*. *European Journal of Soil Biology*, 44, 429-436.
- Papatheodorou, E. M., G. P. Stamou & A. Giannotaki (2004) Response of soil chemical and biological variables to small and large scale changes in climatic factors. *Pedobiologia*, 48, 329-338.
- Pardini, G., M. Gispert, M. Emran & S. Doni (2017) Rainfall/runoff/erosion relationships and soil properties survey in abandoned shallow soils of NE Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 499-514.
- Pardo, G., J. Cervero, J. Aibar & C. Zaragoza (2009) Nutrient evolution in soil and cereal yield under different fertilization type in dryland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 84, 267-279.
- Pardo, G., A. del Prado, M. Martínez-Mena, M. A. Bustamante, J. A. R. Martín, J. Alvaro-Fuentes & R. Moral (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.
- Pardo, G., I. Martín-García, A. Arco, D. Yañez-Ruiz, R. Moral & A. del Prado (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.
- Pardo, G., R. Moral, E. Aguilera & A. Del Prado (2015) Gaseous emissions from management of solid waste: A systematic review. *Global Change Biology*, 21, 1313-27.
- Parras-Alcantara, L., L. Díaz-Jaimes & B. Lozano-García (2015a) MANAGEMENT EFFECTS ON SOIL ORGANIC CARBON STOCK IN MEDITERRANEAN OPEN RANGELANDS-TREELESS GRASSLANDS. *Land Degradation & Development*, 26, 22-34.
- Parras-Alcantara, L., L. Díaz-Jaimes & B. Lozano-García (2015b) Organic Farming Affects C and N in Soils Under Olive Groves in Mediterranean Areas. *Land Degradation & Development*, 26, 800-806.
- Parras-Alcantara, L., L. Díaz-Jaimes, B. Lozano-García, P. F. Rebollo, F. M. Elcure & M. D. C. Muñoz (2014) Organic farming has little effect on carbon stock in a Mediterranean dehesa (southern Spain). *Catena*, 113, 9-17.
- Parras-Alcantara, L. & B. Lozano-García (2014) Conventional tillage versus organic farming in relation to soil organic carbon stock in olive groves in Mediterranean rangelands (southern Spain). *Solid Earth*, 5, 299-311.
- Parras-Alcantara, L., B. Lozano-García, E. C. Brevik & A. Cerda (2015c) Soil organic carbon stocks assessment in Mediterranean natural areas: A comparison of entire soil profiles and soil control sections. *Journal of Environmental Management*, 155, 219-228.
- Parras-Alcantara, L., B. Lozano-García & A. Galán-Espejo (2015d) Soil organic carbon along an altitudinal gradient in the Despenaperros Natural Park, southern Spain. *Solid Earth*, 6, 125-134.
- Parras-Alcantara, L., B. Lozano-García, S. Keesstra, A. Cerda & E. C. Brevik (2016) Long-term effects of soil

- management on ecosystem services and soil loss estimation in olive grove top soils. *Science of the Total Environment*, 571, 498-506.
- Parras-Alcantara, L., M. Martin-Carrillo & B. Lozano-Garcia (2013) Impacts of land use change in soil carbon and nitrogen in a Mediterranean agricultural area (Southern Spain). *Solid Earth*, 4, 167-177.
- Pattara, C., C. Russo, V. Antrodicchia & A. Cichelli (2017) Carbon footprint as an instrument for enhancing food quality: overview of the wine, olive oil and cereals sectors. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 97, 396-410.
- Pattara, C., R. Salomone & A. Cichelli (2016) Carbon footprint of extra virgin olive oil: a comparative and driver analysis of different production processes in Centre Italy. *Journal of Cleaner Production*, 127, 533-547.
- Pauselli, M. (2009) Organic livestock production systems as a model of sustainability development. *Italian Journal of Animal Science*, 8, 581-587.
- Pawelzik, E. & K. Moller (2014) Sustainable Potato Production Worldwide: the Challenge to Assess Conventional and Organic Production Systems. *Potato Research*, 57, 273-290.
- Peco, B., A. M. Sanchez & F. M. Azcarate (2006) Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 113, 284-294.
- Penuelas, J., J. Sardans, J. M. Alcaniz & J. M. Poch (2009) Increased eutrophication and nutrient imbalances in the agricultural soil of NE Catalonia, Spain. *Journal of Environmental Biology*, 30, 841-846.
- Peregrina, F. (2016) Surface soil properties influence carbon oxide pulses after precipitation events in a semiarid vineyard under conventional tillage and cover crops. *Pedosphere*, 26, 499-509.
- Peregrina, F., C. Larrieta, M. Colina, I. Mariscal-Sancho, I. Martin, J. M. Martinez-Vidaurre & E. Garcia-Escudero (2012a) Spent Mushroom Substrates Influence Soil Quality and Nitrogen Availability in a Semiarid Vineyard Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 1655-1666.
- Peregrina, F., C. Larrieta, S. Ibanez & E. Garcia-Escudero (2010) Labile Organic Matter, Aggregates, and Stratification Ratios in a Semiarid Vineyard with Cover Crops. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 2120-2130.
- Peregrina, F., E. P. Perez-Alvarez, M. Colina & E. Garcia-Escudero (2012b) Cover crops and tillage influence soil organic matter and nitrogen availability in a semi-arid vineyard. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58, S95-S102.
- Peregrina, F., E. P. Perez-Alvarez & E. Garcia-Escudero (2014a) Soil microbiological properties and its stratification ratios for soil quality assessment under different cover crop management systems in a semiarid vineyard. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 177, 548-559.
- Peregrina, F., E. P. Perez-Alvarez & E. Garcia-Escudero (2014b) The short term influence of aboveground biomass cover crops on C sequestration and beta-glucosidase in a vineyard ground under semiarid conditions. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 12, 1000-1007.
- Pereira, E. I. P., R. F. Conz & J. Six (2017) Nitrogen utilization and environmental losses in organic

- greenhouse lettuce amended with two distinct biochars. *Science of the Total Environment*, 598, 1169-1176.
- Pereira, E. I. P., E. C. Suddick, I. Mansour, F. N. D. Mukome, S. J. Parikh, K. Scow & J. Six (2015) Biochar alters nitrogen transformations but has minimal effects on nitrous oxide emissions in an organically managed lettuce mesocosm. *Biology and Fertility of Soils*, 51, 573-582.
- Pereira, J., D. Figueiro, T. H. Misselbrook, D. R. Chadwick, J. Coutinho & H. Trindade (2011) Ammonia and greenhouse gas emissions from slatted and solid floors in dairy cattle houses: A scale model study. *Biosystems Engineering*, 109, 148-157.
- Pereira, J., N. Figueiredo, P. Goufo, J. Carneiro, R. Morais, C. Carranca, J. Coutinho & H. Trindade (2013) Effects of elevated temperature and atmospheric carbon dioxide concentration on the emissions of methane and nitrous oxide from Portuguese flooded rice fields. *Atmospheric Environment*, 80, 464-471.
- Pereira, J., T. H. Misselbrook, D. R. Chadwick, J. Coutinho & H. Trindade (2010) Ammonia emissions from naturally ventilated dairy cattle buildings and outdoor concrete yards in Portugal. *Atmospheric Environment*, 44, 3413-3421.
- Pereira, J., T. H. Misselbrook, D. R. Chadwick, J. Coutinho & H. Trindade (2012) Effects of temperature and dairy cattle excreta characteristics on potential ammonia and greenhouse gas emissions from housing: A laboratory study. *Biosystems Engineering*, 112, 138-150.
- Pereira, J. & H. Trindade (2014) CONTROL OF AMMONIA EMISSIONS IN NATURALLY VENTILATED DAIRY CATTLE FACILITIES IN PORTUGAL. *Engenharia Agricola*, 34, 600-609.
- Pereira, J. & H. Trindade (2015) Impact of the intensity of milk production on ammonia and greenhouse gas emissions in Portuguese cattle farms. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 4, e06SC05 7 pages.
- Pereira, J. L. S. (2017) Assessment of ammonia and greenhouse gas emissions from broiler houses in Portugal'. *Atmospheric Pollution Research*, 8, 949-955.
- Pereira, R., S. M. Marques, S. C. Antunes, C. Marques, N. Abrantes, J. L. T. Pestana & F. Goncalves (2008) Comparison of Portuguese soils from different geographical regions using physicochemical, biological and biochemical parameters. *Journal of Soils and Sediments*, 8, 106-115.
- Perez Neira, D., M. Soler Montiel & X. Simon Fernandez (2013) Energy Analysis of Organic Farming in Andalusia (Spain). *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 37, 231-256.
- Pergola, M., M. D'Amico, G. Celano, A. M. Palese, A. Scuderi, G. Di Vita, G. Pappalardo & P. Inglese (2013a) Sustainability evaluation of Sicily's lemon and orange production: an energy, economic and environmental analysis. *Journal of Environmental Management*, 128, 674-82.
- Pergola, M., M. Favia, A. M. Palese, B. Perretti, C. Xiloyannis & G. Celano (2013b) Alternative management for olive orchards grown in semi-arid environments: An energy, economic and environmental analysis. *Scientia Horticulturae*, 162, 380-386.
- Pergola, M., A. Persiani, V. Pastore, A. M. Palese, A. Arous & G. Celano (2017) A comprehensive Life Cycle Assessment

- (LCA) of three apricot orchard systems located in Metapontino area (Southern Italy). *Journal of Cleaner Production*, 142, 4059-4071.
- Persiani, A. M., O. Maggi, J. Montalvo, M. A. Casado & F. D. Pineda (2008) Mediterranean grassland soil fungi: Patterns of biodiversity, functional redundancy and soil carbon storage. *Plant Biosystems*, 142, 111-119.
- Petersen, S. O., K. Regina, A. Pollinger, E. Rigler, L. Valli, S. Yamulki, M. Esala, C. Fabbri, E. Syvasalo & F. P. Vinther (2006) Nitrous oxide emissions from organic and conventional crop rotations in five European countries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112, 200-206.
- Piccini, C., C. Di Bene, R. Farina, B. Pennelli & R. Napoli (2016) Assessing Nitrogen Use Efficiency and Nitrogen Loss in a Forage-Based System Using a Modeling Approach. *Agronomy-Basel*, 6.
- Pinay, G., P. Barbera, A. Carreras-Palou, N. Fromin, L. Sonie, M. M. Couteaux, J. Roy, L. Philippot & R. Lensi (2007) Impact of atmospheric CO₂ and plant life forms on soil microbial activities. *Soil Biology & Biochemistry*, 39, 33-42.
- Pirlo, G., S. Care, V. Fantin, F. Falconi, P. Buttol, G. M. Terzano, P. Masoni & C. Pacelli (2014a) Factors affecting life cycle assessment of milk produced on 6 Mediterranean buffalo farms. *Journal of Dairy Science*, 97, 6583-6593.
- Pirlo, G., S. Carè, G. Della Casa, R. Marchetti, G. Ponzoni, V. Faeti, V. Fantin, P. Masoni, P. Buttol & L. Zerbinatti (2016) Environmental impact of heavy pig production in a sample of Italian farms. A cradle to farm-gate analysis. *Science of the Total Environment*, 565, 576-585.
- Pirlo, G., G. Terzano, C. Pacelli, F. Abeni & S. Care (2014b) Carbon footprint of milk produced at Italian buffalo farms. *Livestock Science*, 161, 176-184.
- Pittelkow, C. M., M. A. Adviento-Borbe, J. E. Hill, J. Six, C. van Kessel & B. A. Linnquist (2013) Yield-scaled global warming potential of annual nitrous oxide and methane emissions from continuously flooded rice in response to nitrogen input. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 177, 10-20.
- Pittelkow, C. M., M. A. Adviento-Borbe, C. van Kessel, J. E. Hill & B. A. Linnquist (2014) Optimizing rice yields while minimizing yield-scaled global warming potential. *Global Change Biology*, 20, 1382-1393.
- Plaza, C., B. Giannetta, J. M. Fernández, E. G. López-de-Sá, A. Polo, G. Gascó, A. Méndez & C. Zaccone (2016) Response of different soil organic matter pools to biochar and organic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 150-159.
- Plaza, C., D. Hernandez, J. Garcia-Gil & A. Polo (2004) Microbial activity in pig slurry-amended soils under semiarid conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 36, 1577-1585.
- Plaza-Bonilla, D., C. Cantero-Martinez & J. Alvaro-Fuentes (2014a) Soil management effects on greenhouse gases production at the macroaggregate scale. *Soil Biology & Biochemistry*, 68, 471-481.
- Plaza-Bonilla, D., C. Cantero-Martinez, J. Bareche, J. L. Arrue & J. Alvaro-Fuentes (2014b) Soil carbon dioxide and methane fluxes as affected by tillage and N fertilization in dryland conditions. *Plant and Soil*, 381, 111-130.

- Plaza-Bonilla, D., C. Cantero-Martinez, J. Bareche, J. L. Arrue, J. Lampurlanes & J. Alvaro-Fuentes (2017a) Do no-till and pig slurry application improve barley yield and water and nitrogen use efficiencies in rainfed Mediterranean conditions? *Field Crops Research*, 203, 74-85.
- Plaza-Bonilla, D., J. Leonard, C. Peyrard, B. Mary & E. Justes (2017b) Precipitation gradient and crop management affect N₂O emissions: Simulation of mitigation strategies in rainfed Mediterranean conditions. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 89-103.
- Plaza-Bonilla, D., J. Álvaro-Fuentes, J. L. Arrúe & C. Cantero-Martínez (2014c) Tillage and nitrogen fertilization effects on nitrous oxide yield-scaled emissions in a rainfed Mediterranean area. *Agriculture, ecosystems & environment*, 189, 43-52.
- Powlson, D. S., A. P. Whitmore & K. W. T. Goulding (2011) Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62, 42-55.
- Proietti, P., E. Federici, L. Fidati, S. Scargetta, L. Massaccesi, L. Nasini, L. Regni, A. Ricci, G. Cenci & G. Gigliotti (2015) Effects of amendment with oil mill waste and its derived-compost on soil chemical and microbiological characteristics and olive (*Olea europaea* L.) productivity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 207, 51-60.
- Proietti, P., P. Sdringola, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini, L. Regni, F. Pelleri, U. Desideri & S. Proietti (2016) Assessment of carbon balance in intensive and extensive tree cultivation systems for oak, olive, poplar and walnut plantation. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2613-2624.
- Proietti, S., P. Sdringola, U. Desideri, F. Zepparelli, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini, L. Regni & P. Proietti (2014) Carbon footprint of an olive tree grove. *Applied Energy*, 127, 115-124.
- Proietti, S., P. Sdringola, L. Regni, N. Evangelisti, A. Brunori, L. Ilarioni, L. Nasini & P. Proietti (2017) Extra Virgin Olive oil as carbon negative product: Experimental analysis and validation of results. *Journal of Cleaner Production*, 166, 550-562.
- Pérez Neira, D., X. Simón Fernández, D. Copena Rodríguez, M. Soler Montiel & M. Delgado Cabeza (2014) Analysis of the transport of imported food in Spain and its contribution to global warming. *Renewable Agriculture and Food Systems*, FirstView, 1-12.
- Quijano, L., K. Van Oost, E. Nadeu, L. Gaspar & A. Navas (2017) MODELLING THE EFFECT OF LAND MANAGEMENT CHANGES ON SOIL ORGANIC CARBON STOCKS IN A MEDITERRANEAN CULTIVATED FIELD. *Land Degradation & Development*, 28, 515-523.
- Quiros, R., G. Villalba, X. Gabarrell & P. Munoz (2015) Life cycle assessment of organic and mineral fertilizers in a crop sequence of cauliflower and tomato. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12, 3299-3316.
- Raimundo, F., A. Martins & M. Madeira (2008) Decomposition of chestnut litterfall and eight-year soil chemical changes under a no-tillage management system in Northern Portugal. *Annals of Forest Science*, 65.
- Ramos, M. C., R. Cots-Folch & J. A. Martínez-Casasnovas (2007) Effects of land

- terracing on soil properties in the Priorat region in Northeastern Spain: A multivariate analysis. *Geoderma*, 142, 251-261.
- Ramos, M. E., E. Benitez, P. A. Garcia & A. B. Robles (2010) Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: Effects on soil quality. *Applied Soil Ecology*, 44, 6-14.
- Ramos, M. E., A. B. Robles, A. Sanchez-Navarro & J. L. Gonzalez-Rebollar (2011) Soil responses to different management practices in rainfed orchards in semiarid environments. *Soil & Tillage Research*, 112, 85-91.
- Ranucci, S., T. Bertolini, L. Vitale, P. Di Tommasi, L. Ottaiano, M. Oliva, U. Amato, A. Fierro & V. Magliulo (2011) The influence of management and environmental variables on soil N₂O emissions in a crop system in Southern Italy. *Plant and Soil*, 343, 83-96.
- Raviv, M., I. Aviani & Y. Laor (2006) The changing needs with time for mineral nutrition of an organic stone fruit orchard under Mediterranean conditions. *Hortscience*, 41, 997-997.
- Rees, R. M., J. Augustin, G. Alberti, B. C. Ball, P. Boeckx, A. Cantarel, S. Castaldi, N. Chirinda, B. Chojnicki, M. Giebels, H. Gordon, B. Grosz, L. Horvath, R. Juszczak, A. K. Klemedtsson, L. Klemedtsson, S. Medinets, A. Machon, F. Mapanda, J. Nyamangara, J. E. Olesen, D. S. Reay, L. Sanchez, A. S. Cobena, K. A. Smith, A. Sowerby, M. Sommer, J. F. Soussana, M. Stenberg, C. F. E. Topp, O. van Cleemput, A. Vallejo, C. A. Watson & M. Wuta (2013) Nitrous oxide emissions from European agriculture - an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences*, 10, 2671-2682.
- Reganold, J. P., P. K. Andrews, J. R. Reeve, L. Carpenter-Boggs, C. W. Schadt, J. R. Alldredge, C. F. Ross, N. M. Davies & J. Z. Zhou (2010) Fruit and Soil Quality of Organic and Conventional Strawberry Agroecosystems. *Plos One*, 5.
- Regni, L., L. Nasini, L. Ilarioni, A. Brunori, L. Massaccesi, A. Agnelli & P. Proietti (2017) Long Term Amendment with Fresh and Composted Solid Olive Mill Waste on Olive Grove Affects Carbon Sequestration by Prunings, Fruits, and Soil. *Frontiers in Plant Science*, 7.
- Repullo, M. A., R. Carbonell, J. Hidalgo, A. Rodriguez-Lizana & R. Ordonez (2012) Using olive pruning residues to cover soil and improve fertility. *Soil & Tillage Research*, 124, 36-46.
- Repullo-Ruibérriz de Torres, M. A., R. Carbonell-Bojollo, C. Alcantara-Brana, A. Rodriguez-Lizana & R. Ordonez-Fernandez (2012) Carbon sequestration potential of residues of different types of cover crops in olive groves under mediterranean climate. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10, 649-661.
- Riaño, B. & M. García-González (2015) Greenhouse gas emissions of an on-farm swine manure treatment plant—comparison with conventional storage in anaerobic tanks. *Journal of Cleaner Production*, 103, 542-548.
- Ribal, J., C. Ramirez-Sanz, V. Estruch, G. Clemente & N. Sanjuan (2017) Organic versus conventional citrus. Impact assessment and variability analysis in the Comunitat Valenciana (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 571-586.
- Ribeiro, H. M., D. Fangueiro, F. Alves, R. Ventura, D. Coelho, E. Vasconcelos, C. Cunha-Queda, J. Coutinho & F. Cabral

- (2010) Nitrogen mineralization from an organically managed soil and nitrogen accumulation in lettuce. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173, 260-267.
- Riffaldi, R., R. Cardelli & A. Saviozzi (2011) SOIL QUALITY UNDER THE GIANT REED (ARUNDO DONAX L.) CROP COMPARED WITH A CROPPING SEQUENCE AND A NATURAL GRASSLAND. *Fresenius Environmental Bulletin*, 20, 1535-1540.
- Riffaldi, R., A. Saviozzi, R. Cardelli, F. Bulleri & L. Angelini (2010) Comparison of Soil Organic-Matter Characteristics under the Energy Crop Giant Reed, Cropping Sequence and Natural Grass. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 41, 173-180.
- Riffaldi, R., A. Saviozzi, R. Levi-Minzi & R. Cardelli (2002) Biochemical properties of a Mediterranean soil as affected by long-term crop management systems. *Soil and Tillage Research*, 67, 109-114.
- Riffaldi, R., A. Saviozzi, R. Levi-Minzi & R. Cardelli (2003) Conventional crop management effects on soil organic matter characteristics. *Agronomie*, 23, 45-50.
- Riffaldi, R., A. Saviozzi, R. Leviminzi & F. Menchetti (1994) CHEMICAL CHARACTERISTICS OF SOIL AFTER 40 YEARS OF CONTINUOUS MAIZE CULTIVATION. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 49, 239-245.
- Rinaldi, M., G. Rana & M. Introna (2003) Olive-mill wastewater spreading in southern Italy: effects on a durum wheat crop. *Field Crops Research*, 84, 319-326.
- Rinaldi, S., M. Barbanera & E. Lascaro (2014) Assessment of carbon footprint and energy performance of the extra virgin olive oil chain in Umbria, Italy. *Science of the Total Environment*, 482, 71-79.
- Ripoll-Bosch, R., I. De Boer, A. Bernués & T. V. Vellinga (2013) Accounting for multifunctionality of sheep farming in the carbon footprint of lamb: a comparison of three contrasting Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 116, 60-68.
- Rivera, X. C. S., J. Bacenetti, A. Fusi & M. Niero (2017) The influence of fertiliser and pesticide emissions model on life cycle assessment of agricultural products: The case of Danish and Italian barley. *Science of the Total Environment*, 592, 745-757.
- Rives, J., I. Fernandez-Rodriguez, J. Rieradevall & X. Gabarrell (2012) Environmental analysis of raw cork extraction in cork oak forests in southern Europe (Catalonia - Spain). *Journal of Environmental Management*, 110, 236-245.
- Robertson, F. & D. Nash (2013) Limited potential for soil carbon accumulation using current cropping practices in Victoria, Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 165, 130-140.
- Robinson, D. L., J. P. Goopy, R. S. Hegarty, V. H. Oddy, A. N. Thompson, A. F. Toovey, C. A. Macleay, J. R. Briegal, R. T. Woodgate, A. J. Donaldson & P. E. Vercoe (2014) Genetic and environmental variation in methane emissions of sheep at pasture. *Journal of Animal Science*, 92, 4349-4363.
- Rodriguez-Entrena, M., J. Barreiro-Hurle, J. A. Gomez-Limon, M. Espinosa-Goded & J. Castro-Rodriguez (2012) Evaluating the demand for carbon sequestration in olive grove soils as a strategy toward mitigating climate change. *Journal of Environmental*

- Management, 112, 368-376.
- Rodríguez-Lizana, A., A. J. Espejo-Perez, P. Gonzalez-Fernandez & R. Ordonez-Fernandez (2008) Pruning residues as an alternative to traditional tillage to reduce erosion and pollutant dispersion in olive groves. *Water Air and Soil Pollution*, 193, 165-173.
- Rodríguez-Martín, J. A., J. Álvaro-Fuentes, J. Gonzalo, C. Gil, J. J. Ramos-Miras, J. M. Grau Corbí & R. Boluda (2016) Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma*, 264, Part A, 117-125.
- Rodríguez-Murillo, J. C. (2001) Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 53-61.
- Romanya, J., J. Cortina, P. Falloon, K. Coleman & P. Smith (2000) Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 51, 627-641.
- Romanya, J. & P. Rovira (2011) An appraisal of soil organic C content in Mediterranean agricultural soils. *Soil Use and Management*, 27, 321-332.
- Romanyà, J., P. Casals & V. R. Vallejo (2001) Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management*, 147, 39-53.
- Romanyà, J. & P. Rovira (2007) Labile phosphorus forms in irrigated and rainfed semiarid Mediterranean grassy crops with long-term organic or conventional farming practices. *European Journal of Agronomy*, 27, 62-71.
- Romanyà, J. & P. Rovira (2009) Organic and inorganic P reserves in rain-fed and irrigated calcareous soils under long-term organic and conventional agriculture. *Geoderma*, 151, 378-386.
- Romero-Gamez, M., A. Anton, R. Leyva & E. M. Suarez-Rey (2017a) Inclusion of uncertainty in the LCA comparison of different cherry tomato production scenarios. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 798-811.
- Romero-Gamez, M., J. Castro-Rodriguez & E. M. Suarez-Rey (2017b) Optimization of olive growing practices in Spain from a life cycle assessment perspective. *Journal of Cleaner Production*, 149, 25-37.
- Romero-Gómez, M., E. Audsley & E. M. Suárez-Rey (2014) Life cycle assessment of cultivating lettuce and escarole in Spain. *Journal of Cleaner Production*, 73, 193-203.
- Rosa, D., F. Figueiredo, E. G. Castanheira & F. Freire (2017) Life-cycle assessment of fresh and frozen chestnut. *Journal of Cleaner Production*, 140, 742-752.
- Rossel, R. A. V., R. Webster, E. N. Bui & J. A. Baldock (2014) Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change. *Global Change Biology*, 20, 2953-2970.
- Rousidou, C., K. Papadopoulou, G. Zervakis, B. K. Singh, C. Ehaliotis & D. G. Karpouzias (2010) Repeated application of diluted olive mill wastewater induces changes in the structure of the soil microbial community. *European Journal of Soil Biology*, 46, 34-40.
- Roy, P., D. Nei, T. Orikasa, Q. Xu, H. Okadome, N. Nakamura & T. Shiina (2009) A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of food engineering*, 90, 1-10.
- Ruecker, G., P. Schad, M. M. Alcubilla & C.

- Ferrer (1998) Natural regeneration of degraded soils and site changes on abandoned agricultural terraces in Mediterranean Spain. *Land Degradation & Development*, 9, 179-188.
- Rugani, B., I. Vazquez-Rowe, G. Benedetto & E. Benetto (2013) A comprehensive review of carbon footprint analysis as an extended environmental indicator in the wine sector. *Journal of Cleaner Production*, 54, 61-77.
- Ruisi, P., S. Saia, G. Badagliacca, G. Amato, A. S. Frenda, D. Giambalvo & G. Di Miceli (2016) Long-term effects of no tillage treatment on soil N availability, N uptake, and N-15-fertilizer recovery of durum wheat differ in relation to crop sequence. *Field Crops Research*, 189, 51-58.
- Ruiz-Colmenero, M., R. Bienes, D. J. Eldridge & M. J. Marques (2013) Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *Catena*, 104, 153-160.
- Ruiz-Colmenero, M., R. Bienes & M. J. Marques (2011) Soil and water conservation dilemmas associated with the use of green cover in steep vineyards. *Soil & Tillage Research*, 117, 211-223.
- Ryals, R., M. D. Hartman, W. J. Parton, M. S. DeLonge & W. L. Silver (2015) Long-term climate change mitigation potential with organic matter management on grasslands. *Ecological Applications*, 25, 531-545.
- Ryals, R., M. Kaiser, M. S. Torn, A. A. Berhe & W. L. Silver (2014) Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 68, 52-61.
- Ryals, R. & W. L. Silver (2013) Effects of organic matter amendments on net primary productivity and greenhouse gas emissions in annual grasslands. *Ecological Applications*, 23, 46-59.
- Ryan, J. 1998. Changes in organic carbon in long-term rotation and tillage trials in northern Syria.
- Ryan, J., H. Ibrikci, R. Sommer & A. McNeill (2009a) Nitrogen in Rainfed and Irrigated Cropping Systems in the Mediterranean Region. *Advances in Agronomy*, Volume 104, 104, 53-136.
- Ryan, J., S. Kapur, H. Ibrikci & M. Singh (2011) Cultivation Intensity in Relation to Organic Matter and Related Properties in a Vertisol in Southern Turkey. *Journal of Sustainable Agriculture*, 35, 613-623.
- Ryan, J., S. Masri, H. Ibrikci, M. Singh, M. Pala & H. C. Harris (2008a) Implications of cereal-based crop rotations, nitrogen fertilization, and stubble grazing on soil organic matter in a Mediterranean-type environment. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 32, 289-297.
- Ryan, J., S. Masri, M. Pala & M. Singh (2009b) Nutrient Dynamics in a Long-Term Cereal-Based Rotation Trial in a Mediterranean Environment: Nitrogen Forms. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40, 931-946.
- Ryan, J., S. Masri & M. Singh (2009c) Seasonal Changes in Soil Organic Matter and Biomass and Labile Forms of Carbon as Influenced by Crop Rotations. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40, 188-199.
- Ryan, J., M. Singh & M. Pala (2008b) Long-term cereal-based rotation trials in the Mediterranean region: Implications for cropping sustainability. *Advances in Agronomy*, Vol 97, 97, 273-319.

- Sabbatini, S., N. Arriga, T. Bertolini, S. Castaldi, T. Chiti, C. Consalvo, S. N. Djomo, B. Gioli, G. Matteucci & D. Papale (2016) Greenhouse gas balance of cropland conversion to bioenergy poplar short-rotation coppice. *Biogeosciences*, 13, 95-113.
- Saber, N. & R. Mrabet (2002) Impact of no tillage and crop sequence on selected soil quality attributes of a vertic calcixeroll soil in Morocco. *Agronomie*, 22, 451-459.
- Saez, J. A., R. Clemente, M. A. Bustamante, D. Yanez & M. P. Bernal (2017) Evaluation of the slurry management strategy and the integration of the composting technology in a pig farm - Agronomical and environmental implications. *Journal of Environmental Management*, 192, 57-67.
- Saez-Almendros, S., B. Obrador, A. Bach-Faig & L. Serra-Majem (2013) Environmental footprints of Mediterranean versus Western dietary patterns: beyond the health benefits of the Mediterranean diet. *Environ Health*, 12, 118.
- Salome, C., P. Coll, E. Lardo, C. Villenave, E. Blanchart, P. Hinsinger, C. Marsden & E. Le Cadre (2014) Relevance of use-invariant soil properties to assess soil quality of vulnerable ecosystems: The case of Mediterranean vineyards. *Ecological Indicators*, 43, 83-93.
- Salomone, R. & G. Ioppolo (2012) Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *Journal of Cleaner Production*, 28, 88-100.
- Salvador, S., M. Corazzin, A. Romanzin & S. Bovolenta (2017) Greenhouse gas balance of mountain dairy farms as affected by grassland carbon sequestration. *Journal of Environmental Management*, 196, 644-650.
- Samaras, V., C. D. Tsadilas & S. Stamatiadis (2008) Effects of repeated application of municipal sewage sludge on soil fertility, cotton yield, and nitrate leaching. *Agronomy Journal*, 100, 477-483.
- Sanchez, B., A. Iglesias, A. McVittie, J. Alvaro-Fuentes, J. Ingram, J. Mills, J. P. Lesschen & P. J. Kuikman (2015) Management of agricultural soils for greenhouse gas mitigation: Learning from a case study in NE Spain. *Journal of Environmental Management*, 170, 37-49.
- Sanchez, I. A., L. Lassaletta, D. McCollin & R. G. H. Bunce (2010) The effect of hedgerow loss on microclimate in the Mediterranean region: an investigation in Central Spain. *Agroforestry Systems*, 78, 13-25.
- Sanchez-Llerena, J., A. Lopez-Pineiro, A. Albarran, D. Pena, D. Becerra & J. M. Rato-Nunes (2016) Short and long-term effects of different irrigation and tillage systems on soil properties and rice productivity under Mediterranean conditions. *European Journal of Agronomy*, 77, 101-110.
- Sanchez-Maranon, M., M. Soriano, G. Delgado & R. Delgado (2002) Soil quality in Mediterranean mountain environments: Effects of land use change. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 948-958.
- Sanchez-Martin, L., A. Arce, A. Benito, L. Garcia-Torres & A. Vallejo (2008) Influence of drip and furrow irrigation systems on nitrogen oxide emissions from a horticultural crop. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 1698-1706.
- Sanchez-Martin, L., A. Beccaccia, C. De Blas, A. Sanz-Cobena, P. Garcia-Rebollar, F.

- Estelles, K. A. Marsden, D. R. Chadwick & A. Vallejo (2017a) Diet management to effectively abate N₂O emissions from surface applied pig slurry. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 239, 1-11.
- Sanchez-Martin, L., V. Bermejo-Bermejo, L. Garcia-Torres, R. Alonso, A. de la Cruz, H. Calvete-Sogo & A. Vallejo (2017b) Nitrogen soil emissions and belowground plant processes in Mediterranean annual pastures are altered by ozone exposure and N-inputs. *Atmospheric Environment*, 165, 12-22.
- Sanchez-Martin, L., A. Sanz-Cobena, A. Mejjide, M. Quemada & A. Vallejo (2010) The importance of the fallow period for N₂O and CH₄ fluxes and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated agroecosystem. *European Journal of Soil Science*, 61, 710-720.
- Sanchez-Martín, L., A. Beccaccia, C. De Blas, A. Sanz-Cobena, P. García-Rebollar, F. Estellés, K. A. Marsden, D. R. Chadwick & A. Vallejo (2017) Diet management to effectively abate N₂O emissions from surface applied pig slurry. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 239, 1-11.
- Sanchez-Martín, L., A. Mejjide, L. Garcia-Torres & A. Vallejo (2010) Combination of drip irrigation and organic fertilizer for mitigating emissions of nitrogen oxides in semiarid climate. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137, 99-107.
- Sanz-Cobena, A., D. Abalos, A. Mejjide, L. Sanchez-Martin & A. Vallejo (2016) Soil moisture determines the effectiveness of two urease inhibitors to decrease N₂O emission. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 21, 1131-1144.
- Sanz-Cobena, A., S. García-Marco, M. Quemada, J. L. Gabriel, P. Almendros & A. Vallejo (2014) Do cover crops enhance N₂O, CO₂ or CH₄ emissions from soil in Mediterranean arable systems? *Science of the Total Environment*, 466–467, 164-174.
- Sanz-Cobena, A., L. Lassaletta, E. Aguilera, A. del Prado, J. Garnier, G. Billen, A. Iglesias, B. Sánchez, G. Guardia, D. Abalos, D. Plaza-Bonilla, I. Puigdueta, R. Moral, E. Galán, H. Arriaga, P. Merino, J. Infante-Amate, A. Mejjide, G. Pardo, J. Alvaro-Fuentes, C. Gilsanz, D. Báez, J. Doltra, S. González, M. L. Cayuela, S. Menendez, E. Diaz-Pines, J. Le-Noe, M. Quemada, F. Estellés, S. Calvet, H. van Grinsven, D. Yáñez, H. Westhoek, M. J. Sanz, B. Sánchez-Jimeno, A. Vallejo & P. Smith (2017) Strategies for GHG mitigation in Mediterranean agricultural soils. A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Sanz-Cobena, A., L. Sánchez-Martín, L. García-Torres & A. Vallejo (2012) Gaseous emissions of N₂O and NO and NO₃-leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 149, 64-73.
- Sastre, B., C. Barbero-Sierra, R. Bienes, M. Jose Marques & A. Garcia-Diaz (2017) Soil loss in an olive grove in Central Spain under cover crops and tillage treatments, and farmer perceptions. *Journal of Soils and Sediments*, 17, 873-888.
- Saviozzi, A., R. Levi-Minzi, R. Cardelli & R. Riffaldi (2001) A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil*, 233, 251-259.

- Saviozzi, A., R. Leviminzi & R. Riffaldi (1994) THE EFFECT OF 40 YEARS OF CONTINUOUS CORN CROPPING ON SOIL ORGANIC-MATTER CHARACTERISTICS. *Plant and Soil*, 160, 139-145.
- Saviozzi, A., R. Riffaldi, R. LeviMinzi & A. Panichi (1997) Properties of soil particle size separates after 40 years of continuous corn. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 28, 427-440.
- Scandellari, F., G. Caruso, G. Liguori, F. Meggio, M. P. Assunta, D. Zanotelli, G. Celano, R. Gucci, P. Inglese, A. Pitacco & M. Tagliavini (2016) A survey of carbon sequestration potential of orchards and vineyards in Italy. *European Journal of Horticultural Science*, 81, 106-114.
- Schellenberg, D. L., M. M. Alsina, S. Muhammad, C. M. Stockert, M. W. Wolff, B. L. Sanden, P. H. Brown & D. R. Smart (2012) Yield-scaled global warming potential from N₂O emissions and CH₄ oxidation for almond (*Prunus dulcis*) irrigated with nitrogen fertilizers on arid land. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 155, 7-15.
- Schils, R. L. M., J. E. Olesen, A. del Prado & J. F. Soussana (2007) A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems. *Livestock Science*, 112, 240-251.
- Schmidt, T., A. L. Fernando, A. Monti & N. Rettenmaier (2015) Life Cycle Assessment of Bioenergy and Bio-Based Products from Perennial Grasses Cultivated on Marginal Land in the Mediterranean Region. *Bioenergy Research*, 8, 1548-1561.
- Scialabba, N. E. H. & M. Muller-Lindenlauf (2010) Organic agriculture and climate change. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 25, 158-169.
- Seddaiu, G., G. Porcu, L. Ledda, P. P. Roggero, A. Agnelli & G. Corti (2013) Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 167, 1-11.
- Sejian, V., R. Lal, J. Lakritz & T. Ezeji (2011) Measurement and prediction of enteric methane emission. *International Journal of Biometeorology*, 55, 1-16.
- Sermenli, T., F. Evrendilek & K. Mavi (2007) Effects of Strip Intercropping and Organic Farming Systems on Quantity and Quality of Maize Yield in a Mediterranean Region of Turkey. *Journal of Sustainable Agriculture*, 30, 109-118.
- Sessiz, A., T. Sogut, M. G. Temiz & S. Gursoy (2009) Yield and quality of soybean (*Glycine max L.*) sown as double crop under conservation and conventional tillage system in Turkey. *Research on Crops*, 10, 558-565.
- Seufert, V. & N. Ramankutty (2017) Many shades of gray-The context-dependent performance of organic agriculture. *Science Advances*, 3, 14.
- Seufert, V., N. Ramankutty & J. A. Foley (2012) Comparing the yields of organic and conventional agriculture. *Nature*, 485, 229-232.
- Seyfi, S. U. (2012) Daily and seasonal variation of air pollutants and some climatic parameters in freestall and loose dairy cattle houses in Konya, Turkey. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 10, 992-1000.
- Shaw, M. R., E. S. Zavaleta, N. R. Chiariello, E. E. Cleland, H. A. Mooney & C. B. Field

- (2002) Grassland responses to global environmental changes suppressed by elevated CO₂. *Science*, 298, 1987-1990.
- Shrestha, R. K., R. Lal & B. Rimal (2013) Soil carbon fluxes and balances and soil properties of organically amended no-till corn production systems. *Geoderma*, 197, 177-185.
- Shvaleva, A., H. M. P. Siljanen, A. Correia, F. C. E. Silva, R. E. Lamprecht, R. Lobo-do-Vale, C. Bicho, D. Fangueiro, M. Anderson, J. S. Pereira, M. M. Chaves, C. Cruz & P. J. Martikainen (2015) Environmental and microbial factors influencing methane and nitrous oxide fluxes in Mediterranean cork oak woodlands: trees make a difference. *Frontiers in Microbiology*, 6.
- Shvaleva, A., F. C. E. Silva, J. M. Costa, A. Correia, M. Anderson, R. Lobo-do-Vale, D. Fangueiro, C. Bicho, J. S. Pereira, M. M. Chaves, U. Skiba & C. Cruz (2014) Comparison of methane, nitrous oxide fluxes and CO₂ respiration rates from a Mediterranean cork oak ecosystem and improved pasture. *Plant and Soil*, 374, 883-898.
- Sidiropoulos, C. & G. Tsilingiridis (2009) Trends of Livestock-related NH₃, CH₄, N₂O and PM Emissions in Greece. *Water Air and Soil Pollution*, 199, 277-289.
- Sierra, J., E. Martí, M. A. Garau & R. Cruañas (2007) Effects of the agronomic use of olive oil mill wastewater: Field experiment. *Science of the Total Environment*, 378, 90-94.
- Sierra, J., E. Martí, G. Montserrat, R. Cruañas & M. A. Garau (2001) Characterisation and evolution of a soil affected by olive oil mill wastewater disposal. *The Science of The Total Environment*, 279, 207-214.
- Silver, W. L., R. Ryals & V. Eviner (2010) Soil Carbon Pools in California's Annual Grassland Ecosystems. *Rangeland Ecology & Management*, 63, 128-136.
- Simmonds, M. B., M. Anders, M. A. Adviento-Borbe, C. van Kessel, A. McClung & B. A. Linnquist (2015a) Seasonal Methane and Nitrous Oxide Emissions of Several Rice Cultivars in Direct-Seeded Systems. *Journal of Environmental Quality*, 44, 103-114.
- Simmonds, M. B., C. Li, J. Lee, J. Six, C. van Kessel & B. A. Linnquist (2015b) Modeling methane and nitrous oxide emissions from direct-seeded rice systems. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 120, 2011-2035.
- Skinner, C., A. Gattinger, A. Muller, P. Mäder, A. Fließbach, M. Stolze, R. Ruser & U. Niggli (2014) Greenhouse gas fluxes from agricultural soils under organic and non-organic management — A global meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 468-469, 553-563.
- Smith, L. G., A. G. Williams & B. D. Pearce (2015) The energy efficiency of organic agriculture: A review. *Renewable agriculture and Food systems*, 30, 280-301.
- Smukler, S. M., L. E. Jackson, L. Murphree, R. Yokota, S. T. Koike & R. F. Smith (2008) Transition to large-scale organic vegetable production in the Salinas Valley, California. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 126, 168-188.
- Smukler, S. M., A. T. O'Geen & L. E. Jackson (2012) Assessment of best management practices for nutrient cycling: A case study on an organic farm in a Mediterranean-type climate. *Journal of Soil and Water*

- Conservation, 67, 16-31.
- Smukler, S. M., S. Sánchez-Moreno, S. J. Fonte, H. Ferris, K. Klonsky, A. T. O'Geen, K. M. Scow, K. L. Steenwerth & L. E. Jackson (2010) Biodiversity and multiple ecosystem functions in an organic farmscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 139, 80-97.
- Sneath, R. W., F. Beline, M. A. Hilhorst & P. Peu (2006) Monitoring GHG from manure stores on organic and conventional dairy farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 112, 122-128.
- Sofa, A., G. Celano, P. Ricciuti, M. Curci, B. Dichio, C. Xiloyannis & C. Crecchio (2010a) Changes in composition and activity of soil microbial communities in peach and kiwifruit Mediterranean orchards under an innovative management system. *Soil Research*, 48, 266-273.
- Sofa, A., V. Nuzzo, A. M. Palese, C. Xiloyannis, G. Celano, P. Zukowskyj & B. Dichio (2005) Net CO₂ storage in Mediterranean olive and peach orchards. *Scientia horticultrae*, 107, 17-24.
- Sofa, A., A. M. Palese, T. Casacchia, G. Celano, P. Ricciuti, M. Curci, C. Crecchio & C. Xiloyannis (2010b) Genetic, functional, and metabolic responses of soil microbiota in a sustainable olive orchard. *Soil Science*, 175, 81-88.
- Sombrero, A. & A. de Benito (2010) Carbon accumulation in soil. Ten-year study of conservation tillage and crop rotation in a semi-arid area of Castile-Leon, Spain. *Soil and Tillage Research*, 107, 64-70.
- Sommer, R., J. Ryan, S. Masri, M. Singh & J. Diekmann (2011) Effect of shallow tillage, moldboard plowing, straw management and compost addition on soil organic matter and nitrogen in a dryland barley/wheat-vetch rotation. *Soil & Tillage Research*, 115, 39-46.
- Soriano, M. A., S. Alvarez, B. B. Landa & J. A. Gomez (2014) Soil properties in organic olive orchards following different weed management in a rolling landscape of Andalusia, Spain. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 29, 83-91.
- Sotiropoulou, R. E. P., E. Tagaris & C. Pilinis (2003) An estimation of the spatial distribution of agricultural ammonia emissions in the Greater Athens Area. *Science of the Total Environment*, 318, 159-169.
- Stackhouse, K., C. Rotz, J. Oltjen & F. Mitloehner (2012) Growth-promoting technologies decrease the carbon footprint, ammonia emissions, and costs of California beef production systems. *Journal of animal science*, 90, 4656-4665.
- Stackhouse-Lawson, K. R., C. A. Rotz, J. W. Oltjen & F. M. Mitloehner (2012) Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. *Journal of Animal Science*, 90, 4641-4655.
- Steenwerth, K. & K. M. Belina (2008a) Cover crops and cultivation: Impacts on soil N dynamics and microbiological function in a Mediterranean vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, 40, 370-380.
- Steenwerth, K. & K. M. Belina (2008b) Cover crops enhance soil organic matter, carbon dynamics and microbiological function in a vineyard agroecosystem. *Applied Soil Ecology*, 40, 359-369.
- Steenwerth, K. L. & K. M. Belina (2010) Vineyard weed management practices influence nitrate leaching

- and nitrous oxide emissions. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138, 127-131.
- Steenwerth, K. L., L. E. Jackson, F. J. Calderon, M. R. Stromberg & K. M. Scow (2003) Soil community composition and land use history in cultivated and grassland ecosystems of coastal California (vol 34, pg 1599, 2002). *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 487-+.
- Steenwerth, K. L., D. L. Pierce, E. A. Carlisle, R. G. M. Spencer & D. R. Smart (2010) A Vineyard Agroecosystem: Disturbance and Precipitation Affect Soil Respiration under Mediterranean Conditions. *Soil Science Society of America Journal*, 74, 231-239.
- Steenwerth, K. L., E. B. Strong, R. F. Greenhut, L. Williams & A. Kendall (2015) Life cycle greenhouse gas, energy, and water assessment of wine grape production in California. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 1243-1253.
- Stolpe, N., C. Munoz, E. Zagal & C. Ovalle (2008) Modeling soil carbon storage in the "Espinal" agroecosystem of central Chile. *Arid Land Research and Management*, 22, 148-158.
- Strano, A., G. Falcone, B. F. Nicolo, T. Stillitano, A. I. De Luca, F. S. Nesci & G. Gulisano (2017) Eco-profiles and economic performances of a high-value fruit crop in southern Italy: a case study of bergamot (*Citrus bergamia* Risso). *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 41, 1124-1145.
- Suddick, E. C., K. M. Scow, W. R. Horwath, L. E. Jackson, D. R. Smart, J. Mitchell & J. Six (2010) THE POTENTIAL FOR CALIFORNIA AGRICULTURAL CROP SOILS TO REDUCE GREENHOUSE GAS EMISSIONS: A HOLISTIC EVALUATION. *Advances in Agronomy*, Vol 107, 107, 123-162.
- Suddick, E. C. & J. Six (2013) An estimation of annual nitrous oxide emissions and soil quality following the amendment of high temperature walnut shell biochar and compost to a small scale vegetable crop rotation. *Science of the Total Environment*, 465, 298-307.
- Sánchez-García, M., M. Sánchez-Monedero, A. Roig, I. López-Cano, B. Moreno, E. Benitez & M. Cayuela (2016) Compost vs biochar amendment: a two-year field study evaluating soil C build-up and N dynamics in an organically managed olive crop. *Plant and Soil*, 1-14.
- T. Balafoutis, A., S. Koundouras, E. Anastasiou, S. Fountas & K. Arvanitis (2017) Life Cycle Assessment of Two Vineyards after the Application of Precision Viticulture Techniques: A Case Study. *Sustainability*, 9, 1997.
- Taguas, E. V., A. Pena, J. L. Ayuso, R. Perez, Y. Yuan & J. V. Giraldez (2010) Rainfall variability and hydrological and erosive response of an olive tree microcatchment under no-tillage with a spontaneous grass cover in Spain. *Earth Surface Processes and Landforms*, 35, 750-760.
- Tamburini, E., P. Pedrini, M. G. Marchetti, E. A. Fano & G. Castaldelli (2015) Life Cycle Based Evaluation of Environmental and Economic Impacts of Agricultural Productions in the Mediterranean Area. *Sustainability*, 7, 2915-2935.
- Tasca, A. L., S. Nessi & L. Rigamonti (2017) Environmental sustainability of agri-food supply chains: An LCA comparison between two alternative forms of production and distribution of endive in northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 140, 725-741.
- Taxidis, E. T., G. C. Menexes, A. P. Mamolos, C.

- A. Tsatsarelis, C. D. Anagnostopoulos & K. L. Kalburtji (2015) Comparing organic and conventional olive groves relative to energy use and greenhouse gas emissions associated with the cultivation of two varieties. *Applied Energy*, 149, 117-124.
- Tejada, M., C. Benitez & J. L. Gonzalez (2005) Effects of application of two organomineral fertilizers on nutrient leaching losses and wheat crop. *Agronomy Journal*, 97, 960-967.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2003) Effects of the application of a compost originating from crushed cotton gin residues on wheat yield under dryland conditions. *European Journal of Agronomy*, 19, 357-368.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2004) Effects of application of a by-product of the two-step olive oil mill process on maize yield. *Agronomy Journal*, 96, 692-699.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2005) Beet vinasse applied to wheat under dryland conditions affects soil properties and yield. *European Journal of Agronomy*, 23, 336-347.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2006a) Crushed cotton gin compost effects on soil biological properties, nutrient leaching losses, and maize yield. *Agronomy Journal*, 98, 749-759.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2006b) Crushed cotton gin compost on soil biological properties and rice yield. *European Journal of Agronomy*, 25, 22-29.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2006c) Effects of two beet vinasse forms on soil physical properties and soil loss. *Catena*, 68, 41-50.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2006d) The relationships between erodibility and erosion in a soil treated with two organic amendments. *Soil & Tillage Research*, 91, 186-198.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2007) Application of different organic wastes on soil properties and wheat yield. *Agronomy Journal*, 99, 1597-1606.
- Tejada, M. & J. L. Gonzalez (2009) Application of Two Vermicomposts on a Rice Crop: Effects on Soil Biological Properties and Rice Quality and Yield. *Agronomy Journal*, 101, 336-344.
- Tejada, M., J. L. Gonzalez, A. M. Garcia-Martinez & J. Parrado (2008) Effects of different green manures on soil biological properties and maize yield. *Bioresource Technology*, 99, 1758-1767.
- Tellez-Rio, A., S. Garcia-Marco, M. Navas, E. Lopez-Solanilla, R. M. Rees, J. L. Tenorio & A. Vallejo (2015a) Nitrous oxide and methane emissions from a vetch cropping season are changed by long-term tillage practices in a Mediterranean agroecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 51, 77-88.
- Tellez-Rio, A., S. García-Marco, M. Navas, E. López-Solanilla, J. L. Tenorio & A. Vallejo (2015b) N₂O and CH₄ emissions from a fallow-wheat rotation with low N input in conservation and conventional tillage under a Mediterranean agroecosystem. *Science of the Total Environment*, 508, 85-94.
- Tellez-Rio, A., A. Vallejo, S. Garcia-Marco, D. Martin-Lammerding, J. L. Tenorio, R. M. Rees & G. Guardia (2017) Conservation Agriculture practices reduce the global warming potential of rainfed low N input semi-arid agriculture. *European Journal of Agronomy*, 84, 95-104.
- Tello, E., E. Galán, V. Sacristán, G. Cunfer, G. I. Guzmán, M. González de Molina, F. Krausmann, S. Gingrich, R. Padró, I.

- Marco & D. Moreno-Delgado (2016) Opening the black box of energy throughputs in farm systems: A decomposition analysis between the energy returns to external inputs, internal biomass reuses and total inputs consumed (the Vallès County, Catalonia, c.1860 and 1999). *Ecological Economics*, 121, 160-174.
- Thayalakumar, T., A. Roberts, C. Beverly, O. Vigiak, S. Norng & K. Stott (2016) Assessing nitrogen fluxes from dairy farms using a modelling approach: A case study in the Moe River catchment, Victoria, Australia. *Agricultural Water Management*, 178, 37-51.
- Thuries, L., M. C. Larre-Larrouy & C. Feller (2000) Influences of organic fertilization and solarization in a greenhouse on particle-size fractions of a Mediterranean sandy soil. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 449-457.
- Torrellas, M., A. Anton, J. Carlos Lopez, E. Jose Baeza, J. Perez Parra, P. Munoz & J. Ignacio Montero (2012a) LCA of a tomato crop in a multi-tunnel greenhouse in Almeria. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 863-875.
- Torrellas, M., A. Anton, M. Ruijs, N. Garcia Victoria, C. Stanghellini & J. Ignacio Montero (2012b) Environmental and economic assessment of protected crops in four European scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 28, 45-55.
- Tosti, G., M. Farneselli, P. Benincasa & M. Guiducci (2016) Nitrogen Fertilization Strategies for Organic Wheat Production: Crop Yield and Nitrate Leaching. *Agronomy Journal*, 108, 770-781.
- Townsend-Small, A. & C. I. Czimczik (2010) Carbon sequestration and greenhouse gas emissions in urban turf. *Geophysical Research Letters*, 37, 5.
- Townsend-Small, A., D. E. Pataki, C. I. Czimczik & S. C. Tyler (2011) Nitrous oxide emissions and isotopic composition in urban and agricultural systems in southern California. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 116.
- Triberti, L., A. Nastri & G. Baldoni (2016) Long-term effects of crop rotation, manure and mineral fertilisation on carbon sequestration and soil fertility. *European Journal of Agronomy*, 74, 47-55.
- Triberti, L., A. Nastri, G. Giordani, F. Comellini, G. Baldoni & G. Toderi (2008) Can mineral and organic fertilization help sequester carbon dioxide in cropland? *European Journal of Agronomy*, 29, 13-20.
- Tricase, C., R. Rana, A. M. Andriano & C. Ingraio (2017) An input flow analysis for improved environmental sustainability and management of cherry orchards: A case study in the Apulia region. *Journal of Cleaner Production*, 156, 766-774.
- Trincherà, A., F. Pinzari, A. Benedetti & P. Sequi (1999) Use of biochemical indexes and changes in organic matter dynamics in a Mediterranean environment: a comparison between soils under arable and set-aside managements. *Organic Geochemistry*, 30, 453-459.
- Tsarouhas, P., C. Achillas, D. Aidonis, D. Folinas & V. Maslis (2015) Life Cycle Assessment of olive oil production in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 93, 75-83.
- Turhan, S., B. C. Ozbag & E. Rehber (2008) A comparison of energy use in organic

- and conventional tomato production. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 6, 318-321.
- Turrini, A., G. Caruso, L. Avio, C. Gennai, M. Palla, M. Agnolucci, P. E. Tomei, M. Giovannetti & R. Gucci (2017) Protective green cover enhances soil respiration and native mycorrhizal potential compared with soil tillage in a high-density olive orchard in a long term study. *Applied Soil Ecology*, 116, 70-78.
- Unal, H. B., H. I. Yilmaz & B. Miran (2011) Optimal Planning of Central Biogas Plants and Evaluation of Their Environmental Impacts: A Case Study from Tire, Izmir, Turkey. *Ekoloji*, 20, 21-28.
- Unger, S., C. Maguas, J. S. Pereira, L. M. Aires, T. S. David & C. Werner (2010a) Disentangling drought-induced variation in ecosystem and soil respiration using stable carbon isotopes. *Oecologia (Berlin)*, 163, 1043-1057.
- Unger, S., C. Maguas, J. S. Pereira, T. S. David & C. Werner (2010b) The influence of precipitation pulses on soil respiration - Assessing the "Birch effect" by stable carbon isotopes. *Soil Biology & Biochemistry*, 42, 1800-1810.
- Uribe, C., R. Inclan, L. Hernando, M. Roman, M. A. Clavero, S. Roig & H. Van Miegroet (2015) Grazing, tilling and canopy effects on carbon dioxide fluxes in a Spanish dehesa. *Agroforestry Systems*, 89, 305-318.
- Usón, A. & R. M. Poch (2000) Effects of tillage and management practices on soil crust morphology under a Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research*, 54, 191-196.
- Vaccari, F. P., S. Baronti, E. Lugato, L. Genesio, S. Castaldi, F. Fornasier & F. Miglietta (2011) Biochar as a strategy to sequester carbon and increase yield in durum wheat. *European Journal of Agronomy*, 34, 231-238.
- Vaccari, F. P., E. Lugato, B. Gioli, L. D'Acqui, L. Genesio, P. Toscano, A. Matese & F. Miglietta (2012) Land use change and soil organic carbon dynamics in Mediterranean agro-ecosystems: The case study of Pianosa Island. *Geoderma*, 175, 29-36.
- Vagnoni, E., A. Franca, C. Porqueddu & P. Duce (2017) Environmental profile of Sardinian sheep milk cheese supply chain: A comparison between two contrasting dairy systems. *Journal of Cleaner Production*, 165, 1078-1089.
- Vallejo, A., L. Garcia-Torres, J. A. Diez, A. Arce & S. Lopez-Fernandez (2005) Comparison of N losses (NO₃⁻, N₂O, NO) from surface applied, injected or amended (DCD) pig slurry of an irrigated soil in a Mediterranean climate. *Plant and Soil*, 272, 313-325.
- Vallejo, A., A. Meijide, P. Boeckx, A. Arce, L. Garcia-Torres, P. L. Aguado & L. Sanchez-Martin (2014) Nitrous oxide and methane emissions from a surface drip-irrigated system combined with fertilizer management. *European Journal of Soil Science*, 65, 386-395.
- Vallejo, A., U. M. Skiba, L. Garcia-Torres, A. Arce, S. Lopez-Fernandez & L. Sanchez-Martin (2006) Nitrogen oxides emission from soils bearing a potato crop as influenced by fertilization with treated pig slurries and composts. *Soil Biology & Biochemistry*, 38, 2782-2793.
- Vavoulidou, E., E. Avramides, M. Wood & P. Lolos (2009a) Response of Soil Quality Indicators to the Pesticide Cadusaphos. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40, 419-

- 434.
- Vavoulidou, E., E. J. Avramides, A. Dimirkou & P. Papadopoulos (2006) Influence of different cultivation practices on the properties of volcanic soils on Santorini Island, Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 37, 2857-2866.
- Vavoulidou, E., E. J. Avramides, P. Papadopoulos, A. Dimirkou, A. Charoulis & S. Konstantinidou-Doltsinis (2005) Copper content in agricultural soils related to cropping systems in different regions of Greece. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36, 759-773.
- Vavoulidou, E., A. Coors, K. Dozsa-Farkas & J. Roembke (2009b) Influence of farming practice, crop type and soil properties on the abundance of Enchytraeidae (Oligochaeta) in Greek agricultural soils. *Soil Organisms*, 81, 197-212.
- Veenstra, J. J., W. R. Horwath & J. P. Mitchell (2007) Tillage and cover cropping effects on aggregate-protected carbon in cotton and tomato. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 362-371.
- Venkat, K. (2012) Comparison of Twelve Organic and Conventional Farming Systems: A Life Cycle Greenhouse Gas Emissions Perspective. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 620-649.
- Verhoeven, E., E. Pereira, C. Decock, G. Garland, T. Kennedy, E. Suddick, W. R. Horwath & J. Six (2017) N₂O emissions from California farmlands: A review. *California Agriculture*, 71, 148-159.
- Verhoeven, E. & J. Six (2014) Biochar does not mitigate field-scale N₂O emissions in a Northern California vineyard: An assessment across two years. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 191, 27-38.
- Vicente-Vicente, J. L., R. García-Ruiz, R. Francaviglia, E. Aguilera & P. Smith (2016) Soil carbon sequestration rates under Mediterranean woody crops using recommended management practices: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 235, 204-214.
- Vicente-Vicente, J. L., B. Gomez-Munoz, M. B. Hinojosa-Centeno, P. Smith & R. Garcia-Ruiz (2017) Carbon saturation and assessment of soil organic carbon fractions in Mediterranean rainfed olive orchards under plant cover management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 245, 135-146.
- Vida, E. & D. E. A. Tedesco (2017) The carbon footprint of integrated milk production and renewable energy systems—A case study. *Science of The Total Environment*, 609, 1286-1294.
- Vigan, A., J. Lasseur, M. Benoit, F. Mouillot, M. Eugène, L. Mansard, M. Vigne, P. Lecomte & C. Dutilly (2017) Evaluating livestock mobility as a strategy for climate change mitigation: Combining models to address the specificities of pastoral systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 242, 89-101.
- Viguria, M., D. M. Lopez, H. Arriaga & P. Merino (2015) Ammonia and Greenhouse Gases Emission from On-Farm Stored Pig Slurry. *Water Air and Soil Pollution*, 226.
- Villanueva-Rey, P., I. Vazquez-Rowe, M. Otero, M. T. Moreira & G. Feijoo (2015) Accounting for time-dependent changes in GHG emissions in the Ribeiro appellation (NW Spain): Are land use changes an important driver? *Environmental Science & Policy*, 51, 215-227.

- Villanueva-Rey, P., I. Vazquez-Rowe, M. O. Teresa Moreira & G. Feijoo (2014) Comparative life cycle assessment in the wine sector: biodynamic vs. conventional viticulture activities in NW Spain. *Journal of Cleaner Production*, 65, 330-341.
- Vinyes, E., L. Asin, S. Alegre, P. Munoz, J. Boschmonart & C. M. Gasol (2017) Life Cycle Assessment of apple and peach production, distribution and consumption in Mediterranean fruit sector. *Journal of Cleaner Production*, 149, 313-320.
- Vinyes, E., C. M. Gasol, L. Asin, S. Alegre & P. Munoz (2015) Life Cycle Assessment of multiyear peach production. *Journal of Cleaner Production*, 104, 68-79.
- Virto, I., P. Barre, A. Burlot & C. Chenu (2012a) Carbon input differences as the main factor explaining the variability in soil organic C storage in no-tilled compared to inversion tilled agrosystems. *Biogeochemistry*, 108, 17-26.
- Virto, I., N. Gartzia-Bengoetxea & O. Fernández-Ugalde (2011) Role of Organic Matter and Carbonates in Soil Aggregation Estimated Using Laser Diffractometry. *Pedosphere*, 21, 566-572.
- Virto, I., M. J. Imaz, A. Enrique, W. Hoogmoed & P. Bescansa (2007) Burning crop residues under no-till in semi-arid land, Northern Spain - effects on soil organic matter, aggregation, and earthworm populations. *Australian Journal of Soil Research*, 45, 414-421.
- Virto, I., M. J. Imaz, O. Fernandez-Ugalde, N. Gartzia-Bengoetxea, A. Enrique & P. Bescansa (2015) Soil Degradation and Soil Quality in Western Europe: Current Situation and Future Perspectives. *Sustainability*, 7, 313-365.
- Virto, I., M. J. Imaz, O. Fernandez-Ugalde, I. Urrutia, A. Enrique & P. Bescansa (2012b) Soil quality evaluation following the implementation of permanent cover crops in semi-arid vineyards. Organic matter, physical and biological soil properties. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10, 1121-1132.
- Vistoso, E., M. Alfaro, S. Saggar & F. Salazar (2012) EFFECT OF NITROGEN INHIBITORS ON NITROUS OXIDE EMISSIONS AND PASTURE GROWTH AFTER AN AUTUMN APPLICATION IN VOLCANIC SOIL. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 72, 133-139.
- Vitale, L., L. Ottaiano, F. Polimeno, G. Maglione, U. Amato, C. Arena, P. Di Tommasi, M. Mori & V. Magliulo (2013) Effects of 3,4-dimethylphosphazone phosphate-added nitrogen fertilizers on crop growth and N₂O emissions in Southern Italy. *Plant Soil and Environment*, 59, 517-523.
- Vitale, L., F. Polimeno, L. Ottaiano, G. Maglione, A. Tedeschi, M. Mori, A. De Marco, P. Di Tommasi & V. Magliulo (2017) Fertilizer type influences tomato yield and soil N₂O emissions. *Plant Soil and Environment*, 63, 105-110.
- Volpi, I., S. Bosco, N. N. O. Nasso, F. Triana, N. Roncucci, P. Laville, S. Neri, G. Virgili & E. Bonari (2016) Nitrous oxide emissions from clover in the Mediterranean environment. *Italian Journal of Agronomy*, 11, 133-136.
- Weiske, A., A. Vabitsch, J. E. Olesen, K. Schelde, J. Michel, R. Friedrich & M. Kaltschmitt (2006) Mitigation of greenhouse gas emissions in European conventional and organic dairy farming. *Agriculture*,

- ecosystems & environment, 112, 221-232.
- White, P. F. (1990) THE INFLUENCE OF ALTERNATIVE TILLAGE SYSTEMS ON THE DISTRIBUTION OF NUTRIENTS AND ORGANIC-CARBON IN SOME COMMON WESTERN AUSTRALIAN WHEATBELT SOILS. *Australian Journal of Soil Research*, 28, 95-116.
- Wiedemann, S., E. McGahan, C. Murphy & M. J. Yan (2016) Resource use and environmental impacts from beef production in eastern Australia investigated using life cycle assessment. *Animal Production Science*, 56, 882-894.
- Williams, J. N., A. D. Hollander, A. T. O'Geen, L. A. Thrupp, R. Hanifin, K. Steenwerth, G. McGourty & L. E. Jackson (2011) Assessment of carbon in woody plants and soil across a vineyard-woodland landscape. *Carbon balance and management*, 6, 11-11.
- Wolff, M. W., J. W. Hopmans, C. M. Stockert, M. Burger, B. L. Sanden & D. R. Smart (2017) Effects of drip fertigation frequency and N-source on soil N₂O production in almonds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 238, 67-77.
- Wu, L. S., Y. Wood, P. P. Jiang, L. Q. Li, G. X. Pan, J. H. Lu, A. C. Chang & H. A. Enloe (2008) Carbon sequestration and dynamics of two irrigated agricultural soils in California. *Soil Science Society of America Journal*, 72, 808-814.
- Wyland, L. J., L. E. Jackson, W. E. Chaney, K. Klonsky, S. T. Koike & B. Kimple (1996) Winter cover crops in a vegetable cropping system: Impacts on nitrate leaching, soil water, crop yield, pests and management costs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 59, 1-17.
- Xu, L. K. & D. D. Baldocchi (2004) Seasonal variation in carbon dioxide exchange over a Mediterranean annual grassland in California. *Agricultural and Forest Meteorology*, 123, 79-96.
- Yazdanpanah, N. (2016) CO₂ emission and structural characteristics of two calcareous soils amended with municipal solid waste and plant residue. *Solid Earth*, 7, 105-114.
- Yilmaz, E. & Z. Alagoz (2010) Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region - Turkey. *Journal of Food Agriculture & Environment*, 8, 859-862.
- Yu, O. T., R. F. Greenhut, A. T. O'Geen, B. Mackey, W. R. Horwath & K. L. Steenwerth (2017) Precipitation Events and Management Practices Affect Greenhouse Gas Emissions from Vineyards in a Mediterranean Climate. *Soil Science Society of America Journal*, 81, 138-152.
- Zaccone, C., R. Di Caterina, T. Rotunno & M. Quinto (2010) Soil - farming system - food - health: Effect of conventional and organic fertilizers on heavy metal (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) content in semolina samples. *Soil & Tillage Research*, 107, 97-105.
- Zafiriou, P., A. P. Mamolos, G. C. Menexes, A. S. Siomos, C. A. Tsatsarelis & K. L. Kalburtji (2012) Analysis of energy flow and greenhouse gas emissions in organic, integrated and conventional cultivation of white asparagus by PCA and HCA: cases in Greece. *Journal of Cleaner Production*, 29-30, 20-27.
- Zavaleta, E. S., M. R. Shaw, N. R. Chiariello, B. D. Thomas, E. E. Cleland, C. B. Field & H. A. Mooney (2003) Grassland responses to three years of elevated temperature, CO₂, precipitation, and

- N deposition. *Ecological Monographs*, 73, 585-604.
- Zhu, X., L. C. R. Silva, T. A. Doane & W. R. Horwath (2013) Iron: The Forgotten Driver of Nitrous Oxide Production in Agricultural Soil. *Plos One*, 8.
- Zhu-Barker, X., M. Burger, W. R. Horwath & P. G. Green (2016) Direct green waste land application: How to reduce its impacts on greenhouse gas and volatile organic compound emissions? *Waste Management*, 52, 318-325.
- Zhu-Barker, X., W. R. Horwath & M. Burger (2015) Knife-injected anhydrous ammonia increases yield-scaled N₂O emissions compared to broadcast or band-applied ammonium sulfate in wheat. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 212, 148-157.
- Zornoza, R., J. Mataix-Solera, C. Guerrero, V. Arcenegui & J. Mataix-Beneyto (2009) Comparison of Soil Physical, Chemical, and Biochemical Properties Among Native Forest, Maintained and Abandoned Almond Orchards in Mountainous Areas of Eastern Spain. *Arid Land Research and Management*, 23, 267-282.
- Zuazo, V. H. D., C. R. R. Pleguezuelo, S. C. Tavira & J. R. F. Martinez (2014) Linking Soil Organic Carbon Stocks to Land-use Types in a Mediterranean Agroforestry Landscape. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 16, 667-679.
- Zucali, M., A. Tamburini, A. Sandrucci & L. Bava (2017) Global warming and mitigation potential of milk and meat production in Lombardy (Italy). *Journal of Cleaner Production*, 153, 474-482.

APÉNDICE II

Índice de figuras y tablas

Cap 1. Introducción general

FIGURAS

- Figura 1. Evolución de las anomalías de temperatura en la superficie terrestre y de los océanos en el período 1880-2017, con 1880-1920 como período base. Fuente: NASA (2018).....pág 11
- Figura 2. Evolución de las emisiones de GEI antropogénicas de 1970 a 2010 (A) y contribución relativa de las distintas actividades humanas al forzamiento radiativo a un horizonte de 100 años. Fuente: IPCC (2013).....pág 12
- Figura 3. Representación esquemática de las emisiones agrícolas de GEI.).....pág 14
- Figura 4. Emisiones agrícolas de GEI desde un enfoque ACV. Fuente: Bennetzen et al., 2016.pág 15
- Figura 5. Emisiones antropogénicas globales de CH4 en 2010 (Fuente: Serrano-Silva et al., 2014).pág 15
- Figura 6. Datos climáticos mensuales en la provincia de Sevilla. Se observa el acusado déficit hídrico en los meses más cálidos, característico del clima mediterráneo. Promedio 1900-2000, con datos de Goerlich-Gisbert (2012).pág 18
- Figura 7. Distribución del clima mediterráneo en el mundo, indicando las cinco regiones globales. Fuente: base de datos Global 200 (Olson y Dinerstein, 2002)pág 19

Cap 3. Resultados generales

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico).....pág 35
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 35
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 36
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 38

- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos, pastizales y sistemas ganaderos, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 39
- Figura 6. Distribución de las emisiones de GEI en España, en función del tipo de emisión y del tipo de sistema productivo.....pág 40
- Figura 7. Comparación de las emisiones de GEI en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de emisión.....pág 41
- Figura 8. Comparación de las emisiones de GEI en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de producción...pág 42

TABLAS

- Tabla 1. Número de artículos revisados, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).pág 34
- Tabla 2. Número de artículos revisados bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI).pág 34
- Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y manejo. El número de artículos que incluyen mediciones se indica entre paréntesis.....pág 37
- Tabla 4. Eficacia de la mitigación de GEI, costes y beneficios, y efectos colaterales de las prácticas agronómicas en los sistemas de cultivo mediterráneos. Fuente: Sanz-Cobeña et al. (2017).pág 43
- Tabla 5. Limitaciones al cambio de práctica de manejo. Fuente: Modificado a partir de Sanz-Cobeña et al., 2017.....pág 45

Cap 4. Emisiones de N₂O del suelo

FIGURAS

- Figura 1. Representación simplificada de la cascada del nitrógeno. Fuente: EEA, 2012.....pág 49
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).pág 52
- Figura 3. Número de artículos que miden emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis....pág 53
- Figura 4. Número de artículos que miden emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 53
- Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones en campo sobre emisiones de N₂O del suelo bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 54
- Figura 6. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de N₂O del suelo de cultivos y pastizales, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 54
- Figura 7. Comparación de las emisiones de N₂O en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de sistema.....pág 55

- Figura 8. Metaanálisis del efecto del tipo de riego y el régimen de precipitaciones sobre los factores de emisión de N₂O en condiciones mediterráneas. El número de estudios primarios se muestra entre paréntesis. Fuente: Cayuela et al., 2017..... pág 56
- Figura 9. Metaanálisis del efecto del tipo (A) y la dosis (B) de fertilizante sobre el factor de emisión de N₂O en condiciones mediterráneas. Fuente: Cayuela et al., 2017.... pág 57

Cap 5. Secuestro de carbono en el suelo

FIGURAS

- Figura 1. Representación simplificada de la dinámica del carbono en suelos agrícolas, y de las prácticas encaminadas a incrementar el COS. Elaboración propia basada en West and Six (2007).pág 63
- Figura 2. Número de artículos sobre carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, según el tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).pág 67
- Figura 3. Número de artículos que miden carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 68
- Figura 4. Número de artículos que miden carbono en el suelo bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 68
- Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones en campo sobre carbono en el suelo bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).pág 69
- Figura 6. Número de artículos que incluyen mediciones sobre carbono en suelos de cultivos y pastizales, según tipo de sistema y manejo. Solo se incluyen mediciones en experimentos de más de 3 años de duración. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 69
- Figura 7. Comparación del potencial de mitigación del secuestro de carbono en el suelo en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según el tipo de sistema.pág 70
- Figura 8. 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. Fuente: Aguilera et al. (2013b).pág 72
- Figura 9. Diferencia entre la tasa de secuestro de carbono bajo manejo ecológico y la tasa bajo manejo convencional, en condiciones de clima mediterráneo. Los sistemas se agrupan por presencia de riego (A), tipo de cultivo (B), tipo de aporte orgánico en el tratamiento ecológico (C) y enfoque experimental (D). Las barras de error representan los intervalos de confianza al 95%. El número de comparaciones se indica entre paréntesis. Fuente: Aguilera et al. (2013b).pág 73
- Figura 10. Secuestro de carbono en leñosos, en función de distintas prácticas.pág 74

Cap 6. CH₄ de fermentación entérica

FIGURAS

- Figura 1. Evolución de las emisiones de metano entérico mundial, por especies. Fuente: FAO (2018).....pág 80
- Figura 2. Número de artículos que incluye mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según país y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 81
- Figura 3. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 82
- Figura 4. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo. (CON: convencional).....pág 82
- Figura 5. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según especie y manejo (CON: convencional).pág 82
- Figura 6. Comparación de las emisiones de CH₄ de fermentación entérica en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según grupo de especies.pág 84

TABLAS

- Tabla 1. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo.pág 81
- Tabla 2. Estrategias de mitigación de CH₄ de fermentación entérica. Fuente: elaboración propia.pág 86

Cap 7. Emisiones del manejo del estiércol

FIGURAS

- Figura 1. Evolución de las emisiones del manejo del estiércol en el mundo, por especie. Fuente: FAO, 2018.....pág 91
- Figura 2. Número de artículos que incluye mediciones en campo sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según país y tipo manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 93
- Figura 3. Número de artículos que miden emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 93
- Figura 4. Número de artículos que incluyen mediciones sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo; (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 94
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según especie y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 95

- Figura 6. Comparación de las emisiones de manejo del estiércol en España y del número de artículos publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según grupo de especie.....pág 96

TABLAS

- Tabla 1. Número de artículos sobre emisiones del manejo del estiércol en ganadería bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 92
- Tabla 2. Estrategias de mitigación de emisiones del manejo del estiércol. Fuente: elaboración propia.....pág 98

Cap. 8 Producción de insumos y huella total de carbono (Análisis de Ciclo de Vida, ACV)

FIGURAS

- Figura 1. Número de artículos que estiman la huella total de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 109
- Figura 2. Número de artículos que estiman la huella total de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 110
- Figura 3. Número de artículos que analizan la huella de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, según categoría y tipo manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 110
- Figura 4. Número de artículos que analizan la huella de carbono de productos agropecuarios bajo clima mediterráneo, según tipo de sistema y manejo (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 111
- Figura 5. Comparación de la huella total de carbono y del número de artículos ACV publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según categoría.....pág 112
- Figura 6. Comparación de las emisiones asociadas a la producción de insumos en España con el número de artículos ACV publicados bajo clima mediterráneo en el mundo, según tipo de cultivo.....pág 113
- Figura 7. Clasificación de estudios ACV de productos vegetales (A) y animales (B) bajo clima mediterráneo en función del método de estimación de procesos clave del balance de emisiones.....pág 116

TABLAS

- Tabla 1. Número de artículos que incluyen análisis de ciclo de vida (ACV) en la agricultura bajo clima mediterráneo, según el tipo de estudio y manejopág 109

Cap. 9. Cereales de invierno

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cereales invierno y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 122

- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 122
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 123
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.pág 124
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 125
- Figura 6. Emisiones de N₂O (kg N₂O ha⁻¹) en maíz y cereales de invierno bajo clima mediterráneo. Promedio de 56 observaciones en maíz y 61 en cereales de invierno de invierno. Fuente: Cayuela et al. (2017).....pág 126
- Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 129
- Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del cereal de invierno bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).pág 130
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cereales de invierno, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo cebada (4 pares de fincas), trigo (3 pares), y avena (1 par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b (Conv: convencional; Eco: ecológico).....pág 132
- Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de cereales de invierno, mostrando el promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo cebada (promedio de 4 pares de fincas), trigo (3 pares), y avena (1 par) Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional).....pág 133
- Figura 11. Emisiones de GEI por hectárea (A) y huella de carbono por kg de producto (B) de la producción en Andalucía de trigo de variedades antiguas y modernas bajo manejo ecológico (ECO) y convencional (CON). Fuente: Carranza-Gallego et al. (2018).

TABLAS

- Tabla 1. Comercio exterior neto de los principales cereales de invierno en España (FAO, 2018).....pág 119
- Tabla 2. Superficie de cereales de invierno ecológico por productos y regiones españolas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.pág 120
- Tabla 3. . Número de artículos revisados sobre cereales de invierno, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).pág 121

- Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI).pág 121
- Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.pág 125
- Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de invierno bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.pág 127

Cap. 10. Cereales de verano

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cereales de verano y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 141
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 141
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 142
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.pág 143
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 144
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 146

TABLAS

- Tabla 1. Comercio exterior neto de los cereales de verano en España, en miles de toneladas (FAO, 2018).....pág 138
- Tabla 2. Superficie de maíz ecológico por regiones españolas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 139
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cereales de verano, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 140
- Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 140
- Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.....pág 144
- Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cereales de verano bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 146

Cap. 11. Arroz

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre arrozales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 154
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 155
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 155
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.pág 156
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)pág 157
- Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)pág 160
- Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en arrozales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional).....pág 162
- Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del arroz bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico/ convencional; CON: convencional)pág 164
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en arroz, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 3 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. (CONV: convencional; ORG: ecológico)pág 165
- Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de arroz, mostrando el promedio de 3 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (ECO: ecológico; CON: convencional)pág 166

TABLAS

- Tabla 1. Producción mundial de arroz (FAO, 2018).pág 152
- Tabla 2. Superficie de arroz ecológico por productos y regiones españolas (MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017). Se excluyen comunidades con menos de 100 hectáreas totales de arroz.....pág 152
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre arrozales, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 154
- Tabla 4. Número de artículos revisados sobre arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 154
- Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.....pág 157

- Tabla 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 160
- Tabla 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en arrozales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 162

Cap. 12. Leguminosas grano

FIGURAS

- Figura 1. Evolución de la superficie de leguminosas grano en España, 1961-2016. Fuente: FAO, 2018.....pág 172
- Figura 2. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de leguminosas grano y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 174
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.pág 175
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 176
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 176
- Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 177
- Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 179
- Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo.....pág 181
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cultivos de leguminosas grano, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo guisantes (promedio de 4 pares de fincas), habas (un par), y veza (un par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional).....pág 182
- Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de distintas legumbres de secano, mostrando el promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos, incluyendo guisantes (4 pares de fincas), haba (un par), y avena (un par) (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico, Conv: convencional)pág 183

TABLAS

- Tabla 1. Superficie española de cultivos de leguminosas totales y ecológicas. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 172

- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de leguminosas grano, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 174
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 174
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 177
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de leguminosas grano bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 179

Cap. 13. Hortícolas

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos hortícolas y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 192
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 192
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 193
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 194
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo.....pág 195
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 197
- Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 199
- Figura 8. Balance de emisiones de GEI en hortícolas al aire libre, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 13 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos (B y C), incluyendo espárrago (un par de fincas), lechuga (promedio de dos pares), melón (dos pares), apio (un par), coliflor (un par), patata (un par), brócoli (un par), cebolla (dos pares) y judías (dos pares). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional).....pág 200
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en hortícolas en invernadero, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 8 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas en los distintos cultivos (B), incluyendo tomate cherry (un par de fincas), tomate (4 pares), lechuga (un par), pimiento (un par) y judías (un par).

Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional).....pág 202

- Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de distintos cultivos hortícolas, mostrando el promedio de 17 pares de cultivos ecológicos y convencionales al aire libre y 8 pares en invernadero en España (A), y desagregadas en los distintos cultivos. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)pág 203

TABLAS

- Tabla 1. Superficie total y ecológica de cultivos hortícolas en España. Solo se muestran los principales cultivos. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 189
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos hortícolas, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 191
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 191
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 195
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos hortícolas bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 197

14. Cultivos industriales

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos industriales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional).....pág 213
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 213
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 214
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida) Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 215
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)pág 216
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 218

- Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional).....pág 220

TABLAS

- Tabla 1. Producción y comercio exterior de cultivos industriales y sus productos en España en 2013 (millones de toneladas). Fuente: FAO, 2018.....pág 209
- Tabla 2. Superficie total y bajo manejo ecológico de cultivos industriales en España en 2015 Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 210
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos industriales, según región climática. (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 212
- Tabla 4. Número de artículos revisados sobre cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 212
- Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 216
- Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos industriales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 218

Cap. 15. Cultivos forrajeros

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos forrajeros y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional)pág 226
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 227
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 228
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.....pág 228
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico y convencional; ECO: ecológico).....pág 230
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico y convencional)pág 232
- Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 234

TABLAS

- Tabla 1. Distribución de la superficie forrajera ecológica en España y Andalucía. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA 2017.....pág 224

- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos forrajeros, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 226
- Tabla 3 Número de artículos revisados sobre cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 226
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 230
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos forrajeros bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 232

Cap. 16. Olivar

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre olivar y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 241
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 241
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 242
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 243
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en olivar bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 244
- Figura 6. Número total de artículos que estudian carbono en el suelo en olivares bajo clima mediterráneo, según el país y el tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 246
- Figura 7. Tasa de secuestro de carbono en olivar, según la práctica de manejo: prácticas combinadas, cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas. Fuente: Vicente-Vicente et al., 2016.....pág 247
- Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del olivar bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 249
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en olivar, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional).....pág 250
- Figura 10. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de aceite de oliva, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: elaborado a partir de datos en Aguilera et al., 2015b. (ECO: ecológico; CON: convencional).....pág 251

TABLAS

- Tabla 1. Superficie de olivar total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 10.000 hectáreas totales de olivar.....pág 239
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre olivar, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 240
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 240
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 244
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en olivar bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 246

Cap. 17 Viñedo

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre viñedos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 258
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 258
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 259
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 260
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en viñedos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 261
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en viñedos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 263
- Figura 7. Tasa de secuestro de carbono en viñedo, según la práctica de manejo: prácticas combinadas, cubiertas vegetales y enmiendas orgánicas. Fuente: Vicente-Vicente et al., 2016.....pág 264
- Figura 8. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del viñal bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 266
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en viñedo, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)pág 268
- Figura 10. Huella de carbono de la producción de uva, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b (Conv: convencional; ECO: ecológico)pág 268

TABLAS

- Tabla 1. Superficie de viñedo total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 1.000 hectáreas totales de viñedo. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 256
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre viñedos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 257
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 257
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 261
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en viñedos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 263

Cap. 18. Frutales de fruto seco

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de frutos secos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)..... pág 275
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis....pág 275
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 276
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 277
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 278
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 280
- Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV del fruto seco bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 283
- Figura 8. Balance de emisiones de GEI en frutos secos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 7 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas para cada caso (B). Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)pág 285
- Figura 9. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de frutos secos, mostrando el promedio de 7 fincas ecológicas y 7 convencionales en España. Fuente: Aguilera et al., 2015b. (CON: convencional; ECO: ecológico)pág 286

TABLAS

- Tabla 1. Superficie total y ecológica de frutales de fruto seco en España. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 272
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutos secos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).....pág 274
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 274
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 278
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutos secos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 280

Cap. 19. Frutales no cítricos

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de frutales no cítricos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 292
- Figura 2 Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 292
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 293
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 294
- Figura 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 296
- Figura 6. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 299
- Figura 7. Balance de emisiones de GEI en frutales no cítricos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 17 pares de cultivos ecológicos y convencionales en España (A) y desagregadas para cada caso en frutales de pepita e higuera (B), frutales de hueso (C) y subtropicales (D). Fuente: elaborado a partir de datos en Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015b. (CONV: convencional; ORG: ecológico)pág 300
- Figura 8. Huella de carbono de la fase agrícola de la producción de frutales no cítricos, mostrando el promedio de fincas ecológicas y convencionales en España, incluyendo 4 pares de fincas de manzano, 2 de peral, uno de ciruelo, uno de melocotonero, uno de

albaricoque, 2 de higuera, 2 de aguacate, uno de mango y 2 de platanera). Fuente: Aguilera et al., 2015b. (Eco: ecológico; Conv: convencional)pág 302

TABLAS

- Tabla 1. Superficie total y ecológica de frutales no cítricos en España. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 290
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutales no cítricos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 291
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre cultivos de frutales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 291
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 295
- Tabla 5. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de frutales no cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 296

Cap. 20. Cítricos

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre cultivos de cítricos y emisiones de GEI en clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional)pág 308
- Figura 2 Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 309
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 309
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida)pág 310
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 311
- Figura 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 312
- Figura 7. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de cultivos cítricos bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 315
- Figura 8. Balance de emisiones de GEI por hectárea en los estudios revisados sobre comparaciones del secuestro de C en cítricos ecológicos y convencionales bajo clima mediterráneo, incluyendo Nicolo et al. (2015) (Clementina), Ribal et al. (2017) (Cítricos-

- 1), Pergola et al. (2013a) (Naranja y Limón), Strano et al. (2017) (Bergamota) y Aguilera et al. (2015) (Cítricos-2) (CONV: convencional; ORG: ecológico)pág 316
- Figura 9. Balance de emisiones de GEI en cítricos, mostrando las emisiones por hectárea promedio de 3 pares de naranjos y 2 pares de mandarinos ecológicos y convencionales en España. Fuente: Aguilera, 2016 y Aguilera et al., 2015 (Con: convencional; Eco: ecológico)pág 316
- Figura 10. Huella de carbono de la producción de cítricos, mostrando los resultados obtenidos en diversos estudios, incluyendo Ribal et al. (2017) (cítricos-1), Pergola et al. (2013a) (Naranja y Limón), Strano et al. (2017) (Bergamota) y Aguilera et al. (2015b) (Cítricos-2). El único estudio que incluye secuestro de carbono es el de Aguilera et al. (2015b). (Con: convencional; Eco: ecológico)pág 317

TABLAS

- Tabla 1. Superficie de cítricos total y bajo manejo ecológico en España. Se excluyen las comunidades con menos de 1.000 hectáreas totales de cítricos. Fuente: MAGRAMA, 2016; MAPAMA, 2017.....pág 306
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 308
- Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en cultivos de cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo.....pág 311
- Tabla 4. Número de artículos sobre carbono en el suelo en cultivos cítricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo.....pág 312

Cap. 21. Pastos permanentes

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre pastizales y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional)pág 323
- Figura 2. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis....pág 324
- Figura 3. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 325
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional;)pág 325
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)pág 327
- Figura 6. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (CON: convencional)pág 329

- Figura 7. Número de artículos sobre carbono en el suelo en pastizales bajo clima mediterráneo, según país y tipo de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 331
- Figura 8. Número de artículos sobre el secuestro de carbono en el suelo en la dehesa bajo clima mediterráneo. (CON: Convencional; E/C: ecológico y convencional)pág 332

TABLAS

- Tabla 1. Superficie total y bajo manejo ecológico de pastizales en España y Andalucía en 2015. Fuente: MAGRAMA, 2016 y MAPAMA, 2017 (miles de hectáreas)pág 322
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre pastizales, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 323
- Tabla 3. Número de artículos revisados sobre pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 323
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo.....pág 327
- Tabla 5. Número de artículos sobre emisiones de N₂O en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de metodología de estudio y de manejo (CON: convencional).....pág 329
- Tabla 6. Número de artículos sobre carbono en el suelo en pastizales bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y de manejo. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional)pág 331

Cap. 22. Monogástricos

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del censo de porcino en España. Fuente: FAO, 2018.....pág 337
- Figura 2. Evolución del censo de aves en España. Fuente: FAO, 2018.....pág 340
- Figura 3. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre ganadería de monogástricos y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. Todos los estudios son en manejo convencional.....pág 344
- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 345
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 345
- Figura 6. Número de estudios sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, por especies (P+A: porcino y aves).....pág 346
- Figura 7. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. Todos en convencional (ACV: análisis de ciclo de vida)pág 347
- Figura 8. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie. (P+A: porcino y aves).....pág 349

- Figura 9. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie.....pág 349
- Figura 10. Número de artículo sobre la huella de carbono mediante ACV de los productos de ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según el país y especie (P+A: porcino y aves).....pág 350
- Figura 11. Balance de emisiones GEI por kilogramo de producto del ganado monogástrico en España (ES), Europa (EU), en clima mediterráneo seco (MED SEC) y mediterráneo húmedo (MED HUM) según el tipo de producción, incluyendo carne de ave (A), huevos (B) y carne de cerdo (C). Fuente: Leip et al., 2010. (LULUCF: cambio de uso del suelo)pág 331

TABLAS

- Tabla 1. Número de cabezas de porcino ecológico y convencional. Fuente: MAPAMA, 2017c.....pág 337
- Tabla 2. Distribución de la producción ecológica de porcino por comunidades autónomas. Fuentes: MAPAMA, 2017b.....pág 340
- Tabla 3. Número de cabezas de gallinas ponedoras de huevos ecológicos y convencionales. Fuente: MAPAMA, 2017c.....pág 344
- Tabla 4. Distribución de la producción ecológica de huevos por comunidades autónomas. Fuente: MAPAMA, 2017b.pág 345
- Tabla 5. Número de cabezas de aves de carne ecológica y convencional. Fuente: MAPAMA, 2017c.....pág 345
- Tabla 6. Distribución de la producción ecológica de huevos por comunidades autónomas. Fuente: MAPAMA, 2017b.....pág 346
- Tabla 7. Número de artículos revisados sobre ganadería de monogástricos, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI)pág 347
- Tabla 8. Número de artículos revisados sobre ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 349
- Tabla 9. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de monogástricos bajo clima mediterráneo, según tipo de estudio y especie.....pág 350
- Tabla 10. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de monogástricos, según el tipo de estudio y especie.....pág 351

Cap. 24. Rumiantes

FIGURAS

- Figura 1. Evolución del censo de vacuno en España. Fuente: FAO, 2018.....pág 355
- Figura 2. Evolución del censo de pequeños rumiantes en España. Fuente: FAO, 2018.....pág 358
- Figura 3. Evolución del número de artículos publicados anualmente sobre ganadería de rumiantes y emisiones de GEI bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (CON: convencional; E/C: ecológico/ convencional; ECO: ecológico)pág 361

- Figura 4. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, por países. Se excluyen los estudios que abarcan más de un país. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 362
- Figura 5. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo en España, por comunidades autónomas. Se excluyen los estudios que abarcan más de una comunidad. El número de artículos que incluyen manejo ecológico se indica entre paréntesis.....pág 363
- Figura 6. Número de artículo sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según especie.....pág 363
- Figura 7. Número de artículo sobre emisiones GEI en ganadería de vacuno bajo clima mediterráneo, según producto.....pág 364
- Figura 8. Número de artículo sobre emisiones de GEI en ganadería de pequeños rumiantes bajo clima mediterráneo, según especie y producto.....pág 364
- Figura 9. Número de artículos sobre emisiones de GEI en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión y de manejo. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional; ACV: análisis de ciclo de vida).....pág 365
- Figura 10. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo; según país, tipo de manejo y especie. (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 366
- Figura 11. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según el país, tipo de manejo y especie (ECO: ecológico; E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 368
- Figura 12. Número de artículos sobre la huella de carbono mediante ACV de los productos de la ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según país, tipo de manejo y especie. (E/C: ecológico y convencional; CON: convencional).....pág 370
- Figura 13. Balance de emisiones GEI por unidad de producto, en España (ES), Europa (EU), en clima mediterráneo seco (MED SEC) y mediterráneo húmedo (MED HUM). Fuente: Leip et al., 2010. (LULUCF: cambio de uso del suelo)pág 371

TABLAS

- Tabla 1. Número de artículos revisados sobre ganadería de rumiantes, según región climática (GEI: se estudian los GEI, No GEI: no se estudian los GEI).....pág 361
- Tabla 2. Número de artículos revisados sobre ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de manejo. (GEI: se estudian los GEI; No GEI: no se estudian los GEI)pág 361
- Tabla 3. Número de artículos sobre emisiones de manejo del estiércol en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo, según tipo de emisión, de manejo y especie.....pág 366
- Tabla 4. Número de artículos sobre emisiones de CH₄ entérico en ganadería de rumiantes bajo clima mediterráneo; según tipo de estudio, de manejo y especie.....pág 368

Cap. 24. Adaptación al cambio climático en la agricultura mediterránea

FIGURAS

- Figura 1. Impacto esperado del cambio climático sobre los principales cultivos de cereal (maíz, trigo y arroz) en regiones templadas y tropicales. Fuente: IPCC, 2014.pág 378
- Figura 2. Adaptación al cambio climático mediante el manejo de la materia orgánica. Fuente: elaboración propia.....pág 396
- Figura 3. Impactos del abandono y la sobreexplotación en la dehesa. Fuente: elaboración propia a partir de Bugalho et al., 2011.....pág 399