



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Facultad de Ciencias Experimentales

Trabajo Fin de Grado

Dinámica del carbono y nitrógeno durante la descomposición de paja de trigo de variedades tradicionales y modernas con C/N contrastados

Alumno: Jose Jesús Garrido Expósito

Jaén, junio 2017



UNIVERSIDAD DE JAÉN
Facultad de Ciencias Experimentales

Trabajo Fin de Grado

Dinámica del carbono y nitrógeno durante la descomposición de paja de trigo de variedades tradicionales y modernas con C/N contrastados

Fdo: Jose Jesús Garrido Expósito

Jaén, junio 2017

AGRADECIMIENTOS

Doy mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas que, gracias a su colaboración, han contribuido a la realización de este Trabajo Fin de Grado.

En primer lugar, agradecer a mi tutor por todo su tiempo invertido, consejos, explicaciones y correcciones que han dado lugar a la consecución satisfactoria de este Trabajo. Agradezco también la labor de las técnico de laboratorio quienes se han preocupado y me han ayudado en todo lo posible a la vez de amenizar mis largas mañanas en el laboratorio. Y, por último, y no menos importante, agradezco a mi familia por estar siempre ahí, animarme en momentos difíciles y darme fuerzas para seguir adelante.

Muchas gracias a todos.

ÍNDICE

1. RESUMEN	Página 3
2. INTRODUCCIÓN	Página 5
2.1 Presencia y evolución del CO₂ en la atmósfera.....	Página 5
2.2 El C en las distintas esferas.....	Página 6
2.3 La agricultura podría actuar como sumidero de CO₂ tras la implementación de prácticas de manejo adecuadas.....	Página 8
2.4 Concepto de secuestro de C orgánico.....	Página 9
2.5 El papel de la agroecología en el secuestro de carbono.....	Página 11
3. OBJETIVOS	Página 14
4. MATERIALES Y MÉTODOS	Página 14
4.1 Diseño experimental.....	Página 14
4.1.1 <i>Fuentes de variación.....</i>	<i>Página 14</i>
4.1.2 <i>Nivel de replicación y número de unidades experimentales.....</i>	<i>Página 16</i>
4.1.3 <i>Variables dependientes.....</i>	<i>Página 17</i>
4.2 Montaje experimental.....	Página 19

4.3. Análisis estadísticos.....	Página 21
5. RESULTADOS	Página 21
5.1 Respiración en suelos con fertilidad contrastada.....	Página 21
5.2 Efecto de la aplicación de restos de paja con relación C/N contrastadas en la producción de CO ₂	Página 23
5.3 Efecto de la adición de nitrato en la producción de CO ₂	Página 26
5.4 Cambios en la concentración de nitrógeno disponible y mineralización y nitrificación netas.....	Página 28
6. DISCUSIÓN	Página 32
6.1 Efectos del contenido en C orgánico del suelo y la adición de restos de paja en la producción de CO ₂	Página 32
6.2 Efectos de la relación C/N de los restos de paja sobre la producción de CO ₂	Página 33
6.3 Efectos de la adición de nitrato sobre la producción de CO ₂	Página 35
6.4 Efecto de la adición de restos de paja con relación C/N contrastada en suelos de distinta fertilidad.....	Página 36
7. CONCLUSIONES.....	Página 38
8. BIBLIOGRAFÍA	Página 39

1. RESUMEN

El cambio climático azota las zonas de bajas latitudes y esto afecta directamente a los cultivos. Para intentar minimizar estos cambios, se están estudiando estrategias destinadas a incidir en las prácticas de manejo que supongan un secuestro de carbono por parte del suelo. A lo largo de la historia se han ido escogiendo variedades de plantas por su fenotipo de forma artificial, es decir, haciendo caso omiso de la selección natural. Ahora, tras tantos años seleccionando cultivos con mayor cantidad y tamaño de su fructificación y menor cantidad de biomasa, nos debemos preguntar si estos cultivos “modernos” son mejores que los tradicionales a la hora de volver a aportar los nutrientes extraídos del suelo, es decir si el servicio ecosistémico de las modalidades modernas de trigo (en este caso), es comparable al que hacía la variedad de trigo tradicional, en otras palabras, se quiere averiguar si el trigo moderno, con variaciones en su fenotipo y menos biomasa, logra un secuestro de carbono menor, igual o superior al trigo tradicional, con más biomasa, al dejar los restos de la siembra en el suelo. Además, la descomposición de la materia orgánica aporta al suelo humus (que mejora su estructura), nutrientes (que aprovechan las plantas y demás organismos) y otras mejoras físicas (p.e. *mulch*). Por esto mismo, resulta más que beneficioso dejar restos de la cosecha o poda en el medio (en forma que, más o menos, se facilite su descomposición). En esta experiencia manipulativa se evaluó el efecto de restos de paja con distintos índices C/N (variedad moderna; baja relación C/N, variedad tradicional; alta relación C/N) en dos tipos de suelo de fertilidad contrastada (uno muy fértil y otro poco fértil) en la producción de CO₂ y en los niveles de disponibilidad de nitrógeno. Hubo diferencias en la producción de CO₂ y en la disponibilidad del nitrógeno debidas a la fertilidad del suelo y a la relación C/N de los restos de paja. La mayor tasa de respiración se produce con la adición de paja con baja relación carbono/nitrógeno. También se observó y constató que había una limitación por nitrógeno en la respiración del suelo con poca fertilidad. Los niveles de nitrógeno disponible, tras la adición de los restos de paja, se aproximaron a cero (posible etapa de depresión del nitrógeno), pero, tras esto, aumentaron. Este efecto se ve más imponente en el caso del suelo con alta fertilidad.

ABSTRACT

Climate changes strikes areas of low latitudes and this directly affects crops. To try to mitigate these changes, it has been studied that it is possible to achieve a great sequestration of carbon in the soil by appropriate farming practices.

Throughout history, people have been selecting different varieties of plants by their phenotype. That is, ignoring natural selection. Now, after so many years selecting crops with higher quantity and size of its fruitfulness and fewer biomass, we must ask ourselves if these “modern” crops are better than the traditional ones at the time of returning the nutrients extracted from the soil. That is to say, if the ecosystem service of the modern modalities of wheat (in this case), is comparable to the ecosystem service that made the traditional wheat variety. Do modern wheat varieties play a similar role in sequestering C than traditional ones? In addition, the decomposition of organic matter provides humus to the soil (improving its structure), nutrients (that is utilized by plants and others microorganisms) and other physical improves (e.g. mulch). For this reason, it's more beneficial to leave the crop residues or pruning on the ground (facilitating their decomposition).

In this manipulative experience, we assessed the effects of wheat straw residues of contrasting C/N ratio (low C/N ratio corresponding to modern wheat varieties and high C/N ratio for traditional wheat varieties) added in two soils of contrasting fertility on the production of CO₂ and dynamics of available N. There was a significant effect of soil fertility and the C/N ratio of the wheat straw on both; production of CO₂ and soil N availability. The highest rate of respiration occurs with the addition of straw with a low carbon/nitrogen ratio. It was also observed that there was a nitrogen limitation in soil respiration with low fertility. Soil N availability drop to almost zero after (likely due to a nitrogen depression stage) straw residues application. However, after this, the nitrogen availability increased. This effect was marked in the case of soil with high fertility. In short, all treatments have presented the same pattern in both soils, but with different magnitude.

2. INTRODUCCIÓN

Presencia y evolución del CO₂ en la atmósfera

La temperatura media global del Planeta se ha incrementado en 0,8°C desde finales del Siglo XIX como consecuencia del cambio climático (IPCC, 2007), siendo la tasa media por década desde 1975 de 0,15°C. Son múltiples las consecuencias de este claro incremento en la temperatura media del Planeta, muchas de ellas interrelacionadas y de difícil predicción (ej. incremento en el nivel del mar, que se sitúa entre 15 y 23 cm a lo largo del Siglo XX, reducción de la productividad agrícola en bajas latitudes, incremento en las sequías e inundaciones, incremento en la fuerza del oleaje provocando una mayor erosión costera, mayor presencia de enfermedades de tipo gastrointestinal o de tipo cardiorrespiratorio) (IPCC, 2007). Éstos y otros efectos observados se deben, en gran medida, al incremento en las emisiones e inmisiones de gases de efecto invernadero (GHGs, i.e. greenhouse gases) en la atmósfera. De todos los GHGs, el más abundante y el que más crecimiento relativo anual tiene, es el CO₂ (WMO, 2011). Así, se ha alcanzado una concentración en la atmósfera de 390 ppm en 2011 como consecuencia de unas emisiones globales de CO₂ que alcanzaron los $9,5 \pm 0,5$ Pg ($1 \text{ Pg} = 10^{15} \text{ g}$) (figura 1) en ese mismo año; un 54% mayores respecto a las emisiones de 1990 (Global Carbon Project, 2012).

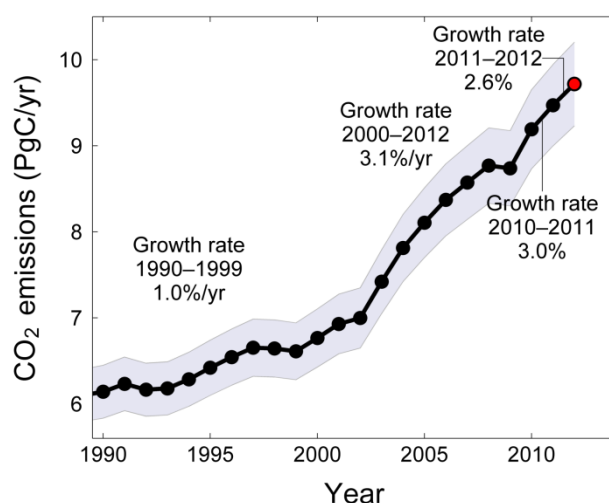


Figura 1. Emisiones de CO₂ a la atmósfera (Pg C año⁻¹) durante el período 1990-2012 (Global Carbon Project, 2012).

De estas emisiones, el 90% ($8,3 \pm 0,4$ Pg C año⁻¹) corresponden a la quema de combustibles fósiles, mientras que el 10% restante ($1,0 \pm 0,5$ Pg C año⁻¹) al manejo y

usos del suelo (ej. agricultura, deforestación) (Global Carbon Project, 2012), aunque todavía no existe un claro acuerdo entre los investigadores sobre la cuota de responsabilidad de la agricultura en las emisiones de CO₂.

Sin embargo, el incremento neto en la concentración de CO₂ en la atmósfera es de $4,3 \pm 0,1 \text{ Pg C año}^{-1}$, por lo que sólo un 46% de las emisiones de CO₂ a la atmósfera se traduce en inmisiones en la misma. Esto es debido a que tanto la vegetación como los océanos actúan como sumideros del 54% restante retirando netamente el 28 ($2,6 \pm 0,8 \text{ Pg C año}^{-1}$) y 26%, respectivamente ($2,5 \pm 0,5 \text{ Pg C año}^{-1}$) (Global Carbon Project, 2012).

El C en las distintas “esferas”

La distribución del carbono (C) en la Tierra no es uniforme, sino que depende de la “esfera” en cuestión (figura 2). Así, en la atmósfera, la cantidad de C es de 760 Pg. Almacenado en los combustibles fósiles se estima una cantidad de alrededor de 4.130 Pg (carbón, 3.510 Pg; petróleo, 230 Pg; gas, 140 Pg; turba, 250 Pg). Los océanos constituyen el mayor almacén de carbono, 38.400 Pg (670 Pg en la capa superficial, 36.730 Pg en las capas profundas y 1.000 Pg en forma orgánica). La vegetación contiene aproximadamente 560 Pg, mientras que el medio edáfico unos 2.500 Pg, de los cuales 1.550 corresponden a carbono orgánico (SOC, i.e soil organic carbon) y 950 Pg a formas inorgánicas (Lal, 2008). Estos almacenes de C se intercambian entre sí de forma muy dinámica y pueden ser sumideros o fuentes de CO₂.

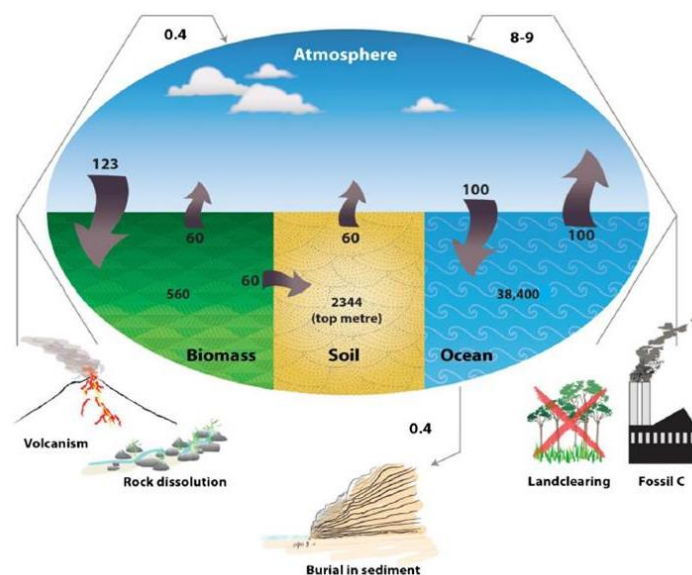


Figura 2. Flujo de carbono anual total (Pg) procedentes de fuentes naturales y antropogénicas entre los distintos medios y carbono almacenado en los mismos (Stockmann et al., 2013).

En el medio terrestre, la cantidad de SOC (carbono orgánico en el suelo), difiere entre los distintos ecosistemas. Los agroecosistemas, al ocupar una gran extensión de las áreas emergidas, el SOC contenido en los mismos constituye una cifra relativamente importante (Tabla 1).

Tipo de ecosistema	Área (10 ⁹ ha)	SOC presente en el ecosistema (miles de millones de t C)	Contenido en SOC (t C ha ⁻¹)
Bosques			
• Tropical	1,76	213 – 216	121 – 123
• Templado	1,04	100 – 153	96 – 147
• Boreal	1,37	338 – 471	247 – 344
Sabana tropical y praderas	2,25	247 – 264	110 – 117
Praderas templadas, matorral y monte bajo	1,25	176 – 295	141 – 236
Tundra	0,95	115 – 121	121 – 127
Desierto y semi-desierto	4,55	159 – 191	35 – 42
Cultivos	1,60	128 – 165	80 – 103
Humedales	0,35	225	643

Tabla 1. Cantidad de SOC contenido en ecosistemas de los principales biomas. Adaptación de Lal (2004).

La agricultura podría actuar como sumidero de CO₂ tras la implementación de prácticas de manejo adecuadas

De todos estos ecosistemas naturales y gestionados, los agroecosistemas son en aquellos en los que existe mayor potencial para acumular C orgánico. Mientras que en los ecosistemas naturales el SOC se encuentra cercano al estado estacionario, no es el caso de los agroecosistemas. El valor medio de SOC contenido en los primeros 30 cm de un suelo natural es de aproximadamente 15 t ha⁻¹. Sin embargo, en regiones templadas cuando dicho suelo se pone en cultivo, en los primeros 20 años entre el 20 – 30% del C es devuelto a la atmósfera. Éste se incrementa hasta un rango de 50 – 75% en regiones tropicales (Dumanski & Lal, 2004). En las regiones mediterráneas, este porcentaje toma valores intermedios. De este modo, existe un potencial considerable no sólo para mantener parte de este C susceptible de ser emitido a la atmósfera, sino también para acumular C a través de la adopción de prácticas de cultivo adecuadas. Dumanski & Lal (2004) mostraron que, implantando prácticas de manejo recomendadas (RMPs, i.e recommended management practices), el secuestro de C potencial en el área agrícola de Estados Unidos se situaría en torno al 24% del compromiso de reducción con el Protocolo de Kyoto. La implementación de este tipo de prácticas posee un doble beneficio. Por un lado, contribuye a la conservación de los suelos debido a los efectos positivos que origina en él la materia orgánica (SOM, i.e soil organic matter), mientras que por otro contribuye a la mitigación de los efectos producidos como consecuencia de las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

El potencial secuestro de C por parte de los suelos equivaldría a un rango situado entre 0,4 – 1,2 Pg C año⁻¹ de los cuales la mayor parte correspondería a los suelos agrícolas [0,4 – 0,8 Pg C año⁻¹] (Lal, 2004). Teniendo en cuenta que el incremento de CO₂ en la atmósfera es del orden de 4,3 ± 0,1 Pg C año⁻¹ (Global Carbon Project, 2012), con la adopción de prácticas de manejo agrícola dirigidas a potenciar la acumulación de C orgánico en el suelo, es decir, pasar de una fuente a un sumidero de SOC, el incremento de CO₂ se situaría aproximadamente en el rango 3,5 – 3,9 Pg C año⁻¹ (figura 3), suponiendo que los océanos y la vegetación continuasen constituyendo sumideros de CO₂ al mismo ritmo con el que lo hacen actualmente. Es decir, que el CO₂ presente en la atmósfera se reduciría entre el 9% y 19%. Esta

estimación es similar a la realizada por (Lal, 2004), el cual calculó una contribución aproximada de entre el 5 y 15%.

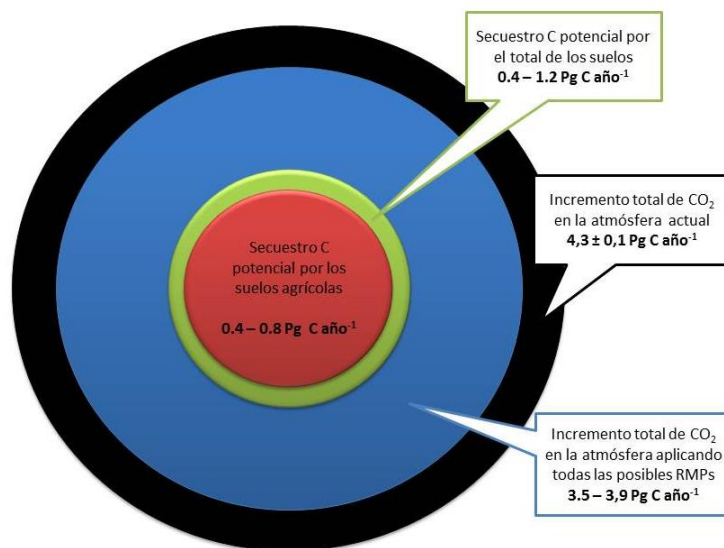


Figura 3. Secuestro de C potencial por los suelos agrícolas, secuestro de C potencial por el total de los suelos, incremento total de CO₂ en la atmósfera si se aplicasen todas las posibles RMPs e incremento total de CO₂ en la actualidad. Datos obtenidos de Lal (2004) y Global Carbon Project (2012).

Concepto de secuestro de C orgánico

El término *secuestro* (*to sequester*) ha sido acuñado por los científicos para referirse a la retención a largo plazo de C orgánico en el suelo. Y es precisamente este término, el de *retener* (*to hold on to*), el que mejor puede representar este hecho. Desde un punto de vista geológico no tiene mucho sentido el término secuestro de C en el suelo, ya que el C en el suelo cicla entre la litosfera y la atmósfera en escalas temporales geológicas, mientras que a lo que aquí se hace referencia es al término de secuestro de C a escalas humanas de tiempo.

Hay autores que han matizado el término secuestro. Por ejemplo, Powlson et al. (2008) sugieren que este término sea utilizado para situaciones en las que el “C adicional es retenido en el suelo y separado de otras partes del ecosistema”. Es decir, no sólo se trata de una transferencia de CO₂ desde la atmósfera al suelo, sino que dicha transferencia debe implicar una acumulación neta de C orgánico en el mismo. Powlson et al. (2011) señalan también que sólo aquellas situaciones en las que realmente se produce un secuestro de C son las que contribuyen a la mitigación del

cambio climático, diferenciándolas de otros escenarios en los que meramente se producen movimientos del C orgánico entre las distintas fracciones (SOC no protegido y protegido) o entre distintas zonas. Es decir, el secuestro de C se refiere al almacenamiento de C orgánico con tiempos de residencia en el suelo muy elevados. En otras palabras, en una reserva que presente gran resistencia a que sea liberado hacia la atmósfera en forma de CO₂. Ésta no deja de ser una definición empírica porque depende de observaciones y experiencias manipulativas dirigidas a establecer cuál es el tiempo de residencia.

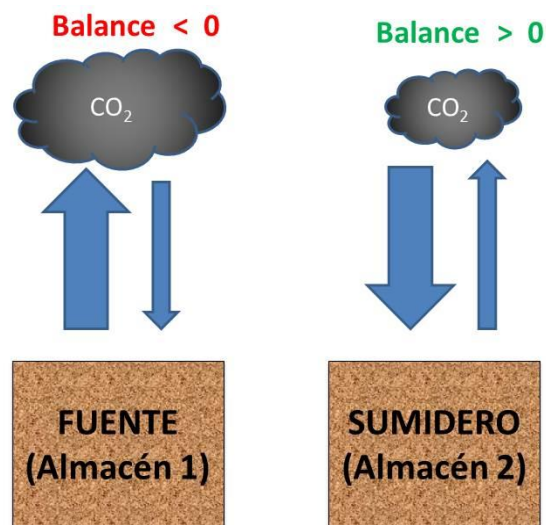


Figura 2. Esquema que representa el balance de CO₂ en dos almacenes, uno correspondiente a una fuente de CO₂ (balance < 0) y otro a un sumidero (balance > 0). Elaboración propia.

Sin embargo, se sigue utilizando el término *secuestro* de forma generalizada, ya que con frecuencia es complicado llegar a saber si se está produciendo una acumulación neta de C orgánico en el suelo o simplemente se trata de un movimiento de éste entre distintas reservas.

Este problema también es la razón de cierta confusión entre la terminología que se utiliza para definir un medio en el que se secuestra o se almacena C. Se trata de distinguir entre *almacén (stock)*, *sumidero (sink)* y *fuentes (source)*. Mientras que el almacén sería un medio en el que se deposita el C orgánico simplemente (sin tener en cuenta el balance neto de C orgánico en medio), el sumidero constituye un almacén que implica un balance positivo de C orgánico, es decir, que entra más C orgánico del que sale, mientras que se hablaría de una fuente de C orgánico en el caso de que el balance sea negativo, es decir, que sale más C orgánico del que entra (figura 4). Por

este motivo, se hace necesaria la obtención de información sobre los flujos (transferencias de C orgánico) entre los distintos medios.

Las principales unidades con la que se expresa el contenido de SOC son:

(1) porcentaje de SOC, (2) concentración (mg C Kg^{-1} de suelo o $\mu\text{g C g}^{-1}$ de suelo), ambas intercambiables, y (3) cantidad por unidad de superficie de suelo para una determinada profundidad (Mg C ha^{-1} o t C ha^{-1} , g C m^{-2}). Lo más habitual es usar, con mayor frecuencia, la cantidad de C por unidad de superficie, ya que ofrece información sobre el almacenamiento de C orgánico por el suelo, es fácil su conversión a datos absolutos (simplemente multiplicando por el área total que se desee evaluar) y es la única adecuada para comparar ecosistemas o agroecosistemas con propiedades edafológicas (por ejemplo, densidad aparente) muy distintas.

En cuanto a los flujos de C entre compartimentos, medios o fracciones, se utiliza la masa de C transferida por unidad de tiempo y unidad de masa, volumen o superficie. Para ello, como en el caso anterior, se usan unidades de masa mayores o menores en función de la extensión del territorio; desde $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ o $\text{t C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ a escala de parcela o ecosistema hasta Pg C año^{-1} o Gt C año^{-1} cuándo la escala es mucho mayor.

El papel de la agroecología en el secuestro de carbono

El cambio climático ha tenido un impacto negativo apreciable sobre la agricultura en las últimas décadas. Según el IPCC (2007), el aumento de las temperaturas medias y la disminución de las precipitaciones anuales proyectadas por la mayor parte de las predicciones convierten a la región mediterránea en un *hotspot* de vulnerabilidad al cambio climático. Los cultivos del área mediterránea se verán más perjudicados que los de zonas del norte, por las condiciones características de dicha región (más secas y calurosas) (Moriendo 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 & Bindi, 2002), disminuciones de los rendimientos de los cultivos y aumentos en la variabilidad de los mismos (Harrison & 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 cambio climático sobre la producción de trigo a nivel mundial (Asseng et al. 2015; Challinor et al. 2014; Deryng et al. 2011; Lobell & Field, 2007), así como en áreas de clima mediterráneo (Farina et al. 2011), 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 que se ve afectada de forma directa por el cambio climático, también es una importante fuente de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI): el sector agrícola supuso en torno a 2010 un 16% de las emisiones de GEI globales, y un 24% incluyendo 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 (Cayuela 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 & 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 (Bauer & Black 1994; Díaz-Zorita et al. 2002; Kanchikerimath & Singh 2001; Lal 2002), además de compensar en términos de CO₂ equivalentes buena parte de las emisiones del cultivo (Aguilera et al. 2015).

Algunos autores aluden a la capacidad de secuestro de C de diferentes variedades de una misma especie. Do Santos et al. (2012) describieron diferencias en el contenido en C y la ratio 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 N, C y C/N de los residuos

entre variedades de soja antiguas 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 & Sullivan, 2011; Rajendiran et al. 2012).

Dado que los efectos del cambio climático pueden depender de las variedades empleadas (Kizildeniz et al. 2015), la correcta elección varietal es una opción para enfrentar las adversidades derivadas del cambio climático (Deryng et al. 2011). Muchas investigaciones apuntan a la mejora genética para obtener variedades con rasgos asociados a la adaptación al cambio climático (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. 2015) 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 cambio climático (Bellucci et al. 2013). Otros autores señalan un mejor comportamiento de las variedades locales frente a las modernas, en áreas vulnerables al cambio climático (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 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). Los residuos de los cultivos son una importante fuente para el secuestro de C y la mejora de la calidad del suelo (Lal 2004; Lal 2007; Lal 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. 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 hecho de que se obtienen mayor producción de paja con una relación C/N superior en variedades tradicionales con respecto a las variedades modernas, hace que la dinámica del carbono y nitrógeno en el suelo pueda variar ostensiblemente en función del origen de los restos de paja. Sin embargo, apenas hay estudios diseñados para evaluar el efecto de la relación C/N de los restos de paja en distintos suelos sobre la dinámica del carbono, nitrógeno y sobre el potencial de secuestro de carbono.

3. OBJETIVOS

Los objetivos de este estudio fueron los siguientes:

1. Evaluar las diferencias en la producción de CO₂ en suelos con niveles de fertilidad contrastados.
2. Evaluar el efecto de la adición de paja con distintos niveles de C/N en la producción de CO₂ de ambos tipos de suelo.
3. Evaluar los cambios en la disponibilidad de N en ambos suelos y tras la aplicación de restos de paja con distinta relación C/N.
4. Evaluación y comparación de la función de secuestro de C para cada tipo de suelo y sobre la relación C/N añadida.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Diseño experimental

4.1.1. Fuentes de variación.

a.- Nivel de fertilidad del suelo.

La descomposición y, por tanto, la producción de CO₂ a partir de fuentes de materia orgánica, depende del grado de fertilidad del suelo y del contenido en carbono orgánico del mismo. Por tanto, los ensayos se realizaron en dos suelos con distinto nivel de fertilidad.

En la tabla 2 se exponen las principales propiedades de los suelos utilizados. Por tanto, los niveles de esta fuente de variación fueron 2; suelo de fertilidad alta y suelo de fertilidad baja.

Variable	Suelo fertilidad alta (La Zubia, Granada)	Suelo fertilidad baja (Ronda, Málaga)
CIC (meq 100 g ⁻¹)	16.8 ^a ±1.9	10.5 ^b ±1.8
Ca (meq 100 g ⁻¹)	13.8 ^a ±1.92.0	8.2 ^b ±1.2
Mg (meq 100 g ⁻¹)	2.0 ^a ±1.6	1.7 ^a ±0.6
Na (meq 100 g ⁻¹)	0.50 ^a ±0.1	0.34 ^a ±0.01
K (meq 100 g ⁻¹)	0.48 ^a ±0.04	0.21 ^b ±0.03
Carbonato (%)	18.6 ^a ±0.46	2.0 ^b ±0.3
Caliza (%)	4.7 ^a ±0.9	0.12 ^b ±0.14
P asimilable (ppm)	27.0 ^a ±14.6	3.9 ^b ±1.1
Materia orgánica (%)	2.6 ^a ±0.3	1.0 ^b ±0.2
N orgánico (%)	0.17 ^a ±0.02	0.07 ^b ±0.01
pH	7.9 ^a ±0.1	7.6 ^a ±0.2
pH en ClK	7.4 ^a ±0.06	6.5 ^b ±0.2
K asimilable (ppm)	208.4 ^a ±13.9	76.2 ^b ±3.7
Arcilla (%)	16.4 ^a ±2.6	14.3 ^a ±2.3
Arena (%)	28.7 ^a ±7.8	75.6 ^b ±2.9
Limo (%)	54.8 ^a ±5.4	10.1 ^b ±1.8
Textura	Franco-limosa	Franco-arenosa

Tabla 2. Principales propiedades físicas y químicas del suelo de alta y baja fertilidad utilizados en este estudio.

b.- Relación carbono/nitrógeno (C/N) de la paja.

Como ya se ha mencionado, uno de los principales indicadores de la “calidad” de una fuente de materia orgánica es la relación C/N. La descomposición de fuentes de materia orgánica con distinta relación C/N tiene implicaciones en la dinámica del

carbono orgánico y en la disponibilidad de nitrógeno. Por ello, en esta experiencia manipulativa, se utilizaron restos de paja de trigo con distinta relación C/N. Es de destacar que mientras que los restos de paja de trigo con una relación C/N alta se obtuvo de variedades tradicionales, la de relación C/N baja procedió de una variedad moderna. La tabla 3 muestra los contenidos en carbono (C) y nitrógeno (N), y la relación C/N de los restos de paja seleccionados en este estudio. Por tanto, los niveles de esta fuente de variación fueron 3: paja de alta, media y baja relación C/N. La cantidad de paja que se añadió fue aquella equivalente a añadir 4 mg de carbono por cada gramo de suelo (equivalente seco) y, así, la cantidad de carbono añadido NO fue una fuente de variación.

Calidad de la paja	Contenido en carbono (%)	Contenido en nitrógeno (%)	Relación C/N
Alta calidad (baja relación C/N)	44.6	0.22	200
Media calidad	40.14	0.27	150
Baja calidad (alta relación C/N)	41.06	0.46	90

Tabla 3. Contenidos en C, N y relación C/N de los restos de paja ensayado

c.- Disponibilidad de nitrato. La disponibilidad de N puede jugar un papel relevante en la descomposición de fuentes de carbono (en este caso restos de paja de distinta relación C/N). Y, por ello, al finalizar el experimento, se añadió una cantidad de nitrato equivalente a $50 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$ y se midió la respiración que fue comparada con aquella medida antes de añadir el nitrato.

4.1.2. Nivel de replicación y número de unidades experimentales.

Se utilizaron tres réplicas para cada combinación de niveles de las dos fuentes de variación, además de tres réplicas para los controles (sin adición de restos de paja). El número de unidades experimentales fue de: 2 niveles fuente de variación “fertilidad del suelo” x 3 niveles fuente de variación “calidad de los restos de paja de trigo” x 3 réplicas = 18 + (controles dos tipos de suelo x 3 réplicas) = 24 unidades experimentales.

La nomenclatura utilizada para la diferenciación de muestras fue la siguiente:

Z ó R: Para determinar si el origen del suelo es La Zubia (Z; suelo de alta fertilidad) o Ronda (R; suelo de baja fertilidad).

I, II ó III: Para identificar la razón C/N, o calidad de los restos de paja. Bajo (I), Medio (II) o Alto (III).

Se utilizó a, b ó c: para identificar la réplica de cada combinación de los niveles de las dos fuentes de variación.

4.1.3. Variables dependientes.

Las variables que se midieron, con distinta cadencia, fueron:

1.- Producción de CO₂. La producción de CO₂, a lo largo del periodo de incubación, se determinó en distintos tiempos utilizando el método de trampa de sosa. La respiración produce CO₂ que queda en el medio. Este CO₂ reacciona con el NaOH de los tubos de ensayo y se forma H₂CO₃, que pasa a HCO₃⁻ y posteriormente a CO₃²⁻. Posteriormente, para que al añadir el HCl no se vuelva a formar el CO₂ (el cual es un gas y escaparía del matraz), se añade BaCl₂ para hacer que precipite y fijar el carbonato para poder medirlo adecuadamente.



Figura 5. Imagen del montaje para la medida de la producción de CO₂.

Para ello, se prepara HCl a 0,75 N, BaCl₂ a 0,5 N y fenolftaleína. El procedimiento es el siguiente: Se llena una bureta de HCl. Se vacía el tubo de ensayo con NaOH que se puso dentro de las muestras en un matraz Erlenmeyer y se le añade 2ml de BaCl₂ y dos gotas de fenolftaleína (indicador que tornará la mezcla en un color rosáceo). Se va añadiendo poco a poco el HCl de la bureta hasta que cambie de color (blanquecino).

2.- Niveles de N disponible (nitrato y amonio). Los niveles de nitrato y amonio se determinaron en distintos tiempos a lo largo del periodo de incubación en extractos de KCl 1 M. En tiempos seleccionados, se tomaron 2 gr de suelo de cada una de las unidades experimentales y se añadieron 20 ml KCl 1M. Se agitaron durante 1 hora, tras lo cual se procedió al filtrado de *slurry* y al congelado de las muestras. La concentración de nitrato y amonio, y por tanto del nitrógeno total disponible, se midió en dichos extractos (tras su descongelación) siguiendo la metodología de Alef & Nannipieri (1998).

Determinación de amonio

Se han utilizado los siguientes reactivos:

-Reactivo de color: Se han disuelto 34g de salicilato sódico, 25g de sodio di-hidrógeno citrato y 25g de potasio-sodio en 750ml de agua destilada. Después se disuelven 0.12g de nitroprusiato sódico 2-hidrato y se enrasa a 1000ml.

-Solución alcalina de hipoclorito: Se han disuelto 30g de NaOH en 750ml de agua destilada. Después se añaden 10ml de solución de hipoclorito sódico y se enrasa a 1000ml.

Se añadieron 5ml de reactivo color a 0.5ml de muestra, se agitó y se dejó reposar durante 15 minutos, tras los cuales se añadieron 5ml de solución alcalina de hipoclorito y se dejó reposar durante 1 hora, con lo cual tornará a un color azulado. Tras esto, se midió la absorbancia a 660nm. También se preparó un blanco sustituyendo la muestra por agua destilada. Con la absorbancia y la recta que la relaciona con la concentración de amonio, se obtiene la concentración de amonio en cada muestra.

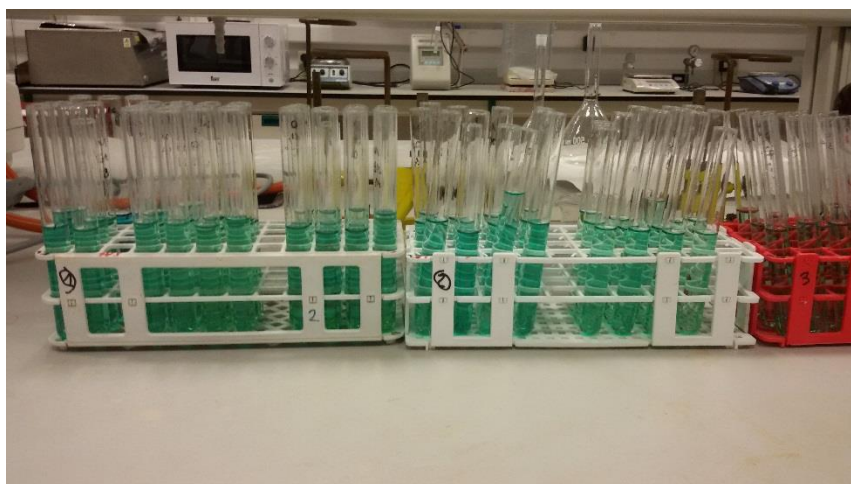


Figura 6. Imagen de la coloración obtenida durante la medida de la concentración de amonio en los extractos KCl.

Determinación de la concentración de nitrato

Se utilizó el método de Shinn (1941) que consiste en pasar todo el nitrato existente en las muestras a nitrito mediante una columna reductora de cadmio.

Los reactivos utilizados son:

- Solución de sulfanilamida.
- Solución de N-(1-naftil)etilendiamina.

Se diluyeron 2ml de muestra hasta 20ml con agua destilada y se añadieron 0.5ml de NH_4Cl concentrado. El líquido resultante se hizo pasar por la columna de cadmio. Cuando se pasaron todas las muestras, se les añadió 1ml de sulfanilamida y, tras un tiempo, 1ml de N-(1-naftil)etilendiamina. Tras reposar 30 minutos, se mide la absorbancia a 540nm.

A partir de los cambios en la concentración de nitrato ($\mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$) y amonio ($\mu\text{g N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1}$) se determinaron la mineralización neta del nitrógeno y la nitrificación neta.

4.2. Montaje experimental.

En recipientes de 250 ml con tapón hermético, se introdujeron 150g de suelo de cada uno de los suelos y se añadió una cantidad de agua equivalente para alcanzar el 30% de la capacidad de campo de cada suelo y se homogeniza bien y se incubó a 25 °C durante una semana. Con esta actividad el suelo se preincubó para reactivar los microorganismos del suelo.

Tras el periodo de incubación se procedió a añadir los restos de paja. Para ello, a cada uno de los suelos, y teniendo en cuenta tres réplicas, se añadió una cantidad de restos vegetales equivalentes a añadir 4 mg C g^{-1} . La tabla 3 recoge las cantidades de restos de pajas que recibió cada bote en función del contenido en carbono de éstas.

	%C	Cantidad de material a añadir ($\text{mg}_{\text{material}}$ en $150\text{g}_{\text{suelo}}$)
Paja alta relación C/N	44,6	1345,3
Paja media relación C/N	40,14	1494,8
Paja baja relación C/N	41,06	1461,3

Tabla 4. Cantidades de restos de paja que recibieron cada recipiente para añadir el equivalente a 4 mg C g^{-1} en función del contenido en carbono orgánico de ésta.



Figura 7. Aspecto de los restos de paja que se utilizaron.

Se añadió una cantidad de agua equivalente al 30 % de la capacidad de campo (que junto con los otro 30% que se añadieron para la pre-incubación, resultó en una cantidad de agua del 60 % de la capacidad de campo) y se homogenizó con intención. También se prepararon los suelos controles (no adición de restos de paja). El conjunto de las unidades experimentales se incubó a 25°C durante 84 días.

El experimento se inició el día 30/01/2017 y terminó el día 04/05/2017. Entre esos días se midió la respiración a los 3, 7, 14, 30, 44, 63 y 84 días y la concentración de nitrato y amonio se llevó a cabo a los 0, 7, 42 y 84 días.

Justamente después de registrar la última medida de producción de CO₂, se añadieron el equivalente a 50 µg N-NO₃⁻ g⁻¹ (en 5 ml de agua) y tras una semana de incubación se volvió a medir la producción de CO₂, cuyos valores fueron contrastados con aquellos medios antes de la adición de nitrato. Con esto, se pretendió evaluar el efecto que tiene la disponibilidad de nitrato en la tasa de descomposición o emisión de CO₂. Que se midió 9 días después, es decir, a los 93 días del comienzo del experimento.

4.3 Análisis estadístico

El efecto de la fertilidad del suelo y de la relación C/N de los restos de paja del trigo en las variables relacionadas con la producción de CO₂ y la disponibilidad del N se evaluaron utilizando un ANOVA de una vía (P<0.05) y el análisis a posterior de Fisher.

5. RESULTADOS

5.1 Respiración en suelos con fertilidad contrastada.

La tasa de producción de CO₂ en los suelos controles (sin aplicación de fuentes de materia orgánica) tendieron a disminuir más o menos linealmente a lo largo del periodo de incubación (figura 8a).

Como se puede apreciar en figura 8a que muestra la tasa diaria de producción de CO₂ y en la figura 8b que muestra la producción acumulada de CO₂ en los suelos controles, la producción de CO₂ en el suelo con mayor fertilidad fue significativamente superior (P < 0.05; ANOVA de medidas repetidas). Al final de la experimentación (día 84), la cantidad de CO₂ producido por el suelo con mayor fertilidad fue de 236 mg de C en forma de CO₂ por cada gramo de suelo, mientras que la respiración del suelo con menor fertilidad fue de 98 mg de C en forma de CO₂ por cada gramo de suelo. Este resultado era el esperado, ya que, en términos generales, cuanto mayor es el contenido de C orgánico en el suelo, mayor es la disponibilidad de este y, por ende, el desarrollo de la actividad microbiana (Schimel, 1995).

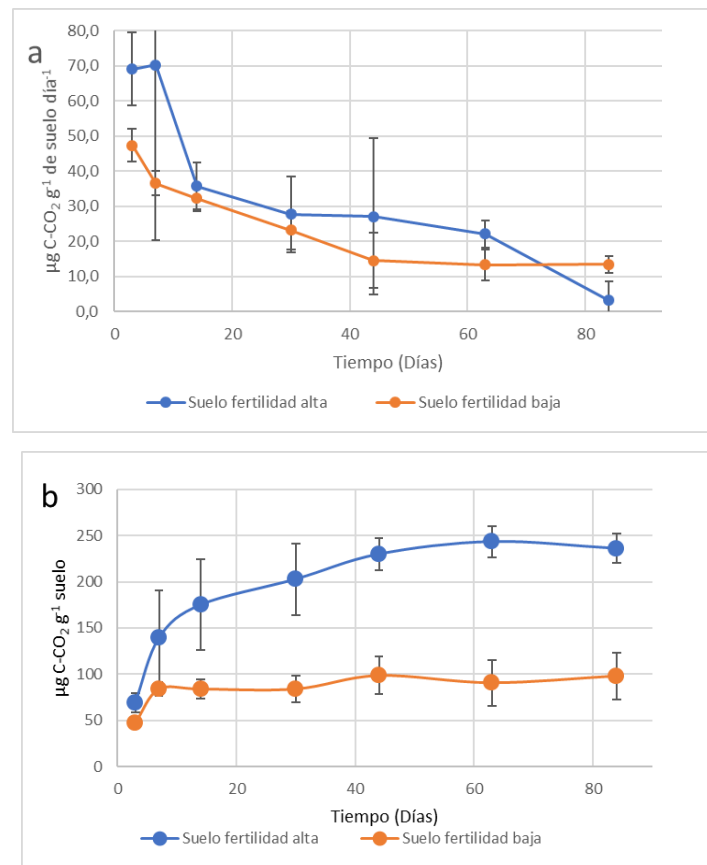


Figura 8. (a) Tasa diaria de producción de CO₂ (µg C-CO₂ g⁻¹ d⁻¹) y (b) producción acumulada de CO₂ (µg C- CO₂ g⁻¹) en los suelos controles de fertilidad alta (leyenda en azul) y baja (leyenda en naranja).

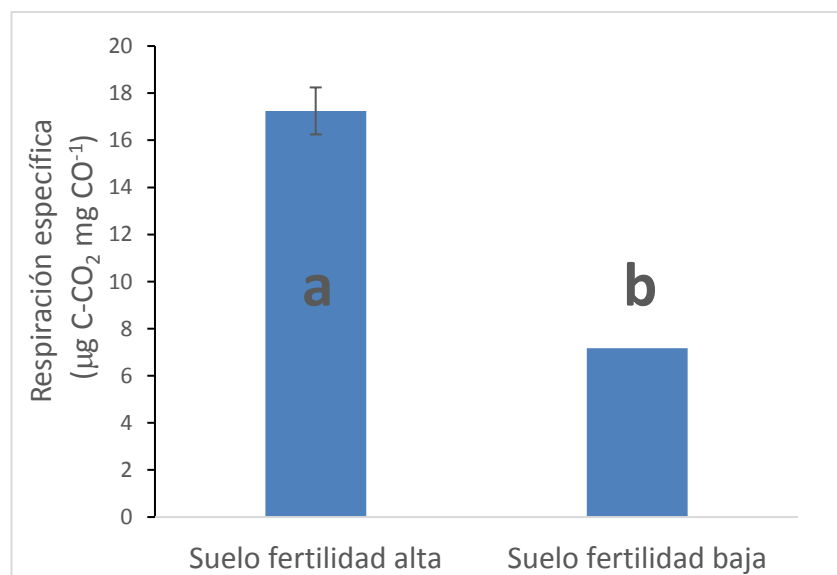


Figura 9. Respiración específica ($\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg C}^{-1}$) en los suelos controles de alta y baja fertilidad. Distintas letras denotan diferencias significativas ($P < 0.05$; ANOVA de una vía).

La producción de CO_2 durante el periodo de incubación por unidad de carbono orgánico en el suelo, fue significativamente mayor y casi del doble en el suelo de alta fertilidad en relación al de baja fertilidad (figura 9).

5.2 Efecto de la aplicación de restos de paja con relación C/N contrastadas en la producción de CO_2 .

En general, la aplicación de restos de paja conllevó un aumento significativo tanto en la tasa de respiración como en la producción acumulada de CO_2 con respecto a los respectivos controles (datos no mostrados). La producción de CO_2 tras la aplicación de los restos de paja y al final del periodo de incubación, fue de entre 4.7 y 4.9, y entre 3.8 y 5.6 veces superior en el suelo de alta y baja fertilidad, respectivamente, con respecto a sus controles.

La tasa de respiración aumentó desde el primer día de aplicación de los restos de paja y tuvo una tendencia clara de descenso, entre lineal y exponencial, durante el periodo de incubación.

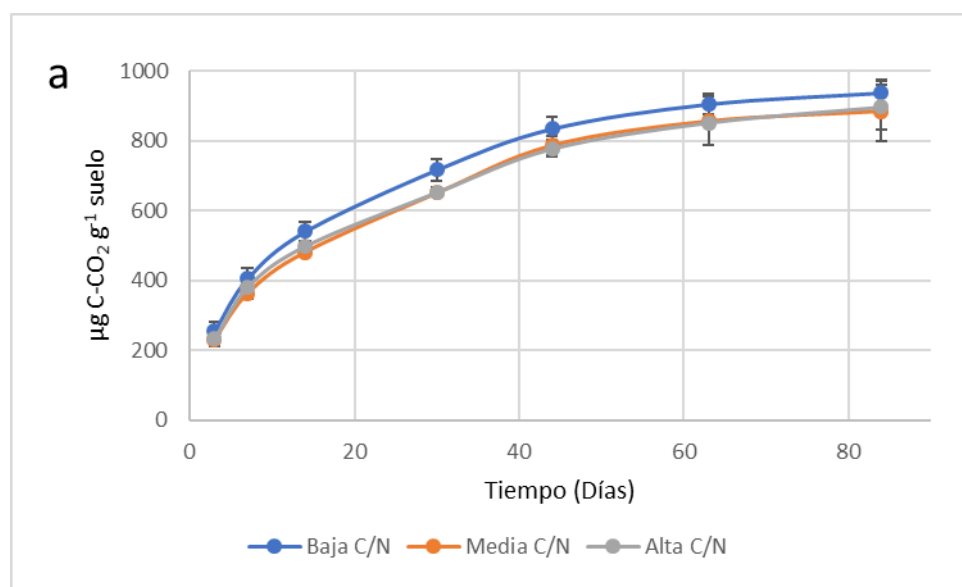
Una vez restado la emisión de CO_2 debida al suelo control, la producción de CO_2 en el suelo de fertilidad alta fue significativamente mayor ($P < 0.05$; tabla 1) que aquella de fertilidad baja, y eso fue así independientemente de la relación C/N de los restos añadidos de paja (figura 10). En el suelo de fertilidad alta, la producción acumulada de CO_2 tras la aplicación de restos de paja fue, en promedio, de 2.8 veces superior que en el suelo de fertilidad baja.

La producción de CO_2 en el suelo de fertilidad alta, tendió a ser mayor cuándo los restos de paja tuvieron una relación C/N baja ($937.7 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1}$ en promedio) e inferior cuándo la relación C/N de la paja fue media ($885.7 \mu\text{g C-CO}_2 \text{ g}^{-1}$ en promedio) (figura 10; tabla 5). Sin embargo, el efecto de la relación C/N de la paja no fue significativo (tabla 5), aunque el valor obtenido cuándo la relación C/N de la paja fue alta fue significativamente inferior a aquellos de relación C/N medio y alto.

	C/N bajo	C/N medio	C/N alto
Suelo fertilidad alta	937.7 ^a ±36.3	885.7 ^b ±86.2	897.1 ^b ±64.1
Suelo fertilidad baja	450.7 ^a ±52.8	407.8 ^a ±71.4	362.1 ^b ±52.0

Tabla 5. Producción acumulada de CO₂ (μg C-CO₂ g⁻¹) en los suelos de fertilidad contrastada con restos de paja de baja, media y alta relación C/N. Distintas letras en la misma fila denota diferencias significativas (P < 0.05; ANOVA de una vía y test a posteriori de Fisher). Los valores corresponden al valor promedio ± desviación típica, habiéndoles restado la producción de CO₂ de los controles correspondientes.

La tendencia fue similar en suelo de fertilidad baja; la producción de CO₂ tendió a ser mayor cuándo los restos de paja tuvieron una relación C/N baja (450.7 μg C-CO₂ g⁻¹ en promedio) o media (407.8 μg C-CO₂ g⁻¹ en promedio) e inferior cuándo la relación C/N de la paja fue la más alta (362.1 μg C-CO₂ g⁻¹ en promedio) (figura 10; tabla 5). Sin embargo, el efecto de la relación C/N de la paja no fue significativo (tabla 5), aunque el valor obtenido cuándo la relación C/N de la paja fue alta y media fueron significativamente superior a aquel de relación C/N baja.



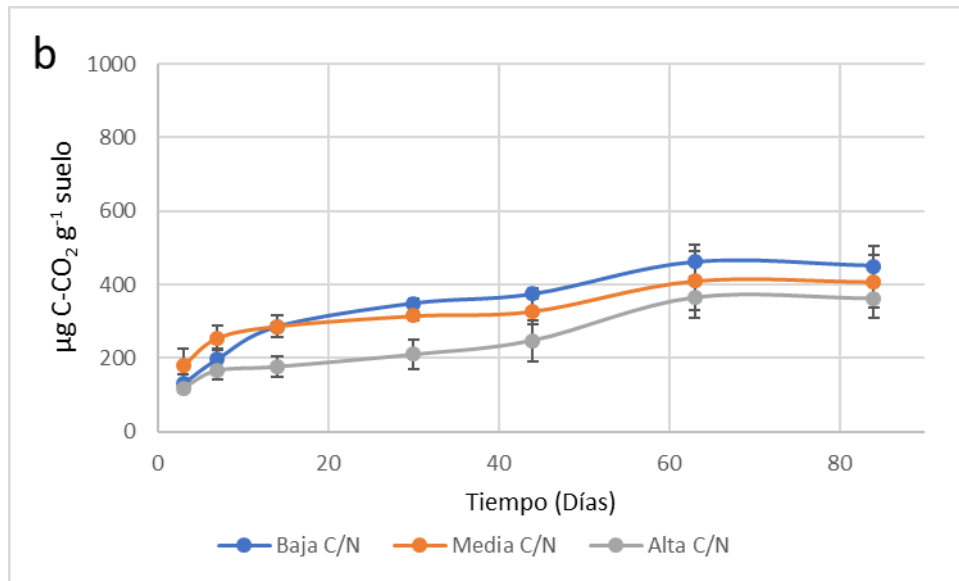


Figura 10. (a) Respiración acumulada del suelo con fertilidad alta ($\mu\text{g C-CO}_2\text{g}^{-1}$) y (b) Respiración acumulada del suelo con fertilidad baja ($\mu\text{g C-CO}_2\text{g}^{-1}$).

Con respecto a la cantidad de carbono orgánico que se ha añadido ($4000 \mu\text{g C g}^{-1}$), el mayor porcentaje del carbono añadido se emitió en forma de CO_2 correspondió al suelo de alta fertilidad (figura 11). Así es, entre el 22.0 y 23.4 % del carbono añadido se emitió en forma de CO_2 , mientras que sólo fue entre el 7.0 y 11.2 % para el suelo de baja fertilidad (figura 11). No hubo, sin embargo, diferencias significativas en dicho porcentaje debido a la relación C/N de la paja, y eso fue así para los dos tipos de suelo. No obstante, para el suelo de baja fertilidad, el porcentaje del carbono añadido que se emitió en forma de CO_2 cuando se añadieron restos de paja de baja y media relación C/N fue significativamente mayor que aquel con una relación C/N alta.

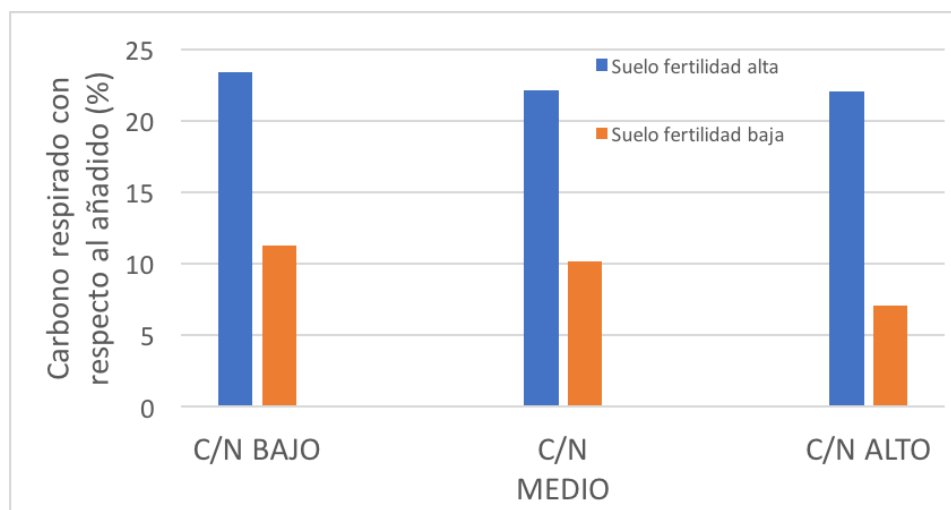
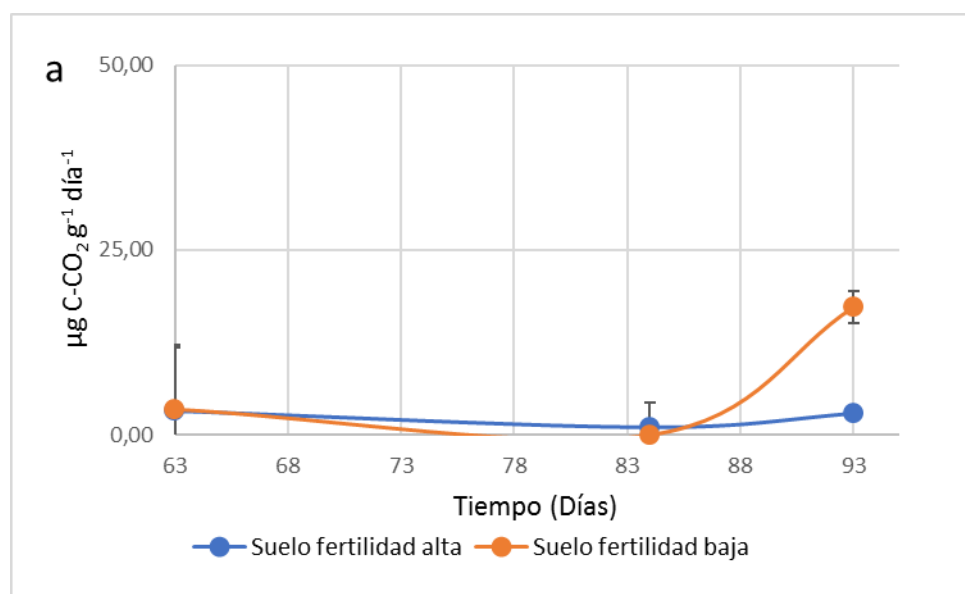


Figura 11. Carbono respirado con respecto al añadido en suelos de alta y baja fertilidad con restos de paja con una relación C/N baja, media y alta. Los datos son el promedio de tres réplicas. El coeficiente de variación promedio el 11.3 %.

5.3 Efecto de la adición de nitrato en la producción de CO₂

La aplicación de una solución enriquecida en nitrato tuvo un efecto significativo en la producción de CO₂, aunque dependió de la fertilidad del suelo y de la relación C/N de los restos de paja añadidos. La figura 12 muestra la tasa diaria antes y después de la aplicación de nitrato y se aprecia cómo la tasa fue, en promedio, un 32 % mayor en el suelo de baja fertilidad tras 7 días de aplicación de nitrato, mientras que fue tan sólo de un 5 % superior en el suelo de alta fertilidad.



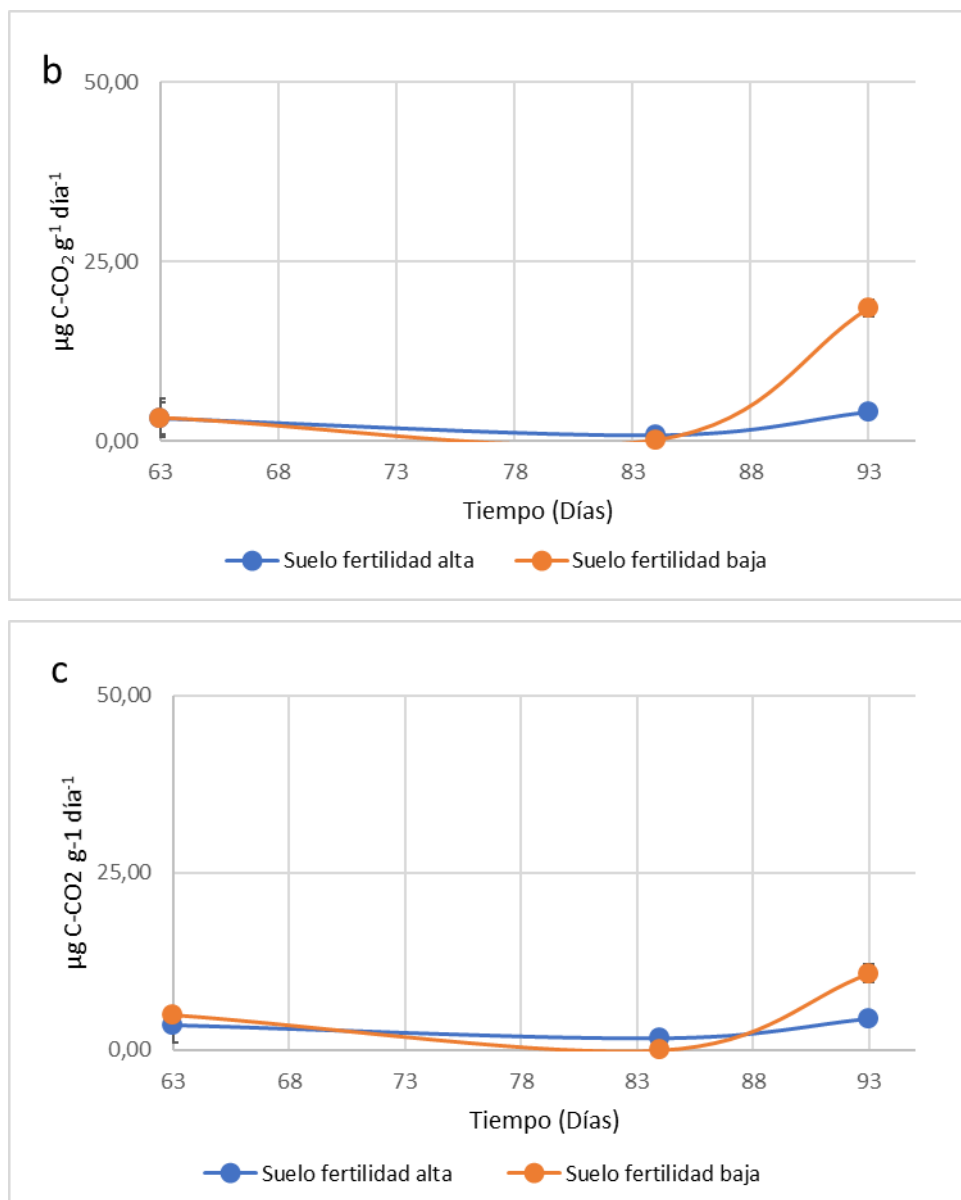


Figura 12. Cambios en la producción acumulada de CO₂ en los suelos de alta y baja fertilidad y en las unidades experimentales con baja (a), media (b) y alta (c) relación C/N tras la adición de nitrato. Los valores son la media de tres réplicas y con las barras se denota la desviación típica.

Como se puede observar en la figura 13, el suelo con fertilidad alta no ha tenido un incremento significativo de la respiración tras la adición de nitrato. En cambio, en el suelo con fertilidad baja se dio un incremento significativo. No hubo efecto significativo de la relación C/N de los restos de la paja en el incremento de la producción de CO₂ tras la aplicación de nitrato, aunque hubo una clara tendencia de aumento de dicho incremento conforme mayor fue la relación C/N de la paja.

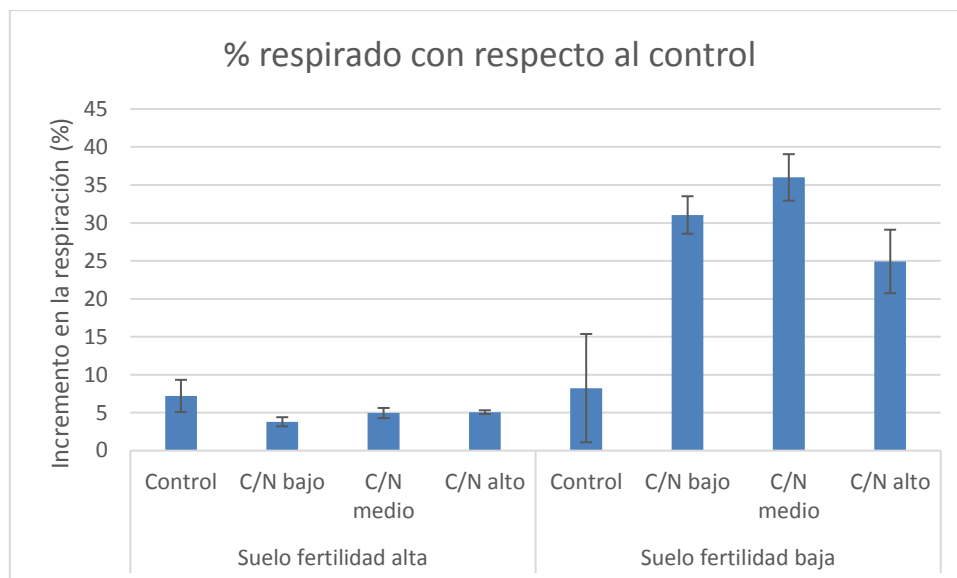
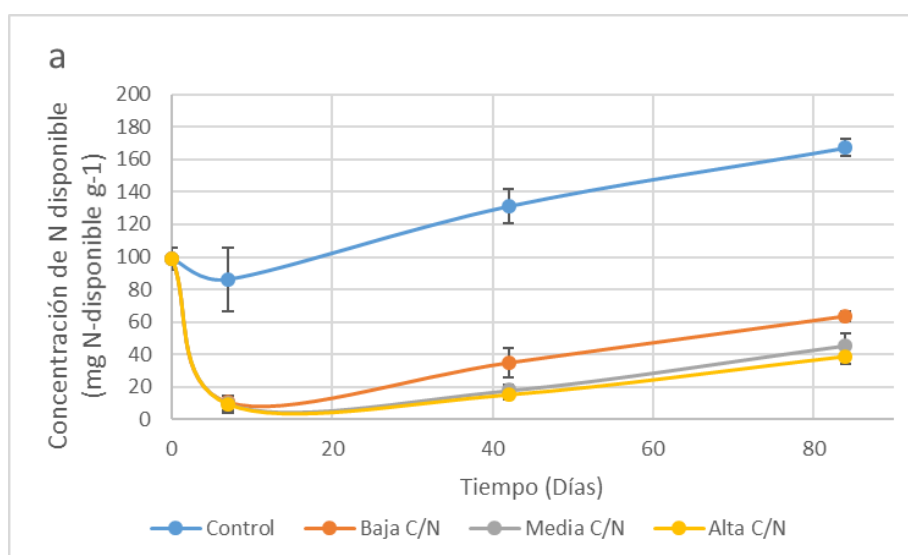


Figura 13. Incremento de la respiración (% con respecto al anterior muestreo) tras la adición de nitrato.

5.4 Cambios en la concentración de nitrógeno disponible y mineralización y nitrificación netas

La figura 14 muestra los cambios en la concentración de nitrógeno disponible (nitrato + amonio) durante el periodo de incubación en los suelos de alta y baja fertilidad y con restos de paja de distinta relación C/N.



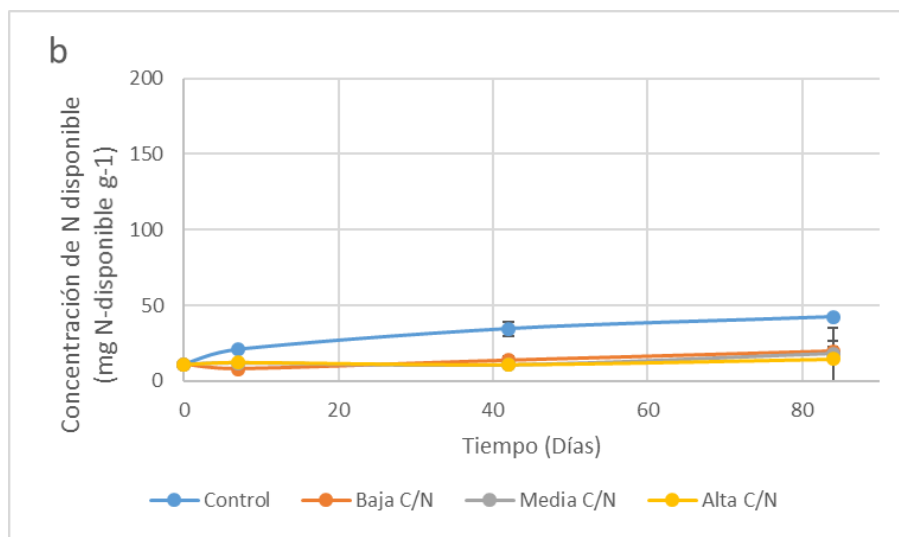


Figura 14. Concentración de nitrógeno disponible (nitrato+amonio) en el suelo de alta (a) y baja (b) fertilidad en los que se aplicó restos de paja de distinta relación C/N. Se incluye también los valores del suelo control. Los valores son la media de tres réplicas y con barras se denota la desviación típica.

La concentración de amonio se mantuvo, en todos los casos y con la excepción del último muestreo en ambos suelos y con independencia de la relación C/N de restos de paja, muy baja ($< 5 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ g}^{-1}$). Y, por tanto, los cambios en la concentración de nitrógeno disponible fueron debidos a cambios en la concentración de nitrato.

La concentración de nitrógeno disponible tuvo una clara tendencia de aumento lineal en los suelos control a lo largo del periodo de incubación (figura 14).

En el conjunto de todos los datos, la concentración de nitrógeno disponible fue significativamente mayor en el suelo de fertilidad alta ($P < 0.05$; ANOVA de medidas repetidas).

En todos los casos, la adición de restos de paja, y con independencia de la relación C/N de ésta, provocó la disminución de la concentración de N disponible durante las dos primeras semanas de incubación. Sin embargo, a partir de la tercera semana de incubación los niveles de N disponible aumentaron lenta y linealmente en ambos suelos. Al final del experimento, se observa en el suelo más fértil una reducción de alrededor del 62% del N disponible con respecto al control, mientras que en el suelo menos fértil esta disminución es de aproximadamente del 53%.

Como era de esperar la mineralización neta del nitrógeno y la nitrificación neta en el suelo control de alta fertilidad ($0.81 \mu\text{g N disponible g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y $0.74 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) fueron significativamente mayor ($P < 0.05$; ANOVA de una vía) que en el suelo control de baja fertilidad $0.34 \mu\text{g N disponible g}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y $0.23 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$, respectivamente) (figura 15).

Los valores de mineralización neta del nitrógeno y nitrificación neta fueron negativos en aquellas unidades experimentales en las que se adicionó restos de paja, especialmente en el suelo de alta fertilidad.

Así es, tras la aplicación de restos de paja, la mineralización neta del N fue negativa en el suelo de alta fertilidad, es decir hubo inmovilización neta del nitrógeno, pero positiva, aunque valores muy bajos, en el suelo de fertilidad baja (figura 15). Para el suelo de alta fertilidad, hubo una tendencia de que cuánto mayor fue la relación C/N de la paja, mayor fue la inmovilización del N (mineralización neta del nitrógeno más negativa).

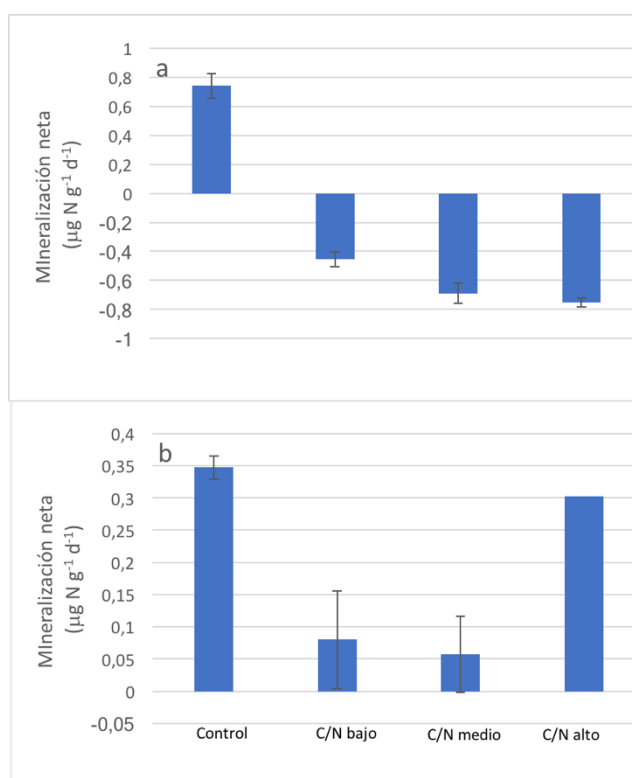


Figura 15. Mineralización neta del nitrógeno en los suelos de (a) alta y (b) baja fertilidad tras la aplicación de restos de paja de distinta relación C/N. Los valores son el promedio de tres réplicas y las barras denotan la desviación típica.

La figura 16 muestra la nitrificación neta. De forma similar a lo observado para la mineralización neta del nitrógeno, cuándo se añadió restos de paja, la nitrificación neta fue negativa (e.g. inmovilización neta del nitrato) en el suelo de alta fertilidad, pero positiva, aunque muy baja ($< 0.025 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1} \text{ d}^{-1}$), en el suelo de fertilidad baja (figura 16)

Para el suelo de alta fertilidad, la inmovilización del N (mineralización neta del nitrógeno más negativa) tendió a ser mayor cuánto mayor fue la relación C/N de los restos de paja añadidos.

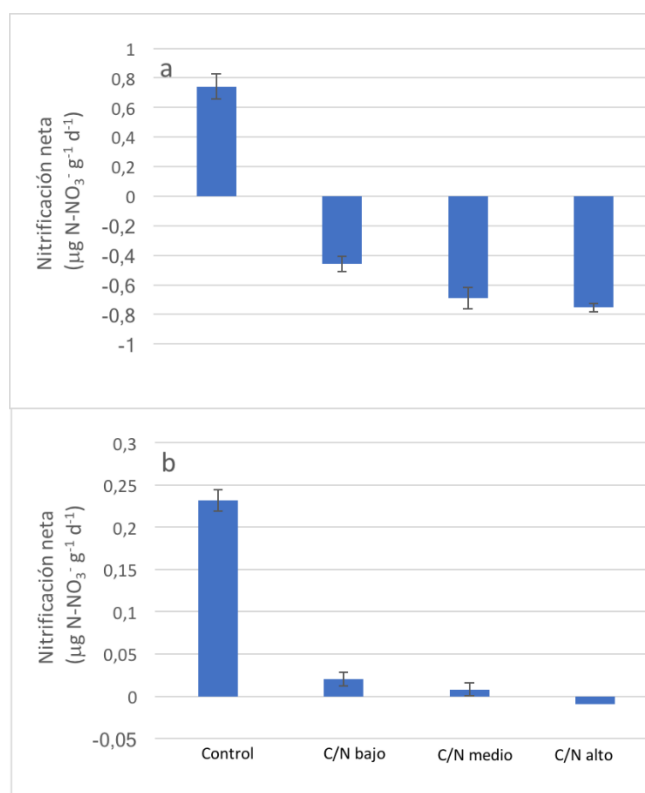


Figura 16. Nitrificación neta del nitrógeno en los suelos de (a) alta y (b) baja fertilidad tras la aplicación de restos de paja de distinta relación C/N. Los valores son el promedio de tres réplicas y las barras denotan la desviación típica.

6. DISCUSIÓN

6.1 Efectos del contenido en C orgánico del suelo y la adición de restos de paja en la producción de CO₂

Las tasas de respiración, tanto en los suelos control como en los tratamientos en los que se adicionó restos de paja, muestran que los mayores valores se dieron al principio del período de incubación y que ésta mostró un claro patrón de descenso a lo largo del periodo de incubación hasta hacerse constante y bajos, es decir, la entrada de materia orgánica “nueva” en el suelo tiene como respuesta un incremento de la respiración que va disminuyendo con el tiempo hasta alcanzar valores constantes hasta alcanzar el equilibrio. Esto indica que los mayores cambios en la estructura y biomasa microbiana se dan al principio como consecuencia de la adición de una fuente de materia orgánica que sirve como fuente de energía y carbono, sin que ello conlleve otros cambios a largo plazo que no han sido identificados ni estudiados en este trabajo. Esto ocurre, en principio, para cualquier tipo de materia orgánica con cierto contenido en carbono orgánico lábil que permita la creación de puntos calientes de actividad microbiana (*hotspots*). El período de vida de estos *hotspots* sólo es de unos pocos días (Pascual et al. 1998) siendo después sustituidos por organismos especialistas, que estaban latentes o inactivos, y que empiezan a degradar la materia orgánica que queda (más refractaria y por tanto más difícil de descomponer) pudiendo llegar a convertirse en los grupos dominantes del suelo y manteniendo la respiración en niveles estables durante los últimos días del periodo de incubación. Estos cambios en la dinámica de las comunidades microbianas explican el comportamiento de la tasa de respiración de los suelos, siendo esta la razón por la que la tasa de respiración sube tanto al principio y luego desciende bruscamente hasta hacerse más o menos suave, dando lugar a un modelo exponencial decreciente.

Las tasas de respiración siempre fueron mayores en el suelo con elevada fertilidad, y, por tanto, con mayor materia y carbono orgánico. Esto era esperable porque al ser el contenido en materia y carbono orgánico superior, probablemente lo sea la diversidad y cantidad de microorganismos del suelo, especialmente bacterias y hongos que son los principales responsables en la descomposición de la materia orgánica. El hecho de que la respiración específica en el suelo control de alta fertilidad

(17.2 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg}^{-1}$ carbono orgánico) haya sido de 2.4 veces superior que aquella del suelo control menos fértil (7.1 $\mu\text{g C-CO}_2 \text{ mg}^{-1}$ carbono orgánico) denota que el carbono orgánico del primero no se encuentra protegido y sea más lábil que el del suelo menos fértil.

6.2 Efectos de la relación C/N de los restos de paja sobre la producción de CO₂.

Para que una fuente de materia orgánica añadida en el suelo se pueda descomponer, se precisa que ésta suministre una fuente de carbono orgánico lábil, que suministrará no sólo energía sino también el “esqueleto” para la creación de biomasa microbiana, disponibilidad de nutrientes (especialmente nitrógeno porque es el componente esencial de las proteínas), microorganismos y condiciones ambientales adecuadas que en este caso no fueron una fuente de variación porque éstas fueron constantes (temperatura de 25 °C y contenido en agua equivalente al 60 % de la capacidad de campo). Teniendo en cuenta que los ensayos se realizaron en suelos de fertilidad contrastada (suelo fertilidad alta versus suelo fertilidad baja) y, por tanto, a priori, con distintas cantidades en nutrientes y carbono orgánico, y con restos de paja de distinta relación C/N, la producción de CO₂ debería mostrar variaciones debido a ambos; fertilidad del suelo y relación C/N de los restos de paja.

Y así fue: Para todos los tipos de restos de paja empleados, la producción de CO₂ (una vez restada aquella debida al suelo control) fue significativamente mayor en el suelo de alta fertilidad con respecto al de baja fertilidad. La mayor disponibilidad de nutrientes, por ejemplo, los niveles de nitrato fueron de alrededor de 100 $\mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$, y, posiblemente, la mayor cantidad y diversidad de microorganismos (los niveles de materia orgánica fueron del doble con respecto al suelo de baja fertilidad) fueron los principales causantes de la mayor producción de CO₂ en el suelo de alta fertilidad y esto fue así con independencia de la relación C/N de la paja empleada.

De hecho, tan solo entre el 7 – 11 % del carbono orgánico añadido en forma de paja fue emitido en forma de CO₂ en el suelo de baja fertilidad mientras que los valores fueron algo más del doble (22 – 23 %) en el suelo de alta fertilidad. Este resultado tiene implicaciones en la capacidad de secuestro de carbono de los suelos. Claramente, la capacidad de secuestrar carbono tras añadir una fuente de materia orgánica en aquellos suelos de baja fertilidad o suelos con síntomas moderados o

severos de degradación es muy superior que la que pueden mostrar suelos de elevada fertilidad o suelos con historia reciente de adición en exceso de fertilizantes químicos de síntesis.

Las tasas diarias de producción de CO₂ y la producción acumulada de CO₂ durante el periodo de incubación mostraron cambios ante la adición de restos de paja de distinta calidad o relación C/N, aunque no tan aparentes como las diferencias debidas a la fertilidad del suelo. Para los dos suelos ensayados, las tasas y la producción de CO₂ acumulada tendió a ser mayor cuanto menor fue la relación C/N de los restos de paja. Para el suelo de alta fertilidad los valores para los restos de paja con relación C/N bajo fueron significativamente superiores a los de media y alta, pero para el caso del suelo de baja fertilidad, aunque hubo una tendencia clara, los valores no fueron significativos.

Los restos de paja con una relación C/N baja tienen más nitrógeno por unidad de carbono que aquellos restos de paja con una relación C/N media y alta, y, por tanto, mayor contenido en proteínas, que es el principal compuesto que proporciona el nitrógeno. Y, debido a eso, es altamente probable que la cantidad de carbono orgánico lábil sea mayor en el resto de paja con relación C/N baja que media o alta. Y esto podría explicar el hecho de que la tasa diaria de respiración y la producción acumulada de CO₂ fue mayor en el suelo con alta fertilidad con paja con una relación C/N baja. Un patrón similar sería esperable para el caso del suelo de fertilidad baja; sin embargo, aunque la tendencia fue así, las diferencias entre pajas con distinta relación C/N no fueron significativas. Este hecho puede encontrar explicación si tenemos en cuenta que las relaciones C/N de los tres restos de paja fueron mayores de 60, mientras que la relación C/N de los principales microorganismos descomponedores está entre 7 – 12. Y, por tanto, durante la descomposición de estos restos de paja tiene lugar inmovilización de nitrógeno (y fósforo) (figura 16). Teniendo en cuenta los bajos niveles de nutrientes en el suelo de baja fertilidad (concentración de nitrato de 7 µg N-NO₃⁻ g⁻¹), la respiración potencial en este suelo ha podido verse reducida por los niveles tan bajos de nutrientes y que podría explicar la falta de diferencias significativas debido a la distinta relación C/N de los restos de paja.

En cualquier caso, los resultados de este estudio sugieren que, en el cultivo de trigo de variedades tradicionales, con mayor cantidad de paja por unidad de grano con respecto a variedades modernas, y con una relación C/N de la paja sensiblemente superior que aquella de variedades modernas, y en suelos de fertilidad baja-media, o

al menos en suelos en los que no se usa fertilizantes químicos de síntesis (e.g. urea, sulfato amónico o nitrato), el potencial de secuestro de carbono es superior en relación a variedades modernas en suelos con uso excesivo de fertilizantes químicos de síntesis.

6.3 Efectos de la adición de nitrato sobre la producción de CO₂.

La adición de nitrato al final del periodo de incubación tuvo un efecto potenciador de la producción de CO₂, pero sólo en el suelo de fertilidad baja. Este resultado complementa lo mencionado anteriormente. Efectivamente, el hecho de haber observado un incremento en la respiración del suelo tras añadir nitrato en el suelo de baja fertilidad, sugiere claramente que el desarrollo microbiano (y por tanto la producción de CO₂) estaba limitado por los bajos niveles de nutrientes. A pesar de que, en el suelo de alta fertilidad, los niveles de nitrato tras la aplicación de restos de paja descendieron hasta valores muy bajos (por debajo de 10 µg N-NO₃⁻ g⁻¹), parte del nitrógeno inmovilizado por los microorganismos se re-mineralizó y al final de la incubación, y antes de añadir el nitrato, eran lo suficientemente elevados como para que la respiración no estuviese limitada por nitrato y de ahí la falta de respuesta a la adición de nitrato.

El efecto potenciador en la respiración, que produjo la adición de nitrato, fue, probablemente, debido a que los microorganismos tomaron el N inorgánico incorporado al suelo para reducir la relación C/N de los restos de paja y así poder degradarlos más fácilmente. Si tenemos en cuenta que la relación C/N de la comunidad microbiana está en torno a 8-12, la descomposición de las fuentes de C orgánico añadidas suministra energía y C para el desarrollo de la comunidad microbiana, pero no el suficiente nitrógeno para satisfacer su relación C/N por lo que lo toman del N inorgánico que se incorpora al suelo. No hubo diferencias significativas en el incremento de la respiración debido a las distintas relaciones C/N de la paja, aunque hubo una tendencia de ser mayor el incremento cuanto mayor fuese la relación C/N de la paja. Esta tendencia se explica si tenemos en cuenta que cuándo menor es la relación C/N menos cantidad “extra” de nitrógeno disponible se precisa para degradar este tipo de materia orgánica. Este fenómeno está bien descrito y suele tener

lugar durante la descomposición de fuentes de N con una relación C/N mayor a 20 (Palm y Rowland, 1997).

Estos resultados indican, nuevamente, que en agroecosistemas no basados en el empleo de fertilizantes químicos de síntesis (es decir baja disponibilidad de nitrato) la capacidad de secuestrar carbono es superior a aquellos agroecosistemas convencionales.

6.4 Efecto de la adición de restos de paja con relación C/N contrastada en suelos de distinta fertilidad.

Durante el periodo de incubación, los niveles de nitrógeno disponible aumentaron linealmente y, por tanto, tanto la mineralización neta de nitrógeno como la nitrificación neta fueron positivas. Este resultado era el esperado ya en condiciones de mesocosmo (experiencia manipulativa en recipiente cerrado), el nitrógeno orgánico del suelo se mineraliza a amonio y éste a su vez se nitrifica a nitrato. El funcionamiento de ambos procesos ligados es el responsable de que, anualmente, parte del nitrógeno orgánico del suelo se movilice a nitrógeno disponible.

Tanto la mineralización neta del N como la nitrificación neta en el suelo de fertilidad alta fue de más de tres veces superiores que los valores del suelo poco fértil. Este resultado era el esperado teniendo en cuenta las diferencias en el contenido en nitrógeno total y materia orgánica entre ambos suelos (tabla 1).

En todos los casos, la adición de restos de paja produjo un descenso inmediato en los niveles de nitrógeno disponible de forma que tras una semana de incubación éstos estuvieron por debajo de $10 \mu\text{g N-NO}_3^- \text{ g}^{-1}$. Y, por tanto, la mineralización neta del N y la nitrificación fueron negativos, es decir, durante la descomposición de los restos de paja, el nitrógeno disponible que había en el suelo fue tomado por la comunidad de microorganismos de suelo para formar biomasa ya que los restos de paja no les suministró el suficiente nitrógeno. Este proceso se denomina inmovilización de nitrógeno y está relativamente bien documentado. El hecho de que durante la descomposición de materia orgánica añadida, el nitrógeno se libere por mineralización-nitrificación o se inmovilice, depende, entre otros, de la relación C/N. Así Baggs et al. (2000), puso de manifiesto que para aquellas fuentes de materia orgánica con una relación C/N inferior a 30, la descomposición de la misma liberaba netamente nitrógeno disponible en el suelo y, sin embargo, cuándo la relación C/N era

superior a 30, no sólo no se liberaba el nitrógeno, sino que se daba una inmovilización neta y, por tanto, un descenso en los niveles de nitrógeno disponible del suelo.

Por tanto, es de esperar que la aplicación de restos de paja en el campo provoque una reducción de los niveles de nitrógeno disponible. Sin embargo, esta inmovilización es temporal, tal y como se aprecia en este estudio. A partir de la segunda semana de incubación, y para las condiciones óptimas de este experimento (25 °C y contenido en agua del 60 % de la capacidad de campo), los niveles de nitrógeno disponible en el suelo aumentaron lentamente. Esto es debido a la re-mineralización del nitrógeno tomado por los microorganismos cuando la fuente de carbono orgánico lábil de la fuente de materia orgánica añadida empieza a escasear. Por tanto, la aplicación de los restos de paja en el campo es recomendable ya que, aunque ocurre inmovilización de nitrógeno disponible, ésta tiene lugar durante los meses de verano y principios de otoño, teniendo en cuenta que la cosecha del grano de trigo tiene lugar en junio, y después cuándo se planten las nuevas semillas de trigo, el nitrógeno inmovilizado se irá liberando lentamente. De esta forma, la cantidad de nitrógeno disponible en el suelo será bajo reduciéndose las posibles pérdidas por lixiviación ante un evento de precipitación intensa.

Tras la aplicación de los restos de paja, la nitrificación neta fue más negativa, es decir mayor fue la inmovilización de nitrógeno, en el suelo de fertilidad alta. Este hecho se explica por la mayor disponibilidad de nitrato en este suelo, lo que permite mayor reducción de los niveles de nitrato durante la descomposición de la misma.

Hubo una tendencia también de nitrificación neta menos negativa (para el caso del suelo de fertilidad alta) o más positiva (para el caso del suelo de fertilidad baja) cuánto menor fue la relación C/N. Este resultado es también explicable si tenemos en cuenta que la paja de menor relación C/N tenía mayor contenido en nitrógeno (porque el contenido en carbono de los tres tipos de restos de paja fue similar y entorno al 41 % en peso) y, por tanto, mayor cantidad de nitrógeno podía suministrar esta fuente de materia orgánica y, debido a esto, menor deberían de ser las necesidades de nitrógeno de los microorganismos.

En cualquier caso, este estudio muestra cómo la aplicación de restos de paja es un adecuado mecanismo de retención de nitrógeno dentro del sistemas y que cuanto mayor es la relación C/N, como es el caso de los restos de paja de variedades tradicionales de trigo, más intenso y adecuado es este mecanismo.

7. CONCLUSIONES

1.- Independientemente de la relación C/N de los restos de paja añadidos, el suelo fértil respiró mucho más que un suelo menos fértil, debido a la mayor cantidad de materia y carbono orgánico sin proteger (más lábil), lo cual hace que tenga mayor cantidad y diversidad de microorganismos.

2.- Este estudio ha demostrado que a menor relación C/N de los restos de paja, mayor es producción de CO₂, probablemente debido a: i) que ésta tiene mayor contenido en nitrógeno y los microorganismos lo utilizan como fuente de nitrógeno para crear biomasa conforme degradan la fuente de materia orgánica, y ii) el contenido en Carbono orgánico lábil (e.g. aminoácidos y proteínas) es probablemente mayor por el mayor contenido en nitrógeno.

3.- En el suelo de fertilidad alta se produce una inmovilización de N mayor cuanto mayor es la relación C/N del material añadido, mientras que en suelos menos fértiles se aprecia una nitrificación neta positiva, aunque con niveles muy bajos. Por lo tanto, la aplicación de restos de paja es un adecuado mecanismo de retención de nitrógeno dentro del sistema y que cuanto mayor es la relación C/N, como es el caso de los restos de paja de variedades tradicionales de trigo, más intenso y adecuado es este mecanismo.

4.- El cultivo de trigo de variedades tradicionales, con mayor biomasa de paja y relación C/N que las variedades modernas, y en suelos de fertilidad baja-media, o en los que no se usen fertilizantes de síntesis, el potencial de secuestro de carbono es superior.

8. BIBLIOGRAFÍA

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.

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.

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 In: *Soil Management in Sustainable Agriculture* (Cook HF, Lee HC, Wye, eds.). College Press Ashford, pp 54-60.

Baggs, E.M., Rees, R.M., Smith, K.A., Vinten, A.J.A. 2000. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. *Soil use and management*, pp 82-87.

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* 22:763-781.

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.

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, Haghparsat 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.

Coromaldi M, Pallante G, Savastano S. 2015. Adoption of modern varieties, farmers' welfare and crop biodiversity: Evidence from Uganda. *Ecological Economics* 119):346-358.

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.

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* 2(25):

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.

Driedonks N, Rieu I, Vriezen WH. 2016. Breeding for plant heat tolerance at vegetative and reproductive stages. *Plant reproduction* 1-13.

Dumanski, J., & Lal, R. (2004). Soil conservation and carbon sequestration. *Climate Change* 65:253-254.

Fagnano M, Fiorentino N, D'Egidio MG, Quaranta F, Ritieni A, Ferracane R, Raimondi G. 2012. Durum wheat in conventional and organic farming: yield amount and pasta quality in Southern Italy. *The Scientific World Journal* 2012):

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.

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* 2(22):

Global Carbon Project. (2012). *Global Carbon Budget 2012*.

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.

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. 2015. Identification of adaptation traits to drought in collections of maize landraces from southern Europe and temperate regions. *Euphytica* 1-20.

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.

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 (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.

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, J.J. 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*, pp 155-164.

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.

Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, 363: 815-830.

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.

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.

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.

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.

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.

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., Bindi, M., (2002). Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy, 16:239-262

Palm, C.A., Rowland A.P., 1997. A minimum data set for characterization of plant quality for decomposition. In: G. Cadisch and K.E. Giller, Editors, *Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition*, CAB International, Wallingford, 379-392.

Parr JF, Sullivan LA. 2011. Phytolith occluded carbon and silica variability in wheat cultivars. *Plant and Soil* 1-2(342):165-171.

Pascual, J., Hernandez, T., Garcia, C., Garcia, A., 1998. Changes in the organic matter mineralization rates of an arid soil after amendment with organic wastes. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 12, 63±72.

Powlson, D., Riche, A., Coleman, K., Glendining, M., & Whitemore, A. (2008). Carbon sequestration in European soils through straw incorporation: limitations and alternatives. *Waste management*, 28:741-746.

Powlson, D., Whitemore, A., & Goulding, K. (2011). Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal of Soil Science*, 62:42-45.

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.

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.

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.

Schimel, D.S. 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Change Biology* 1:77-91

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.

Stockmann, U., Adams, M. A., Field, J. w., J., D., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., et al. (2013). The Knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164:80-99.

Watson C, Atkinson D, Gosling P, Jackson L, Rayns F. 2002. Managing soil fertility in organic farming systems. *Soil Use and Management* 18(2):239-247.

WMO. (2011). *Greenhouse gas bulletin: the state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2010*. Geneva, Switzerland: WMO.

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* 115(3-4):391-410.