

CONTRIBUCIÓN DE LAS VARIEDADES TRADICIONALES DE TRIGO A LA MITIGACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN AGROECOSISTEMAS MEDITERRÁNEOS DE SECANO

¹Guiomar Carranza, ¹Gloria Isabel Guzmán, ¹Eduardo Aguilera, ¹Manuel González de Molina, ²Roberto García-Ruiz

¹Laboratorio de Historia de los Agroecosistemas, Universidad Pablo de Olavide, Sevilla;

²Departamento de Ecología, Universidad de Jaén. E-mail gcargal@upo.es

Resumen

El área mediterránea es especialmente vulnerable al cambio climático (CC). Muchos estudios han evaluado los efectos negativos del mismo sobre el rendimiento y las regiones de cultivo del trigo. Al mismo tiempo, la agricultura mediterránea contribuye de forma importante al CC. Resulta por ello pertinente potenciar estrategias de adaptación y mitigación del CC, tales como el secuestro de carbono (C) en suelo y la reducción de gases de efecto invernadero (GEI). La variedad de cultivo y el manejo pueden alterar ambos aspectos. En este artículo se evalúan las diferencias en la huella de C debidas a la variedad de cultivo empleada y en función del manejo. Concretamente, se han comparado variedades tradicionales (VT) y modernas (VM) de trigo bajo manejo ecológico y convencional en condiciones mediterráneas de secano. Hipotetizamos que las diferencias en la producción debidas a ambos o a una combinación de ambos inducen diferencias en la huella de C de los agroecosistemas. Los resultados apuntan a un importante potencial de acumulación de C de las VT de trigo con manejo ecológico, en comparación con VM con dicho manejo o con manejo convencional. Por un lado, el rendimiento de grano de la VT en ecológico fue superior, permitiendo disminuir la huella de C por unidad de producto. Por otro lado, se observó una menor presencia de hierbas con las VT, lo que puede reducir la necesidad de laboreo para controlarlas. Además, la mayor producción de paja y raíces de las VT compensa la menor biomasa de hierbas, aumentando el potencial de secuestro de C, que a su vez contribuye a reducir huella de C por producto comercializable y a mejorar la calidad edáfica, imprescindible para la adaptación al CC.

Palabras clave: Cereal, agricultura ecológica, emisiones de GEI, productividad primaria neta, intensificación agroecológica.

Summary

Old wheat varieties contribution to climate change mitigation in rainfed Mediterranean agroecosystems.

Mediterranean area is especially vulnerable to climate change (CC). Several studies have assessed the negative impacts of CC on wheat yield and wheat distribution. At the same time, Mediterranean agriculture contributes greatly to CC. In this context, it is necessary to enhance strategies designed for the adaptation and mitigation of CC, such as soil carbon (C) sequestration and greenhouse gases (GHG) emissions reduction. Since suitable varietal choice can also be an important strategy for that aim, we have focused on C sequestration differences due to wheat cultivar and management. We have compared old (VT) and modern (VM) wheat varieties under organic and conventional management under rainfed Mediterranean conditions, as differences in biomass production due to both can lead to differences in the carbon footprint. Our results show the important potential for CC mitigation of VT under organic management, comparing with MV under organic management or conventional production mainly due to an increase in C accumulation. Grain yield was higher for VT decreasing carbon footprint on a product base. On the other hand, the less presence of weed under VT reduced mechanical weed control. In addition, the higher straw and roots biomass production of VT compensated the less weed biomass production, increasing the potential for C sequestration. Therefore, VT contributes in the reduction of carbon footprint in a product base and improving edaphic quality, required for CC adaptation.

Keywords: Cereals, organic farming, GHG emissions, net primary productivity, agroecological intensification

Introducción

Según el IPCC (2007), el aumento de las temperaturas medias y la disminución de las precipitaciones anuales proyectadas por la mayor parte de los modelos convierten a la región mediterránea en un *hotspot* de vulnerabilidad al CC. La producción de los cultivos del área mediterránea se verán más perjudicados que los de zonas del norte, por las condiciones más secas y calurosas características de esta región (Moriondo *et al.* 2010). En las áreas del sur del continente europeo se esperan, debido al incremento en la limitación del agua disponible y los eventos climáticos extremos (Olesen y Bindi 2002), disminuciones de los rendimientos de los cultivos y aumentos en la variabilidad de los mismos (Harrison y Butterfield 2000), así como la reducción del área adecuada para los cultivos tradicionales (Maracchi *et al.* 2005).

Dada su relevancia para el consumo humano, diversas investigaciones han evaluado el efecto del CC sobre la producción de trigo a nivel mundial (Asseng *et al.* 2015, Challinor *et al.* 2014, Deryng *et al.* 2011, Lobell y Field 2007), así como en áreas de clima mediterráneo (Farina *et al.* 2011, Ludwig y Asseng 2006), mostrando la probable disminución en el rendimiento de este cereal durante las próximas décadas debida al CC (Asseng *et al.* 2015, Deryng *et al.* 2011, Ferrise *et al.* 2011, Saadi *et al.* 2015, Yang *et al.* 2014) y señalando la probabilidad de que algunas áreas de cultivo de trigo actuales no sean viables en un futuro escenario de CC (Luo *et al.* 2005).

La agricultura, al mismo tiempo, tiene su cuota de responsabilidad directa en el CC, ya que es una fuente de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). El sector agrícola contribuyó, durante el 2010, al 16% de las emisiones de GEI globales, y a un 24%, si se incluyen cambios de uso del suelo (IPCC 2014, Bennetzen *et al.* 2016). Los sistemas de cultivo mediterráneos presentan características edafoclimáticas que afectan a su patrón de emisiones de GEI y en consecuencia a la efectividad de las medidas de mitigación que puedan aplicarse (Sanz-Cobena *et al.* 2017). En este contexto, es necesario desarrollar estrategias de adaptación y mitigación del CC adecuadas a la agricultura mediterránea.

El secuestro de carbono (C) ha sido señalado como una importante estrategia para la adaptación y mitigación del cambio climático en la agricultura (Olesen y Bindi 2002), contribuyendo a mejorar la calidad edáfica a la vez que a retirar CO₂ de la atmósfera (Lal 2004). En los agroecosistemas mediterráneos, con un bajo nivel de carbono orgánico del suelo (COS), se han observado importantes incrementos del COS en respuesta a cambios en el manejo (Aguilera *et al.* 2013), lo que puede contribuir a aumentar el rendimiento de los cultivos

de cereal, al menos a medio-largo plazo (Bauer y Black 1994, Díaz-Zorita *et al.* 2002, Kanchikerimath y Singh 2001, Lal 2002), además de compensar, en términos de CO₂ equivalentes, una parte de las emisiones asociadas al cultivo (Aguilera *et al.* 2015).

Algunos autores aluden a la capacidad de secuestro de C del cultivo de diferentes variedades de una misma especie. Por ejemplo, Do Santos *et al.* (2012) describieron diferencias en el contenido en C y la razón C:N de los residuos de la cosecha entre variedades tradicionales, comerciales e híbridas de maíz, apuntando que el proceso de mejora genética varietal podría haber influido en la calidad y composición de los residuos. En esta línea, Prior *et al.* (2006) encontraron diferencias en el contenido en nitrógeno (N), C y la razón C:N de los residuos entre variedades de soja tradicionales y modernas. La elección de variedades con elevada producción de fitolitos también puede influir positivamente en el secuestro de C (Li *et al.* 2013, Parr y Sullivan 2011, Rajendiran *et al.* 2012).

Dado que los efectos del CC pueden depender de las variedades empleadas (Kizildeniz *et al.* 2015, Wang y Wang 2007), la correcta elección varietal es una opción para minimizar los efectos negativos derivados del CC (Deryng *et al.* 2011). Muchas investigaciones apuntan a la mejora genética para obtener variedades con rasgos asociados a la adaptación al CC (Ceccarelli *et al.* 2010, Gouache *et al.* 2012, Neri *et al.* 2012, Prior *et al.* 2011), y un amplio número de ellas inciden en el uso de variedades locales como fuente de material genético para dicho objetivo (Driedonks *et al.* 2016, Sehgal *et al.* 2015). Rasgos asociados a la tolerancia a la sequía (Cabello *et al.* 2012, Driedonks *et al.* 2016, Gouesnard *et al.* 2016) y a temperaturas elevadas (Sehgal *et al.* 2015) han sido identificados en variedades tradicionales y señalados como fuente genética para la mejora e introducción de nuevas variedades. Por otro lado, diversas investigaciones resaltan la necesidad de la conservación *in situ* de las variedades tradicionales para que conserven su potencial adaptativo, identificándolas como una valiosa fuente para la agricultura sostenible en el contexto de CC (Bellucci *et al.* 2013). Otros autores señalan un mejor comportamiento de las variedades locales frente a las modernas, en áreas vulnerables al CC (Coromaldi *et al.* 2015).

En relación a la agricultura ecológica, el problema se agrava. Ello es debido a que, además, las variedades disponibles comercialmente están adaptadas a la agricultura industrializada y no presentan características óptimas para la producción ecológica (Atkinson *et al.* 1995, Watson *et al.* 2002, Fagnano *et al.* 2012, Sassi *et al.* 2014).

En esta situación, se plantea la necesidad de cultivar variedades que estén adaptadas a la agricultura ecológica.

gica y que, a la vez, constituyan un elemento clave en la adaptación y mitigación del CC. En relación al cultivo del trigo, el mayor índice de cosecha de las variedades modernas ha ido en detrimento del pool de COS, debido a la disminución del retorno de biomasa al agroecosistema (Gervois *et al.* 2008) en forma de restos de cosecha. Los residuos de los cultivos son una importante fuente de carbono para el secuestro de C y la mejora de la calidad del suelo (Lal 2004, 2007, Lal *et al.* 2011, Mandal *et al.* 2007), y su empleo como enmienda puede incrementar el rendimiento de los cultivos (Ghosh *et al.* 2012). Liu *et al.* (2014) apuntan a la incorporación del residuo de los cereales como estrategia para el secuestro de C. Al mismo tiempo, no obstante, existen usos alternativos de la paja, como la producción de energía, que también contribuyen a reducir las emisiones y limitan su disponibilidad para aplicarla al suelo (Powlson *et al.* 2008). Por esto, el uso de variedades de cereal con mayor cantidad de biomasa retornable al suelo puede ser una importante estrategia para potenciar el secuestro de C edáfico.

El presente estudio pretende constituir un acercamiento a la evaluación de las diferencias en secuestro de CO₂ atmosférico en los agroecosistemas debidas a la variedad de cultivo empleada bajo distintos tipos de manejo. Para ello se ha comparado, bajo un manejo orgánico y convencional, variedades tradicionales y modernas de trigo, cuyas diferencias en el índice de cosecha y producción de biomasa pueden afectar a su potencial de secuestro de C. También hemos calculado, mediante análisis de ciclo de vida (ACV) el balance total de emisiones GEI de cada tipo de sistema para reflejar el papel de este secuestro en la huella de C de los productos obtenidos.

Metodología

Se ha desarrollado un experimento de campo durante tres años (2013-2016) para evaluar y comparar 12 variedades de trigo bajo tres manejos agronómicos diferentes en tres ensayos correspondientes a tres localizaciones diferentes en Andalucía (España) (Fig. 1). Los datos correspondientes a las características físico-químicas de los suelos se detallan en la Tabla 1. Las variables estudiadas han sido: productividad primaria neta aérea de la parcela (PPNa), biomasa total aérea del cultivo al final del ciclo, biomasa radicular, y biomasa de la flora arvense del cultivo. A partir de estas variables se llevó a cabo un análisis de la huella de C de las variedades de trigo bajo los tres manejos agronómicos diferentes. En el presente artículo describimos los resultados obtenidos en el primer año del experimento de campo.

De las variedades ensayadas, seis fueron de trigo duro (*Triticum durum* Desf.) y 6 de trigo blando (*Triticum aestivum* (L.) Thell.). Dentro de cada uno de los tipos de trigo, 3 variedades se correspondieron con variedades modernas (VM), mientras que las otras 3 fueron variedades tradicionales (VT) (Tabla 2). Las semillas de las variedades tradicionales procedieron del Centro de Recursos

Fitogenéticos del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (CRF-INIA). De este banco de germoplasma se seleccionó un grupo de variedades tradicionales de origen andaluz, cuyas entradas datan del primer tercio del siglo XX. El CRF-INIA se encargó de reproducir la semilla necesaria para los ensayos, en el año previo a la puesta en marcha de éstos.



Figura 1. Localización de los ensayos al sur de la Península Ibérica.

Por su parte, la selección de las variedades modernas se basó en su buena reputación y alta implantación en las zonas de realización de los ensayos (Granada, Málaga y sur de Sevilla). Por otro lado, criterios agronómicos (similitud de ciclo, etc.) habitualmente empleados en los ensayos de variedades modernas no fueron considerados prioritarios en este estudio, dado que era imposible garantizar similar homogeneidad en las variedades tradicionales.

Tantos las VT como las VM se sometieron a los siguientes tres tipos de manejos:

Manejo 1. Ronda (Málaga). La parcela de experimentación está en un paisaje de dehesa, con suelos pobres. La precipitación media anual en la zona es de 611 mm. El primer año la precipitación anual fue de 432 mm, sensiblemente inferior al promedio. Se reproduce el manejo tradicional de rotación al tercio (trigo/barbecho/barbecho), propio de las zonas de secano de baja productividad del cereal. En este ensayo, las labores se han realizado de forma manual (siembra, desyerbe, recolección) y con ganado de labor para la preparación del suelo. No se aplicó fertilización de ningún tipo, ni fitosanitarios para el control químico de las hierbas. El terreno lleva más de 15 años bajo manejo ecológico certificado. Con este manejo en este sitio se pretendió emular las condiciones del suelo (contenido de materia orgánica, actividad biológica, fertilidad natural, etc.) típicas de agricultura pre-industrial. Se sembró el 12 de noviembre de 2013 y la cosecha se realizó el 16 de junio de 2014.

Ensayo 2. Sierra de Yeguas (Málaga). Se reproduce el manejo ecológico de rotación con leguminosa trigo/haba (*Vicia faba*), característico de zonas con mejores

Tabla 1. Principales propiedades físico-químicas del suelo de los tres ensayos.

Propiedades	Ronda		Sierra de Yeguas		La Zubia	
	Media	DE	Media	DE	Media	DE
CIC (meq 100g ⁻¹)	10,55c	1,82	31,19a	2,09	16,86b	1,89
Ca de cambio (meq 100g ⁻¹)	8,23c	1,26	21,94a	1,79	13,83b	2,09
Mg de cambio (meq 100g ⁻¹)	1,76b	0,67	5,8a	1,21	2,05b	1,62
Na de cambio (meq 100g ⁻¹)	0,34b	0,01	1,34a	0,16	0,50b	0,15
K de cambio (meq 100g ⁻¹)	0,21c	0,03	2,12a	0,11	0,48b	0,04
Carbonato (%)	2,07b	0,31	12,27a	7,09	18,62a	0,46
Caliza (%)	0,12b	0,14	4,61a	3,82	4,71a	0,97
P asimilable (ppm)	3,98b	1,19	33,76a	9,92	27,08a	14,66
MO (%)	1,03b	0,23	2,39a	0,24	2,61a	0,38
N org (%)	0,07b	0,01	0,16a	0,01	0,17a	0,02
pH	7,66b	0,19	8,18a	0,04	7,99a	0,11
pH en CIK	6,53b	0,23	7,46a	0,04	7,46a	0,06
K asimilable (ppm)	76,2c	3,77	927a	60,93	208,4b	13,94
Arcilla (%)	14,28b	2,33	42,22a	2,54	16,42b	2,61
Arena (%)	75,6c	2,91	18,66a	3,12	28,76b	7,88
Limo (%)	10,12c	1,88	39,12a	1,89	54,82b	5,37
Textura	FRANCO-ARENOSO		ARCILLOSO		FRANCO-LIMOSO	

Diferentes letras (a, b, c) en la media dentro de una misma fila representan diferencias significativas para cada propiedad ($P < 0,05$; ANOVA de una vía). DE=Desviación estándar; CIC=Capacidad de intercambio catiónico; MO=Materia orgánica

suelos y, por tanto, con una productividad relativamente alta. La parcela ha estado también bajo manejo ecológico certificado desde hace más de 15 años. Se aplicó gallinaza a dosis de 3 Mg ha⁻¹ previamente al cultivo del trigo y nada antes del haba. En este caso, la preparación del suelo fue mecánica con tractor y grada. En el mes de febrero se realizó un pase de escarda manual muy somero que eliminó únicamente las hierbas que habían alcanzado gran tamaño. Dicho pase simula el que se daba de forma tradicional en estas condiciones. Los suelos son fértiles y la precipitación media anual es de 492 mm. Durante el primer año del ensayo las precipitaciones fueron de 386 mm. La siembra se realizó el 31 de octubre de 2013 y se recolectó el 12 de junio de 2014.

Ensayo 3. La Zubia (Granada). El tercer ensayo representa el monocultivo convencional del cereal, basado en el uso de insumos industriales. Se aplicaron 250 kg de fertilizante complejo con una composición 8:15:15, como abonado de fondo previamente a la siembra. Para el control de la flora arvense se aplicó un herbicida de hoja ancha en el mes de marzo, al final del ahijamiento y principio del encañado del trigo (2 l ha⁻¹ de sal potásica, MCPA 40%). Los suelos son fértiles, de vega, y la pluviometría anual media es de 395 mm. Al igual que en los otros dos ensayos, en el primer año del experimento las precipitaciones fueron inferiores a la media, alcanzando los 325 mm. La siembra se realizó el 25 de octubre de 2013, y la cosecha el 23 de junio de 2014.

Tabla 2. Variedades de trigo sembradas en los tres ensayos.

VARIETADES	TRIGO DURO	TRIGO BLANDO
Tradicional 1	Rubio	Barbilla Roja
Tradicional 2	Blanco Verdial	Rojo Pelón
Tradicional 3	Recio	Sierra Nevada
Moderna 1	Avispa	García
Moderna 2	Simeto	Chamorro
Moderna 3	Vitrón	Galera

La siembra en los tres ensayos se realizó a mano, con una dosis de siembra de 200 kg ha⁻¹ para el trigo y 110 kg ha⁻¹ para el haba (en su caso). Tras la recogida de muestras, se procedió a la recolección a mano de las semillas de las variedades tradicionales para la siembra del año siguiente.

Diseño experimental

El diseño experimental fue en split-plot con cuatro repeticiones. Los bloques estaban separados entre sí por un metro de calle de terreno sin cultivar. El tipo de trigo, duro o blando, constituyó el factor principal; mientras que el origen de las variedades, tradicionales o modernas, constituyó el factor secundario o subfactor. El tamaño de las subparcelas fue de 4 x 6 m. En cada uno de los cuatro bloques de cada ensayo, hubo 12 subparcelas de cereal, correspondientes a las 12 variedades de trigo sembradas. En los terrenos situados en Ronda y en Sierra de Yeguas, el número de subparcelas fue mayor,

Tabla 3. Datos agroclimáticos de las tres localizaciones del experimento de campo.

	Ronda	Sierra de Yeguas	La Zubia
Precipitación (mm)	611,5	386,4	325,4
Manejo	Ecológico	Ecológico	Convencional
Rotación	Trigo-barbecho-barbecho	Trigo-Haba	Monocultivo
Fertilización	No	Gallinaza (3 Mg m.f. ha ⁻¹) (3,6% N m.s.) que corresponden a =>	NPK (8:15:15) (570 kg ha ⁻¹)
		54 kg N ha ⁻¹ (trigo)	45,6 kg N ha ⁻¹
		27 kg N ha ⁻¹ (haba)	85,5 kg P ha ⁻¹
			85,5 kg K ha ⁻¹
Control flora arvense	No	Control manual	Herbicida (MCPA 40%) (2 l ha ⁻¹)
Irrigación	Secano	Secano	Secano

teniendo en cuenta el tipo de rotación del cereal que se estaba reproduciendo: en el cereal al tercio (Ronda), el número de subparcelas se triplicó debido a las dos subparcelas de barbecho por cada una de cereal necesarias; en el caso de la rotación con leguminosa (Sierra de Yeguas), el número de subparcelas fue el doble, añadiendo a las del cereal las subparcelas destinadas al haba. En total, se manejaron 12 subparcelas por bloque en La Zubia, y 24 y 36 subparcelas por bloque en Sierra de Yeguas y Ronda, respectivamente.

Se estimó la biomasa total aérea del cultivo, la biomasa radicular y la de la flora arvense. La producción de biomasa aérea del cultivo se muestreó en el momento de la cosecha. En cada subparcela, se lanzó dos veces al azar un cuadrado de 0,5 m de lado, evitando los bordes. Las plantas dentro de cada cuadrado fueron separadas en espiga y paja; posteriormente, la espiga fue desgranada para obtener el grano y el residuo del grano. La biomasa de cereal se secó durante 48 h a 70 °C en estufa para obtener el peso de la materia seca. La biomasa total aérea del cultivo al final del ciclo se corresponde con la suma de las biomásas de grano, residuo del grano y paja.

La medición de biomasa radicular se llevó a cabo en el tercer año del experimento (2015-2016) y para las variedades de trigo duro en Sierra de Yeguas. Dada la gran cantidad de trabajo requerido, no pudo realizarse dicho muestreo para todas las temporadas y variedades. Los muestreos se llevaron a cabo en el momento de antesis. En cada subparcela se muestrearon dos bloques (25cm x 25cm x 25cm) de suelo a los que previamente se les sustrajo la biomasa aérea de cereal, que fue secada y pesada (datos no mostrados). La primera extracción acuosa in situ de las raíces consistió en un primer lavado de los bloques de tierra con la ayuda de una criba de 2 mm. A posteriori, en el laboratorio, se procedió al lavado de las raíces con agua destilada y a su extracción con pinzas y una criba de 0,5 mm. Durante 1 h, a intervalos de 10 min se fueron pesando las muestras de raíz extraídas, obteniendo para cada muestra datos acumulativos para ajustarlos a una curva logarítmica. Mediante la función matemática, se extrapoló para cada muestra la biomasa radicular a los 120 min de proceso de extracción (Metcalf *et al.* 2007).

La biomasa radicular de Ronda y Sierra de Yeguas se calculó a partir de la razón *biomasa aérea:biomasa radicular* obtenida en los muestreos realizados en Sierra de Yeguas. En el manejo convencional, la biomasa de raíz se asumió igual en valor absoluto a la obtenida para el manejo ecológico en rotación con el haba. Para el cálculo del C de la biomasa radicular, se asumió un incremento del 65% en la misma, debido a la rizodeposición y la renovación raíces (Bolinder *et al.* 2007).

Para estimar la biomasa de la flora arvense se tomaron muestras de la biomasa aérea de la flora arvense acompañante en el mismo momento del muestreo del cereal. De igual modo, las muestras de flora acompañante fueron secadas en estufa durante 48 h a 70 °C para obtener el peso de la materia seca.

La productividad primaria neta aérea (PPNa) es la suma de la biomasa aérea en peso seco total del cultivo y la biomasa en peso seco total de la flora arvense acompañante, ambas al final del ciclo.

Se determinaron el contenido en carbono y nitrógeno de todas las muestras de biomasa recogidas. Para ello, tras el secado de las muestras, éstas fueron molidas hasta obtener submuestras homogéneas de material vegetal de <1 mm. El material molido fue pesado en microbalanza de precisión y preparado para el análisis en contenido de C y nitrógeno en los laboratorios del CICT de la Universidad de Jaén, con un analizador elemental CNOH-S (Flash EA1112 CHNS-O, Thermo Finnigan), obteniéndose los porcentajes de C y nitrógeno para el grano, paja y cascarilla de las diferentes variedades, así como para la hierba acompañante del cultivo.

Cálculo de la huella de carbono

Para calcular la huella de C de las diferentes variedades bajo los tres manejos mencionados, se procedió a calcular las emisiones de los insumos industriales y orgánicos, las emisiones derivadas del tratamiento de los residuos de los cultivos, las emisiones directas e indirectas de óxido nitroso del suelo y, por último, el secuestro de C.

Las emisiones derivadas de la producción de los insumos industriales fueron calculadas a partir de los datos de consumo de energía del documento de trabajo pu-

blicado por Aguilera *et al.* (2015), a los que aplicamos un factor de conversión de 62,8 kg CO₂e GJ⁻¹, basado en los datos del mix energético de 2010 de Koppelaar (2012) y factores de emisión de cada tipo de energía de IPCC (2006). Las emisiones directas e indirectas de óxido nítrico del suelo se obtuvieron a través de factores específicos de emisión para los sistemas de secano y regadío mediterráneos obtenidos a partir de un meta-análisis por Cayuela *et al.* (2017). Las emisiones debidas a la tracción animal se estimaron a partir de factores de emisión de CH₄ y N₂O por animal del IPCC (2006) y de una estimación propia de la emisión de GEI debida a la producción de piensos en 1900 (Aguilera *et al.*, en prep.), basada en dietas típicas de los animales (Guzmán y González de Molina 2006) y en un análisis de las emisiones totales de la producción agrícola. El factor resultante para el burro, el animal empleado en las labores de Ronda, es de 1,1 Mg CO₂e animal⁻¹ año⁻¹, ó 3,0 kg CO₂e animal⁻¹ día⁻¹.

El balance de COS, que implica emisiones negativas cuando se secuestra C, y positivas cuando se emite, también se incorporó al balance de emisiones de GEI. Se empleó un modelo simple, basado en el clásico modelo con un compartimento activo de materia orgánica de Hénin-Dupuis (Henin y Dupuis 1945). Este compartimento de "humus" sigue cinéticas de primer orden, mineralizándose a una tasa constante cada año (*k*) y recibiendo una fracción de los insumos de C al suelo, definida por coeficientes de humificación (*h*) específicos de cada material. Los coeficientes *h* se obtuvieron promediando los valores de diversas fuentes recopiladas en Aguilera *et al.* (en prep.), resultando en 14,4% para la paja del trigo, 16,0% para la paja de haba, 11,3% para la biomasa aérea de hierbas, 17,9% para el conjunto de los aportes de C de raíces y rizodépósitos. Las tasas de mineralización se calcularon asumiendo que el suelo parte de una condición de equilibrio con variedades modernas en cada rotación estudiada.

Relativo a la biomasa incorporada al suelo y susceptible de ser humificada, se asumió que el 80% de la paja de las variedades modernas de trigo es cosechada, mientras que el resto es incorporado al suelo. Respecto a las variedades tradicionales de trigo, consideramos que se cosechó la misma cantidad de paja en valor absoluto que en los cultivares modernos. El objetivo de esta asunción fue destacar el potencial de secuestro de C de las variedades tradicionales frente a las modernas, debido a una mayor cantidad de paja producida. Es decir, las variedades tradicionales pueden incorporar más biomasa al suelo, sin sacrificar los ingresos por venta de paja que obtienen los agricultores convencionales. Respecto a la flora arvense del cereal, se asumió que es cosechado el mismo porcentaje que para la paja (un 80% para las VM y el correspondiente para las VT según el cálculo para cada caso). Se asumió la incorporación al suelo del 100% de la biomasa de residuo y flora arvense para el haba.

Para el cálculo de la huella de C tuvimos también en cuenta el C humificado a partir de los aportes de la biomasa radicular.

Tras el cálculo del potencial de CC por superficie (kg CO₂e q ha⁻¹), se llevó a cabo un análisis de ciclo de vida atribucional para cada tipo de variedad y manejo. La asignación de las emisiones a la producción tuvo un criterio económico: se calcularon los porcentajes correspondientes al valor en euros de los productos y co-productos y se aplicaron a las emisiones por hectárea. Para el caso de estudio de la rotación al tercio, las emisiones correspondientes al barbecho fueron atribuidas al trigo. En el caso del cultivo de trigo en rotación con el haba, se tuvieron en cuenta los productos de ambos cultivos y el co-producto del cereal (del haba no hubo co-producto dado que se asumió que todo el residuo es incorporado al suelo). Los datos se presentan en g CO₂e q kg⁻¹ de producto.

Análisis de los datos obtenidos

Para las variables relativas a la biomasa del cereal y de la flora acompañante se realizó un análisis de varianza para el diseño experimental en split-plot, estableciendo las diferencias significativas para un *p*<0,05 y separándolas a posteriori con el Test de Tukey (*p*<0,05). Se empleó el paquete estadístico Statistix (Analytical Software, Version 10).

El análisis del ciclo de vida se presenta y se discute a partir de los valores promedios obtenidos para cada cultivo y los tres manejos.

Resultados

Producción de biomasa

Para la rotación al tercio (trigo-barbecho-barbecho) del ensayo realizado en Ronda, se encontraron diferencias significativas (*p*<0,05) en la producción de materia seca debidas al tipo de variedad (Tabla 4). La productividad primaria neta aérea (PPNa), la biomasa total del cultivo al final del ciclo, el rendimiento del grano y la producción de paja fueron significativamente superiores (incrementos del 40%, 67%, 67% y 60%, respectivamente) cuando se cultivó las variedades tradicionales con respecto a las modernas. Sin embargo, no hubo diferencias significativas en la biomasa de flora arvense debidas a la variedad.

En la rotación trigo-haba del ensayo en Sierra de Yeguas, las variedades tradicionales produjeron un 68 % más de biomasa total del cultivo que las modernas y la PPNa fue del 27% superior con respecto a las modernas. El rendimiento de grano y la producción de paja fueron también un 79% y 62 % mayores en las variedades tradicionales (Tabla 4). Sin embargo, y a diferencia del ensayo de Ronda, en la rotación trigo-haba sí se hallaron diferencias significativas en la producción de biomasa de flora arvense debido a la variedad, siendo ésta un 34% mayor para las VM.

Tabla 4. Productividad primaria neta aérea (PPNa), biomasa total del cultivo, rendimiento del grano, biomasa de paja y flora arvense (kg m.s. ha⁻¹) para variedades tradicionales (VT) y modernas (VM) en las tres localizaciones del experimento. Los datos de biomasa del barbecho y del haba no se presentan en la tabla. Se muestra los resultados del ANOVA de una vía. Los datos referentes al residuo del grano no son presentados, por lo que la *biomasa total del cultivo* no coincide con la suma de la biomasa del *grano* y la *paja*.

	VT		VM		p-valor
	Media	DE	Media	DE	
Ronda					
PPNa	1.249	562	893	432	0,0031*
Biomasa total del cultivo	992	454	593	360	0,0003*
Grano	256	219	153	175	0,0411*
Paja	597	194	374	186	0,0001*
Flora arvense	257	170	300	177	0,3135
Raíces**	325	148	156	92	
Sierra de Yeguas					
PPNa	11.807	2.844	9.292	3.413	0,0060*
Biomasa total del cultivo	9.387	3.406	5.580	1.924	0,0000*
Grano	2.187	1.174	1.223	969	0,0005*
Paja	6.186	2.409	3.812	1.530	0,0002*
Flora arvense	2.421	2.044	3.712	2.982	0,0386*
Raíces**	3066	1282	1444	629	
La Zubia					
PPNa	18705	5128	19158	6072	0,7546
Biomasa total del cultivo	17.800	4.957	17.192	5.498	0,6516
Grano	2.401	807	3.300	1.612	0,0239*
Paja	13.805	4.876	12.305	4.851	0,1823
Flora arvense	905	682	1966	979	0,0000*
Raíces**	3066	-	1444	-	

*Diferencias significativas a un nivel de significación del 0,05. PPNa= Productividad Primaria Neta aérea; VT= Variedad Tradicional; VM= Variedad Moderna; DE= Desviación estándar. **Consultar la metodología para ver el cálculo de raíces.

En el monocultivo de la Zubia, sólo se encontraron diferencias significativas para la biomasa de hierbas y el rendimiento del grano, que fueron un 54% y 27% mayor para las VM, respectivamente (Tabla 4).

Huella de carbono

Los resultados obtenidos muestran ciertas tendencias en la huella de C de los tratamientos y ensayos realizados. Para el relato de los resultados en base a la superficie de cultivo hemos imputado las emisiones para los cultivares y las otras hojas de la rotación (en su caso) por separado, permitiendo de esta forma una lectura más sencilla y focalizada en la diferencia de origen (VT y VM) entre cultivares.

Las mayores emisiones netas de GEI por hectárea, excluyendo el C del suelo, se encontraron en el manejo convencional, seguido de la rotación trigo-haba y, por último, la rotación al tercio (Fig. 2). En Ronda, el total de emisiones excluyendo el balance de COS fue de 34 y 27 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para VT y VM. El balance de COS resultó en pérdidas durante la fase de cultivo de trigo que fueron cuantificadas en 116 y 196 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para VT y VM. Y, por tanto, la cifra final de huella de C fue de 150 y 223 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. Para el

barbecho, las emisiones totales y el secuestro de C medio fueron de 66 y 98 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹, resultando en una huella final de -32 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹. Para el manejo ecológico de Sierra de Yeguas, los valores de emisiones totales fueron de 690 y 632 para VT y VM, y 593 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para la legumbre en rotación. Tras tener en cuenta el balance de C en la huella final, las diferencias entre VT y VM se invirtieron. Las VT en esta rotación secuestraron 1050 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ mientras que las VM secuestraron 646 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹. Durante el año del haba se secuestraron 77 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹. Relativo al haba, el balance entre las entradas de C y las pérdidas por mineralización (datos no presentados) resultó en secuestro neto de carbono gracias al aporte de C del estiércol. El resultado final de la huella de C fue de -360 y -14 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para VT y VM, respectivamente, y 515 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para la legumbre. El total de emisiones para La Zubia siguió la misma tendencia que en los manejos anteriores. Esto es, mayores emisiones para las VT con 1235 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹, y 1166 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para las VM. También en este caso, las diferencias observadas entre VT y VM se invirtieron con el balance de COS. Dicho balance fue de 238 kg CO₂e ha⁻¹ año⁻¹ para las VT y cero para las VM, dada la consideración de equi-

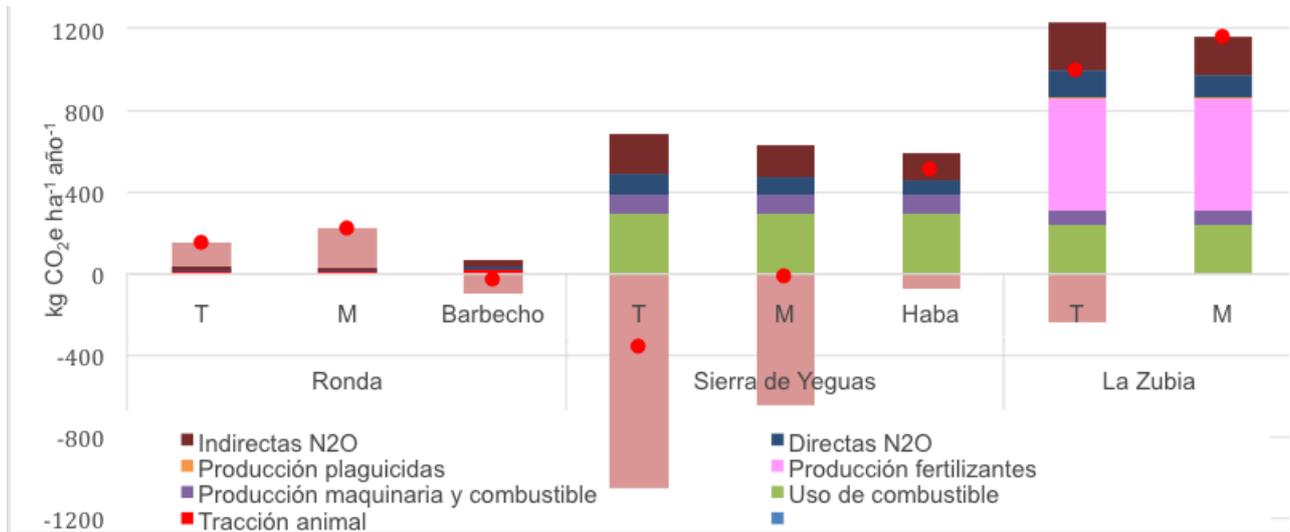


Figura 2. Emisiones de gases de efecto invernadero desglosadas por actividad, balance de carbono en suelo $-CO_S-$ y huella de carbono resultante $-Huella C-$ de variedades tradicionales (T) y modernas (M) de trigo, así como de las otras hojas de la rotación (barbecho en Ronda, y haba en Sierra de Yeguas). Datos de $kgCO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$ relativos al análisis de ciclo de vida en base a la superficie del cultivo.

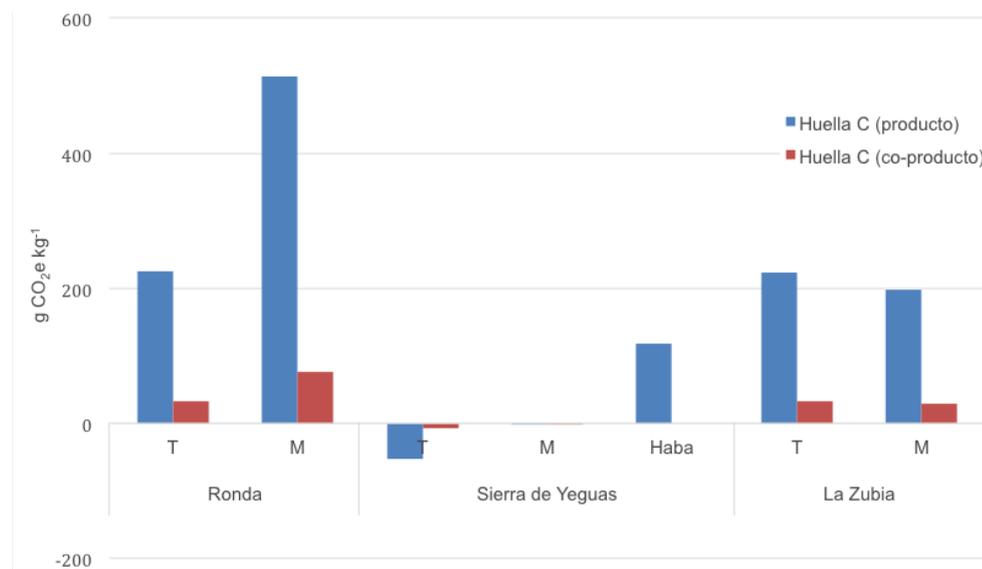


Figura 3. Huella de C resultante para el producto y co-producto de variedades tradicionales (T) y modernas (M), para cada sistema de cultivo. Datos de $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ relativos al análisis de ciclo de vida en base al rendimiento del cultivo.

librio para este manejo con VM, dando como resultado una huella de C de 997 y 1166 $kg\ CO_2e\ ha^{-1}\ año^{-1}$, para VT y VM, respectivamente.

Atendiendo a la huella de C por unidad de producción (Figura 2) las tendencias se ven alteradas debido al rendimiento diferencial entre variedades y manejos (Tabla 4). A diferencia de la tendencia observada en la Figura 1, la Figura 2 muestra cómo la huella de C por kg de grano cosechado sufre un importante aumento en Ronda, debido a los bajos rendimientos de ambas variedades en dicha localización. Para Ronda, la huella final fue de 226 y 515 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ para VT y VM, respectivamente. En Sierra de Yeguas, las diferencias entre VT y VM se ven disminuidas en comparación al análisis por hectárea, aunque la huella de C continúa siendo menor para las primeras, de -52 frente a -2 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ (Fig. 3). Para el haba en rotación, la huella final de 119 $g\ CO_2e$

kg^{-1} . En La Zubia, las emisiones de las VT fueron mayores a las de las VM (223 y 199 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ de producto, respectivamente).

Las huellas de C asignadas a la producción de la paja del trigo (*huella co-producto*, Figura 2) fueron, para VT y VM, las siguientes: 33,7 y 76,8 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ para Ronda; -7,8 y -0,3 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ para Sierra de Yeguas; y 33,3 y 29,7 $g\ CO_2e\ kg^{-1}$ para La Zubia. No hubo co-producto para el cultivo del haba al considerar que todo el residuo es incorporado al suelo.

La figura 4 recoge la contribución en la emisión de GEI de las actividades asociadas a cada uno de los manejos. En Ronda, el mayor porcentaje fue debido a las emisiones de N_2O , con un 68% y 66% del total para las VT y VM. Las emisiones directas supusieron el 24% y 23%, mientras que las indirectas el 44% y 43% del total de emisiones. En segundo lugar, el empleo de ganado

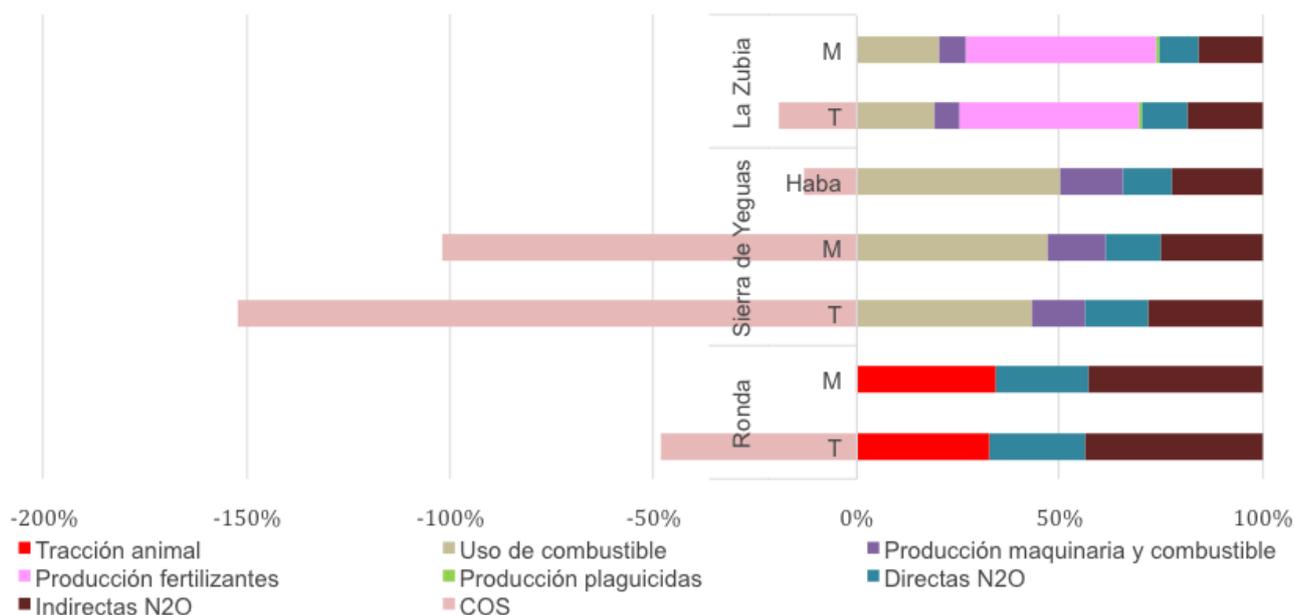


Figura 4. Perfil de las emisiones de gases de efecto invernadero y COS de variedades tradicionales (T) y modernas (M) de trigo, así como de las otras hojas de la rotación (barbecho en Ronda, y haba en Sierra de Yeguas). Datos relativos a gCO₂e kg⁻¹ de producto a partir del cálculo de los porcentajes de emisiones a partir de un criterio económico.

de labor contribuyó entre el 33% y 34% de las emisiones. El balance de COS disminuyó la huella de C de las VT en un 48%.

En Sierra de Yeguas, el mayor porcentaje se debió a las emisiones derivadas del uso de maquinaria: un 43% y 47% del uso de combustible en finca, y el 13% y un 15%, para VT y VM de la producción de la maquinaria y el combustible empleados. Seguidamente, las emisiones de N₂O contribuyeron de forma importante con el 43% y 39% para VT y VM, respectivamente. Las emisiones indirectas supusieron un 28 y 25% del total de emisiones, respectivamente. El uso de estiércol y el mayor aporte de C del trigo frente al haba tuvieron un alto impacto en los balances de COS y, en consecuencia, en las huellas de C del trigo en este ensayo. Además, se observaron importantes diferencias entre ambos cultivos. Mientras que en las VT el COS representó el 152% del resto de emisiones, para las VM fue del 102%.

Para el haba, se observó el mismo patrón que en el cultivo de trigo. El mayor porcentaje de emisiones fue atribuido al empleo de maquinaria: un 50% y 16% según se deban al uso de combustible en finca o a la producción de maquinaria y combustible, y en segundo lugar las emisiones de N₂O que contribuyeron al 34% del total (un 12% correspondiente a las emisiones directas, y un 22% a indirectas). El ahorro en emisiones que supuso el balance de COS fue del 13%.

A diferencia de los manejos ecológicos, en el monocultivo convencional de La Zubia, la mayor proporción de emisiones fue debida a la aplicación de fertilizantes de síntesis química; el 44% y 47% para VT y VM. Seguidamente, el 30%, VT y 26%, VM, fueron debidas a las emisiones de N₂O, resultantes principalmente de la

aplicación de fertilizante (de las cuales, un 11% y un 10% se correspondieron con emisiones directas). El tercer contribuyente fue el empleo de maquinaria, con un 25% y 26% para VT y VM. Por último, las emisiones debidas a la aplicación de plaguicidas supusieron un 1% del total. El secuestro de C promovido por la mayor producción de biomasa de las VT contribuyó a reducir la huella de C un 19%.

Discusión

Productividad primaria Neta aérea (PPNa), rendimiento y producción de paja

La desventaja productiva atribuida usualmente a las VT se ha limitado a la producción de grano bajo manejo convencional, seguramente porque la mejora genética que fundamentó la Revolución Verde se dirigió a incrementar la producción de grano bajo estas condiciones. Sin duda, hay pruebas de que las variedades mejoradas bajo condiciones de gran disponibilidad de nutrientes son muy dependientes de un fácil acceso a éstos (Foulkes *et al.* 1998). Esta circunstancia contribuiría a explicar que la producción de biomasa de las VM fueran inferiores a las VT en los ensayos sin fertilización química, mientras que lo contrario sucedió en el ensayo convencional. Anteriores estudios han coincidido en señalar la ventaja en rendimiento de grano de las VM frente a las VT en condiciones de monocultivo y fertilización química (Fang *et al.* 2011). Acordes con los resultados de este estudio, algunas investigaciones que han evaluado la producción de biomasa en cultivos de mezcla de variedades, concluyen que las mezclas de VT y VM superan en producción de biomasa aérea total al mono-

cultivo de sólo variedades modernas (Fang *et al.* 2014, Sarandón y Sarandón 1995). Estos estudios también encontraron que bajo condiciones en las que no se aplican fertilizantes químicos, los rendimientos de grano fueron similares que el de monocultivo de VM (Sarandon y Sarandon 1995), especialmente debido a su mayor capacidad competitiva.

En este sentido, Campiglia *et al.* (2015) afirmaron que los estudios que muestran menor producción de cereal con manejo ecológico respecto al convencional, principalmente debido a la menor disponibilidad de nutrientes y la mayor presencia de flora arvense, podrían estar condicionados por el material genético empleado, y que el uso de variedades adecuadas podría reducir hasta cierto grado esta diferencia productiva. En el estado español, la mayoría del territorio dedicado a la producción de cereal presenta características de baja y media intensidad productiva, debido a la falta de agua (Meco *et al.* 2011), ocupando 5,4 millones de hectáreas de secano (MAGRAMA 2013), por lo que el empleo de un material genético más adaptado a estas condiciones puede resultar determinante para el futuro de dicha actividad.

Sin embargo, para climas más húmedos, Hildermann *et al.* (2009) no hallaron mayor rendimiento de grano de las variedades mejoradas bajo condiciones de bajos insumos que aquel de variedades mejoradas bajo condiciones de agricultura convencional. Además, en ausencia de fertilización, tampoco describieron diferencias entre cultivares. Tal y como señalan los autores, esto pudo ser debido a las particulares condiciones del sitio experimental (experimento DOK, Suiza), y a la baja presencia de hierbas, la inherente elevada fertilidad del suelo o la buena retención de agua. En esta línea, bajo condiciones de agricultura ecológica en experimentos de Europa Central, Konvalina *et al.* (2014) describieron mayores rendimientos del grano para VM (y similares producciones de biomasa aérea entre VM y VT). Murphy *et al.* (2008) coincidieron con estos autores para un esquema de bajos insumos, fertilización orgánica y la ausencia de herbicidas o plaguicidas en experimentos en EEUU. No obstante, Murphy *et al.* (2008) matizaron que algunas de las VT que evaluaron obtuvieron resultados similares que la mayor parte de VM ensayadas, aunque los valores promedios fueron significativamente menores.

La mayor PPNa de las VT con manejo ecológico podría contribuir a mejorar la calidad edáfica, ya que el incremento del retorno de materia orgánica al suelo está directamente relacionado con el aumento en los niveles de COS (Aguilera *et al.* 2013), y este retorno sólo puede aumentar, sin tener que sacrificar los ingresos por la comercialización de la paja, aumentando la PPN (Paustian *et al.* 2000). Se revertiría así la tendencia de dirigir los esfuerzos de la mejora hacia el aumento de la porción cosechable de los cultivos (Paustian *et al.* 2000), en lugar de hacia el aumento de la PPN total.

Además, la reintroducción de VT con mayor rendimiento de grano bajo manejo ecológico podría colaborar en la reducción del coste territorial de la transformación agroecológica de la agricultura española (Guzmán *et al.* 2011, González de Molina y Guzmán 2017).

Biomasa de flora arvense

Estudios previos han evaluado la habilidad competitiva frente a la flora arvense de diversos cultivares modernos (Lemerle *et al.* 2001), y cultivares modernos y variedades locales (Murphy *et al.* 2008, Pridham y Entz 2007). Dicha habilidad se correlaciona negativamente con la biomasa aérea de la flora acompañante (Bertholdsson 2005, Christensen 1994, Drews *et al.* 2009, Lemerle *et al.* 1996; Murphy *et al.* 2008; Olesen *et al.* 2004). En función de este indicador, los datos obtenidos en el presente estudio revelan que las variedades tradicionales fueron más competitivas frente a la flora acompañante que las variedades modernas, siendo significativa en los sistemas de mayor productividad (en Sierra de Yeguas y en La Zubia).

En este sentido, diversos autores han señalado que las variedades cultivadas previamente a la expansión del uso de herbicidas suelen resultar más competitivas frente a las hierbas (Murphy *et al.* 2008, Vandeleur y Gill 2004, Wicks *et al.* 2004). Esta habilidad supresora podría estar ligada a la elevada acumulación de biomasa en los primeros estadios del cultivo o a un elevado número de vástagos (Lemerle *et al.* 1996), el encamado (Wicks *et al.* 2004) y una mayor altura (Lemerle *et al.* 1996, Murphy *et al.* 2008, Piliksere *et al.* 2013, Vandeleur y Gill 2004), rasgos frecuentemente asociados a genotipos antiguos. Otros autores apuntaron que la presencia de compuestos alelopáticos fueron los principales responsables de esta habilidad supresora de los genotipos antiguos (Bertholdsson 2005).

Según Lammerts van Bueren *et al.* (2011) más del 95% de productores ecológicos cultivan variedades mejoradas en condiciones de elevados insumos. Por ello, Wolfe *et al.* (2008) destacaron que el requerimiento de variedades adaptadas a una amplia gama de condiciones ambientales es de mayor relevancia para la agricultura ecológica que para la convencional, siendo necesario desarrollar variedades adecuadas para la primera. La habilidad supresora de la flora arvense es uno de los rasgos más solicitados en agricultura ecológica (Bertholdsson 2007, Lammerts van Bueren *et al.* 2011). Sin embargo, el proceso de desaparición de este rasgo puede continuar si se siguen empleando y liberando nuevos cultivares (Murphy *et al.* 2008) cuya selección ignora los rasgos de habilidad competitiva frente a las hierbas.

Relacionando la mayor eficacia en el control de la hierba de las VT con el balance de emisiones realizado, se puede concluir que el empleo de VT puede ser una alternativa para reducir los requerimientos de energía

relacionados con el control de la flora en las fincas ecológicas, en las que el uso de herbicidas no está permitido. Los datos de este estudio, al igual que los publicados por Aguilera *et al.* (2015), indican que es el empleo de maquinaria como la actividad con el mayor porcentaje de emisiones en el cereal de secano. El empleo de variedades con una mayor competencia frente a hierbas podría contribuir a reducir dichas emisiones.

Huella de carbono

El balance de COS, componente importante de la huella de C, muestra importantes diferencias entre los dos manejos más intensivos, en función de la variedad. Los mayores valores de COS del ensayo se derivan del empleo de VT en rotación con el haba, seguido del empleo de VM en esta misma rotación, cuyo secuestro de C se debe principalmente a la aplicación de estiércol. Los datos más bajos se dieron en las VT de La Zubia. Por tanto, el empleo de VT de trigo con manejo ecológico en rotación con leguminosas puede abrir caminos hacia nuevas estrategias para el incremento de secuestro de C en el suelo. Dado que la calidad del residuo (razón C:N) puede influir en el secuestro de C (Sarma *et al.* 2013), futuras investigaciones que abarquen dicho rasgo diferencial entre VT y VM de cereal pueden contribuir en el desarrollo de estrategias para la mitigación del CC. Los mayores valores de secuestro de C en suelo de la rotación ecológica trigo-haba, en comparación con el manejo convencional, coinciden con los resultados obtenidos por otros autores (Cavigelli *et al.* 2009, Robertson *et al.* 2000). Cavigelli *et al.* (2009), por ejemplo, apuntaron a la aplicación de estiércol y el uso de los residuos de la leguminosa como estrategias de mitigación del potencial de CC y las emisiones de GEI de los cultivos, debido al incremento de C en el suelo. Guardia *et al.* (2016), bajo manejo convencional, coincidieron en señalar la introducción de rotaciones con leguminosas como una importante estrategia de reducción de la huella de C en sistemas semiáridos mediterráneos. Robertson *et al.* (2000) midieron un menor secuestro de C para el sistema ecológico de rotación con leguminosa en comparación con los valores medios hallados en este estudio, pudiendo deberse esto a que no aplicaron estiércol.

El análisis del ciclo de vida atendiendo a las emisiones por superficie muestra que las tendencias en el cómputo de $\text{CO}_2\text{e ha}^{-1}\text{ año}^{-1}$ entre VT y VM se invirtieron tras tener en cuenta el balance de SOC. Esto es, la huella de C resultante fue menor para las VT, pese a la mayor cantidad de emisiones indirectas de N_2O para estas variedades por el aumento de biomasa retornada al sistema en comparación con las VM. El C humificado de la paja y las raíces del cultivo fue mayor para las VT, y compensó el menor valor de las VT para el C de residuos y raíces de hierbas (cuyos resultados fueron mayores en VM). En este sentido, y directamente relacionado con el apartado anterior, la menor producción de flora arvense

en las VT no ha supuesto una reducción en su potencial de mitigación de CC al incorporar menos C al suelo, sino que ha sido compensada sobradamente por la elevada PPN de las VT. Las menores emisiones por unidad de superficie asignadas a la producción ecológica en comparación con la producción convencional concuerdan con otros análisis para el trigo (Cavigelli *et al.* 2009, Gomiero *et al.* 2008, Robertson *et al.* 2000, Tuomisto *et al.* 2012) y para otros cultivos (Foteinis *et al.* 2016). En nuestro caso, las diferencias observadas se debieron, sobre todo, al uso de fertilizantes químicos por parte del manejo convencional (Pelletier *et al.* 2008) y el elevado secuestro de C en el manejo orgánico trigo-haba.

La incorporación de los residuos de cultivo al suelo hizo aumentar las emisiones de GEI, pero los residuos no incorporados también acaban emitiendo GEI tras su quema, al formar parte de la dieta animal, en forma de estiércol con cama, etc. (Lehtinen *et al.* 2014), aunque esto no ha sido tenido en cuenta en este balance. Previos estudios han coincidido en el potencial en secuestro de COS de la incorporación de los residuos de cultivos (Lehtinen *et al.* 2014, López *et al.* 2012, Lugato *et al.* 2006, Monteleone 2015). El análisis de estos sistemas mediterráneos de secano indican el cultivo de variedades con mayor PPN como una práctica de manejo sostenible, rentable en términos de emisiones, y que contribuye al secuestro de C.

Las VT resultaron más ventajosas que las VM en los manejos ecológicos si la huella de carbono se normaliza por biomasa de producto comercializable, pero no fue así en el manejo convencional. En Ronda, las reducidas producciones del cereal provocaron un importante aumento en la huella de C kg^{-1} producto, superando la huella del resto de variedades y manejos. Esto sugiere la necesidad de intensificar esta rotación para aumentar la productividad del agroecosistema, aunque tal intensificación debe basarse en una mayor cantidad y calidad de bucles internos de energía y no en la incorporación de mayor cantidad de insumos externos, para que sea sustentable (González de Molina y Guzmán 2017).

Las diferencias detectadas en las emisiones netas de GEI entre manejo ecológico y convencional por unidad de superficie en los otros dos ensayos se vieron reducidas cuando se normalizó por unidad de producto. Esto fue así debido a la menor producción de grano bajo manejo orgánico, si bien las tendencias se mantuvieron a favor del primero. La menor huella de C por unidad de producción con manejo ecológico en comparación con el convencional, concuerda con otros estudios para el trigo (Aguilera *et al.* 2015, Cavigelli *et al.* 2009, Pelletier *et al.* 2008, Tuomisto *et al.* 2012). A diferencia de los resultados encontrados por Cavigelli *et al.* (2009), en este estudio la rotación trigo-leguminosa no mostró huella de C negativa.

Sin embargo, también hay estudios que han mostrado mayores emisiones por unidad de producción con

manejo ecológico (por ejemplo, Foteinis *et al.* 2016). Esta discrepancia se deba, posiblemente, a que los autores no contabilizaron el secuestro de C edáfico en su análisis y a que la producción del sistema convencional fue mucho mayor que la del ecológico, en comparación con nuestros resultados. Del presente estudio se puede concluir que la reintroducción de VT en los agroecosistemas cerealistas mediterráneos en rotación con leguminosa podría suponer un importante ahorro de emisiones en la producción ecológica. La menor huella de C de la rotación trigo tradicional-haba podría sumarse a las ventajas que suponen la introducción de legumbres en rotaciones por su capacidad de fijar N de la atmósfera y ser fuente de proteínas (Christiansen *et al.* 2015, Peoples *et al.* 2009).

De la asignación económica se derivan unas huellas de C de los co-productos (Fig. 2) mucho más bajas que la del producto, debido al bajo valor económico de la paja. Si se hubiera tenido en cuenta un criterio atendiendo a la producción de biomasa, las diferencias en huellas de C de productos y co-productos se habrían reducido notablemente (Aguilera *et al.* 2015).

La mayor proporción de emisiones fue debida al uso de maquinaria en el ensayo ecológico, y al empleo de fertilizantes de síntesis para el monocultivo convencional. Estos resultados concuerdan con aquellos de otros estudios de cereal en secano (Aguilera *et al.* 2015). En Ronda, el porcentaje más elevado de emisiones se deriva de la incorporación de residuos, teniendo la tracción animal unas emisiones muy bajas.

Por último, los futuros análisis de ciclo de vida deben considerar la expansión del sistema para interpretar los beneficios del aumento de PPN de las VT, en cuanto a producción de bioenergía (Powlson *et al.* 2008), para alimento animal u otros usos. Estos análisis serán necesarios para una visión más completa e integrada de los efectos de la reintroducción de VT en los agroecosistemas de secano mediterráneos.

Conclusiones

Los resultados de este estudio apuntan al importante potencial de mitigación del CC que puede derivarse del empleo de variedades tradicionales de trigo con manejo ecológico, en comparación con variedades modernas con dicho manejo o con manejo convencional en condiciones mediterráneas de secano. Por un lado, el rendimiento de grano fue superior, sin incrementar el aporte de insumos externos, lo que se tradujo en una disminución de la huella de C por unidad de producto. Por otro lado, la menor presencia de flora arvense con las VT puede reducir la necesidad de laboreo para controlarlas, disminuyendo consecuentemente las emisiones de GEI en todos los manejos. Por último, la mayor producción de residuos y raíces de las VT compensó la menor biomasa de flora arvense, y aumentó el potencial de secuestro de C en el suelo, contribuyendo a la

reducción de la huella de C por producto de ambas rotaciones con manejo ecológico, así como a la mejora de la calidad edáfica.

Referencias

- Aguilera E, Guzmán GI, Alonso AM. 2015. Greenhouse gas emissions from conventional and organic cropping systems in Spain. I. Herbaceous crops. *Agronomy for Sustainable Development* 2(35): 713-724.
- Aguilera E, Lassaletta L, Gattinger A, Gimeno BS. 2013. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, ecosystems & environment* 168: 25-36.
- Asseng S, Ewert F, Martre P, Rotter RP, Lobell DB, Cammarano D, Kimball BA, Ottman MJ, Wall GW, White JW, Reynolds MP, Alderman PD, Prasad PVV, Aggarwal PK, Anothai J, Basso B, Biernath C, Challinor AJ, De Sanctis G, Doltra J, Fereres E, Garcia-Vila M, Gayler S, Hoogenboom G, Hunt LA, Izaurralde RC, Jabloun M, Jones CD, Kersebaum KC, Koehler AK, Muller C, Naresh Kumar S, Nendel C, O'Leary G, Olesen JE, Palosuo T, Priesack E, Eyshi Rezaei E, Ruane AC, Semenov MA, Shcherbak I, Stockle C, Stratonovitch P, Streck T, Supit I, Tao F, Thorburn PJ, Waha K, Wang E, Wallach D, Wolf J, Zhao Z, Zhu Y. 2015. Rising temperatures reduce global wheat production. *Nature Climate Change* 2(5): 143-147.
- Atkinson D, Watson CA, Hooker JE, Black KE. 1995. Nutrient Conservation in Organic Crop Production Systems. En *Soil Management in Sustainable Agriculture* (Cook HF, Lee HC, Wye, eds.). Ashford, Reino Unido College Press Ashford, pp 54-60.
- Bauer A, Black A. 1994. Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* 1(58):185-193.
- Bellucci E, Bitocchi E, Rau D, Nanni L, Ferradini N, Giardini A, Rodriguez M, Attene G, Papa R. 2013. Population structure of barley landrace populations and gene-flow with modern varieties. *Plos one* 12(8): e83891.
- Bennetzen EH, Smith P, Porter JR. 2016. Decoupling of greenhouse gas emissions from global agricultural production: 1970-2050. *Global Change Biology* 22:7 63-781.
- Bertholdsson N. 2005. Early vigour and allelopathy—two useful traits for enhanced barley and wheat competitiveness against weeds. *Weed Research* 2(45): 94-102.
- Bertholdsson NO. 2007. Varietal variation in allelopathic activity in wheat and barley and possibilities for use in plant breeding. *Allelopathy Journal* 1(19): 193-201.

- Bolinder MA, Janzen HH, Gregorich EG, Angers DA, Vanden Bygaart AJ. 2007. An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 118:29-42.
- Cabello R, De Mendiburu F, Bonierbale M, Monneveux P, Roca W, Chujoy E. 2012. Large-scale evaluation of potato improved varieties, genetic stocks and landraces for drought tolerance. *American Journal of Potato Research* 5(89): 400-410.
- Campiglia E, Mancinelli R, De Stefanis E, Pucciarmati S, Radicetti E. 2015. The long-term effects of conventional and organic cropping systems, tillage managements and weather conditions on yield and grain quality of durum wheat (*Triticum durum* Desf.) in the Mediterranean environment of Central Italy. *Field Crops Research* 176(1): 34-44.
- Cavigelli M, et al. 2009. Global warming potential of organic and conventional grain cropping systems in the Mid-Atlantic Region of the US. *Proceedings of the Farming System Design Conference*, Monterey, California, USA.
- Cayuela ML, Aguilera E, Sanz-Cobena A, Adams DC, Abalos D, Barton L, Ryals R, Silver WL, Alfaro MA, Pappa VA, Smith P, Garnier J, Billen G, Bouwman L, Bondeau A, Lassaletta L. 2017. Direct nitrous oxide emissions in Mediterranean climate cropping systems: emission factors based on a meta-analysis of available measurement data. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 238: 25-35.
- Ceccarelli S, Grando S, Maatougui M, Michael M, Slash M, Haghparast R, Rahmanian M, Taheri A, Al-Yassin A, Benbelkacem A. 2010. Plant breeding and climate changes. *The Journal of Agricultural Science* 06(148): 627-637.
- Challinor AJ, Watson J, Lobell DB, Howden SM, Smith DR, Chhetri N. 2014. A meta-analysis of crop yield under climate change and adaptation. *Nature Clim. Change* 4(4): 287-291.
- Christensen S. 1994. Crop weed competition and herbicide performance in cereal species and varieties. *Weed Research* 1(34): 29-36.
- Christiansen S, Ryan J, Singh M, Ates S, Bahhady F, Mohamed K, Youssef O, Loss S. 2015. Potential legume alternatives to fallow and wheat monoculture for Mediterranean environments. *Crop and Pasture Science* 2(66): 113-121.
- Coromaldi M, Pallante G, Savastano S. 2015. Adoption of modern varieties, farmers' welfare and crop biodiversity: Evidence from Uganda. *Ecological Economics* 119(1): 346-358.
- Deryng D, Sacks W, Barford C, Ramankutty N. 2011. Simulating the effects of climate and agricultural management practices on global crop yield. *Global Biogeochemical Cycles*, 25, GB2006, doi:10.1029/2009GB003765
- Díaz-Zorita Mn, Duarte GA, Grove JH. 2002. A review of no-till systems and soil management for sustainable crop production in the subhumid and semiarid Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research* 1(65): 1-18.
- Dos Santos NZ, Prior SA, Gabardo J, Valaski JC, Motta ACV, Neto AF. 2012. Influence of corn (*Zea mays* L.) Cultivar development on residue production. *Journal of Plant Nutrition* 5(35): 750-769.
- Drews S, Neuhoff D, Köpke U. 2009. Weed suppression ability of three winter wheat varieties at different row spacing under organic farming conditions. *Weed Research* 5(49): 526-533.
- Driedonks N, Rieu I, Vriezen WH. 2016. Breeding for plant heat tolerance at vegetative and reproductive stages. *Plant reproduction* 29(1-2): 67-79.
- Fagnano M, Fiorentino N, D'Egidio MG, Quaranta F, Riteni A, Ferracane R, Raimondi G. 2012. Durum wheat in conventional and organic farming: yield amount and pasta quality in Southern Italy. *Sci. World J.* 2012:973058. 10.1100/2012/973058.
- Fang Y, Liu L, Xu B-C, Li F-M. 2011. The relationship between competitive ability and yield stability in an old and a modern winter wheat cultivar. *Plant and Soil* 1-2(347): 7-23.
- Fang Y, Xu B, Liu L, Gu Y, Liu Q, Turner NC, Li FM. 2014. Does a mixture of old and modern winter wheat cultivars increase yield and water use efficiency in water-limited environments? *Field Crops Research* 156: 12-21.
- Farina R, Seddaiu G, Orsini R, Steglich E, Roggero PP, Francaviglia R. 2011. Soil carbon dynamics and crop productivity as influenced by climate change in a rainfed cereal system under contrasting tillage using EPIC. *Soil and Tillage Research* 1(112): 36-46.
- Ferrise R, Moriondo M, Bindi M. 2011. Probabilistic assessments of climate change impacts on durum wheat in the Mediterranean region. *Natural Hazards and Earth System Sciences* 5(11): 1293-1302.
- Foteinis S, Chatzisyneon E. 2016. Life cycle assessment of organic versus conventional agriculture. A case study of lettuce cultivation in Greece. *Journal of Cleaner Production* 112: 2462-2471.
- Foulkes M, Sylvester-Bradley R, Scott R. 1998. Evidence for differences between winter wheat cultivars in acquisition of soil mineral nitrogen and uptake and utilization of applied fertilizer nitrogen. *The Journal of Agricultural Science* 01(130): 29-44.
- Gervois S, Ciais P, de Noblet Ducoudré N, Brisson N, Vuichard N, Viovy N. 2008. Carbon and water balance of European croplands throughout the 20th century. *Global Biogeochemical Cycles* 22 (2) GB2022, doi:10.1029/2007GB003018.
- Ghosh S, Wilson B, Ghoshal S, Senapati N, Mandal B. 2012. Organic amendments influence soil quality and

- carbon sequestration in the Indo-Gangetic plains of India. *Agriculture, ecosystems & environment* 156: 134-141.
- Gomiero T, Paoletti M, Pimentel D. 2008. Energy and environmental issues in organic and conventional agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* 4(27): 239-254.
- González de Molina M, Guzmán GI. 2006. Tras los pasos de la insustentabilidad. *Agricultura y medio ambiente en perspectiva histórica (siglos XVIII-XX)*. Barcelona, España: Icaria.
- González de Molina M, Guzmán GI. 2017. Agroecology and Ecological Intensification. A Discussion from a Metabolic Point of View. *Sustainability* 9(1), 86; doi:10.3390/su9010086.
- Gouache D, Le Bris X, Bogard M, Deudon O, Pagé C, Gate P. 2012. Evaluating agronomic adaptation options to increasing heat stress under climate change during wheat grain filling in France. *European Journal of Agronomy* 39: 62-70.
- Gouesnard B, Zanetto A, Welcker C. 2016. Identification of adaptation traits to drought in collections of maize landraces from southern Europe and temperate regions. *Euphytica* 209: 565-584
- Guardia G, Tellez-Rio A, Garcia-Marco S, Martin-Lammerding D, Tenorio JL, Ibáñez MÁ, Vallejo A. 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.
- Guzmán GI, González de Molina M, Alonso AM. 2011. The land cost of agrarian sustainability. An assessment. *Land Use Policy* 4(28): 825-835.
- Harrison PA, Butterfield RE. 2000. Modelling climate change impacts on wheat, potato and grapevine in Europe. In *Climate Change, Climate Variability and Agriculture in Europe: An Integrated Assessment* (Downing TE, Harrison PA, Butterfield RE, Lonsdale, KG, eds.) Research Report 21, Environmental Change Unit, University of Oxford, pp. 367-390.
- Hénin S, Dupuis M, 1945. Essai de bilan de la matière organique des sols. *Annales Agronomiques*. 15: 161-172.
- Hildermann I, Thommen A, Dubois D, Boller T, Wiemken A, Mäder P. 2009. Yield and baking quality of winter wheat cultivars in different farming systems of the DOK long term trial. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 14(89): 2477-2491.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2014. *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC, 2007. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom/ New York, NY, USA.
- IPCC. 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories vol. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use*. Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan.
- Kanchikerimath M, Singh D. 2001. Soil organic matter and biological properties after 26 years of maize-wheat-cowpea cropping as affected by manure and fertilization in a Cambisol in semiarid region of India. *Agriculture, ecosystems & environment* 2(86): 155-162.
- Kizildeniz T, Mekni I, Santesteban H, Pascual I, Morales F, Irigoyen JJ. 2015. Effects of climate change including elevated CO₂ concentration, temperature and water deficit on growth, water status, and yield quality of grapevine (*Vitis vinifera* L.) cultivars. *Agricultural Water Management* 159: 155-164.
- Konvalina P, Stehno Z, Capouchová I, Zechner E, Berger S, Grausgruber H, Janovská D, Moudrý J. 2014. Differences in grain/straw ratio, protein content and yield in landraces and modern varieties of different wheat species under organic farming. *Euphytica* 1-2(199): 31-40.
- Koppelaar R. 2012. World energy consumption-beyond 500 exajoules. <http://www.theoil drum.com/node/8936>, The Oil Drum.
- Lal R, Delgado J, Groffman P, Millar N, Dell C, Rotz A. 2011. Management to mitigate and adapt to climate change. *Journal of Soil and Water Conservation* 4(66): 276-285.
- Lal R. 2002. Carbon sequestration in dryland ecosystems of West Asia and North Africa. *Land Degradation & Development* 1(13): 45-59.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 5677(304): 1623-1627.
- Lal R. 2007. Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 2(12): 303-322.
- Lammerts van Bueren ET, Jones SS, Tamm L, Murphy KM, Myers JR, Leifert C, Messmer MM. 2011. The need to breed crop varieties suitable for organic farming, using wheat, tomato and broccoli as examples: A review. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences* 3-4(58): 193-205.
- Lehtinen T, Schlatter N, Baumgarten A, Bechini L, Krüger J, Grignani C, Zavattaro L, Costamagna C, Spiegel H. 2014. Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils. *Soil Use and Management* 4(30): 524-538.

- Lemerle D, Verbeek B, Cousens RD, Coombes NE. 1996. The potential for selecting wheat varieties strongly competitive against weeds. *Weed Research* 6(36):505-513.
- Lemerle D, Verbeek B, Orchard B. 2001. Ranking the ability of wheat varieties to compete with *Lolium rigidum*. *Weed Research* 3(41): 197-209.
- Li Z, Song Z, Parr JF, Wang H. 2013. Occluded C in rice phytoliths: implications to biogeochemical carbon sequestration. *Plant and Soil* 1(370):615-623.
- Liu C, Lu M, Cui J, Li B, Fang C. 2014. Effects of straw carbon input on carbon dynamics in agricultural soils: a meta-analysis. *Global Change Biol.* 20: 1366-1381.
- Lobell DB, Field CB. 2007. Global scale climate-crop yield relationships and the impacts of recent warming. *Environmental research letters* 1(2): 014002.
- López MV, Blanco-Moure N, Limón MÁ, Gracia R. 2012. No tillage in rainfed Aragon (NE Spain): Effect on organic carbon in the soil surface horizon. *Soil and Tillage Research* 118):61-65.
- Ludwig F y Asseng S. 2006. Climate change impacts on wheat production in a Mediterranean environment in Western Australia. *Agricultural Systems* 90(1): 159-179.
- Lugato E, Berti A, Giardini L. 2006. Soil organic carbon (SOC) dynamics with and without residue incorporation in relation to different nitrogen fertilisation rates. *Geoderma* 135):315-321.
- Luo Q, Bellotti W, Williams M, Bryan B. 2005. Potential impact of climate change on wheat yield in South Australia. *Agricultural and Forest Meteorology* 3(132): 273-285.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente). 2013. Anuario de Estadística 2012. Madrid
- Mandal B, Majumder B, Bandyopadhyay P, Hazra G, Gangopadhyay A, Samantaray R, Mishra A, Chaudhury J, Saha M, Kundu S. 2007. The potential of cropping systems and soil amendments for carbon sequestration in soils under long term experiments in subtropical India. *Global change biology* 2(13): 357-369.
- Maracchi G, Sirotenko O, Bindi M. 2005. Impacts of present and future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe. *Climatic Change* 1-2(70): 117-135.
- Meco R, Lacasta C, Moreno MM. 2011. Agricultura ecológica en secano, soluciones sostenibles en ambientes mediterráneos, España: Mundi-Prensa.
- Metcalfe D, Williams M, Aragão L, Da Costa A, De Almeida S, Braga A, Gonçalves P, De Athaydes J, Junior S, Malhi Y. 2007. A method for extracting plant roots from soil which facilitates rapid sample processing without compromising measurement accuracy. *New Phytologist* 3(174): 697-703.
- Monteleone M, Garofalo P, Cammerino ARB, Libutti A. 2015. Cereal straw management: a trade-off between energy and agronomic fate. *Italian Journal of Agronomy* 2(10):59-66.
- Moriondo M, Bindi M, Kundzewicz ZW, Szwed M, Chorynski A, Matczak P, Radziejewski M, McEvoy D, Wreford A. 2010. Impact and adaptation opportunities for European agriculture in response to climatic change and variability. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7(15): 657-679.
- Murphy K, Dawson J, Jones S. 2008. Relationship among phenotypic growth traits, yield and weed suppression in spring wheat landraces and modern cultivars. *Field Crops Research* 1(105): 107-115.
- Neri D, Baruzzi G, Massetani F, Faedi W. 2012. Strawberry production in forced and protected culture in Europe as a response to climate change. *Canadian Journal of Plant Science* 6(92): 1021-1036.
- Olesen JE y Bindi M. 2002. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy* 16(4): 239-262.
- Olesen JE, Hansen PK, Berntsen J, Christensen S. 2004. Simulation of above-ground suppression of competing species and competition tolerance in winter wheat varieties. *Field Crops Research* 2(89): 263-280.
- Parr JF, Sullivan LA. 2011. Phytolith occluded carbon and silica variability in wheat cultivars. *Plant and Soil* 1-2(342): 165-171.
- Paustian K, Six J, Elliott E, Hunt H. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 1(48): 147-163.
- Pelletier N, Arsenault N, Tyedmers P. 2008. Scenario modeling potential eco-efficiency gains from a transition to organic agriculture: life cycle perspectives on Canadian canola, corn, soy, and wheat production. *Environmental management* 6(42): 989-1001.
- Peoples M, Brockwell J, Herridge D, Rochester I, Alves B, Urquiaga S, Boddey R, Dakora F, Bhattarai S, Maskey S. 2009. The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 1-3(48): 1-17.
- Piliksere D, Strazdi a V, V cupe Z, Jansone Z, Legzdi a L, Beinarovi a I, Kronberga A. 2013. Cereal Breeding for Organic Farming: Crop Traits Related with Competitiveness Against Weeds. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences. Section B. Natural, Exact, and Applied Sciences* 67(3):272-276.
- Powlson D, Riche A, Coleman K, Glendining M, Whitmore A. 2008. Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: limitations and alternatives. *Waste Management* 4(28): 741-746.

- Pridham J, Entz M. 2007. Mixtures of modern and historical wheat cultivars under organic management in western Canada. 3rd QLIF Congress, Hohenheim, German. Disponible en <http://orgprints.org/9890/1/Pridham-Entz-2007-WheatCultivars.pdf> (con acceso 26 de junio de 2017).
- Prior S, Torbert H, Runion G, Rogers H, Ort D, Nelson R. 2006. Free-Air Carbon Dioxide Enrichment of Soybean. *Journal of environmental quality* 4(35): 1470-1477.
- Prior SA, Runion GB, Marble SC, Rogers HH, Gilliam CH, Torbert HA. 2011. A Review of Elevated Atmospheric CO₂ Effects on Plant Growth and Water Relations: Implications for Horticulture. *Hortscience* 2(46): 158-162.
- Rajendiran S, Coumar MV, Kundu S, Ajay, Dotaniya ML, Rao AS. 2012. Role of phytolith occluded carbon of crop plants for enhancing soil carbon sequestration in agro-ecosystems. *Current Science* 8(103): 911-920.
- Robertson GP, Paul EA, Harwood RR. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science* 5486(289): 1922-1925.
- Saadi S, Todorovic M, Tanasijevic L, Pereira LS, Pizzigalli C, Lionello P. 2015. Climate change and Mediterranean agriculture: impacts on winter wheat and tomato crop evapotranspiration, irrigation requirements and yield. *Agricultural Water Management* 147): 103-115.
- Sanz-Cobena A, Lassaletta L, Aguilera E, del Prado A, Garnier J, Billen G, Iglesias A, Sánchez B, Guardia G, Ábalos D, Plaza-Bonilla I, Puigdueta-Bartolomé R, Moral E, Galán H, Arriaga P, Merino, Infante-Amate J, Mejjide A, Pardo G, Álvaro-Fuentes J, Gilsanz C, Báez D, Doltra J, González-Ubierna S, Cayuela ML, Menéndez S, Díaz-Pinés E, Le-Noë J, Quemada M, Estellés F, Calvet S, van Grinsven HJM, Westhoek H, Sanz MJ, Gimeno BS, Vallejo A, Smith P. 2017. Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, ecosystems & environment* 238:5-24.
- Sarandon S, Sarandon R. 1995. Mixture of cultivars: pilot field trial of an ecological alternative to improve production or quality of wheat (*Triticum aestivum*). *Journal of Applied Ecology* 32: 288-294.
- Sarma U, Chakravarty M, Bhattacharyya H. 2013. Emission and Sequestration of Carbon in Soil with Crop Residue Incorporation. *Journal of the Indian Society of Soil Science* 2(61): 117-121.
- Sassi K, Abid G, Dridi Al Mohandes B, Daaloul A. 2014. Performance of durum wheat varieties (*Triticum durum* desf.) under conventional and organic agriculture. *Building Organic Bridges* 4: 1081-1084.
- Sehgal D, Vikram P, Sansaloni CP, Ortiz C, Saint Pierre C, Payne T, Ellis M, Amri A, Petroli CD, Wenzl P. 2015. Exploring and mobilizing the gene bank biodiversity for wheat improvement. *Plos one* 7(10):e0132112.
- Tuomisto H, Hodge I, Riordan P, Macdonald D. 2012. Comparing global warming potential, energy use and land use of organic, conventional and integrated winter wheat production. *Annals of Applied Biology* 2(161): 116-126.
- Vandeleur RK, Gill GS. 2004. The impact of plant breeding on the grain yield and competitive ability of wheat in Australia. *Australian Journal of Agricultural Research* 8(55): 855-861.
- Wang E, y Wang J. 2007. Modelling the performance of different wheat varieties under changed climate-towards better adaptation. *Progress of Information Technology in Agriculture*, 101-108.
- Watson C, Atkinson D, Gosling P, Jackson L, Rayns F. 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use and Management* 18: 239-247.
- Wicks GA, Nordquist PT, Baenziger PS, Klein RN, Hammons RH, Watkins JE. 2004. Winter wheat cultivar characteristics affect annual weed suppression. *Weed Technology* 4(18): 988-998.
- Wolfe MS, Baresel JP, Desclaux D, Goldringer I, Hoad S, Kovacs G, Löschenberger F, Miedaner T, Østergård H, Lammerts van Bueren ET. 2008. Developments in breeding cereals for organic agriculture. *Euphytica* 3(163): 323 doi:10.1007/s10681-008-9690-9.
- Yang Y, Li Liu D, Anwar MR, Zuo H, Yang Y. 2014. Impact of future climate change on wheat production in relation to plant-available water capacity in a semiarid environment. *Theoretical and applied climatology* 3-4(115): 391-410.