



# **Laboreo de Conservación: Efectos a Corto y Largo Plazo sobre la Calidad del Suelo y el Desarrollo de los Cultivos**

Memoria presentada para optar al grado de Doctora por  
la Universidad de Sevilla

Rosa López Garrido

Sevilla, Octubre de 2010



Engracia Madejón Rodríguez, Investigadora Científica del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

José Manuel Murillo Carpio, Investigador Científico del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

Félix Moreno Lucas, Profesor de Investigación del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC)

**HACEN CONSTAR:**

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado: "**Laboreo de Conservación: Efectos a Corto y Largo Plazo sobre la Calidad del Suelo y el Desarrollo de los Cultivos**", ha sido realizado bajo su dirección por Dña. Rosa López Garrido en el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, y reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis Doctoral.

Sevilla, Octubre de 2010

**Dra. Engracia Madejón Rodríguez**

**Dr. José Manuel Murillo Carpio**

**Dr. Félix Moreno Lucas**



**Elena Fernández Boy**, Profesora Titular de la Universidad de Sevilla

**HACE CONSTAR:**

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado: "Laboreo de Conservación: Efectos a corto y largo plazo sobre la calidad del suelo y el desarrollo de los cultivos" ha sido realizado bajo su tutela por Dña. Rosa López Garrido dentro del Programa de Doctorado Medio Ambiente y Tecnología de la Producción, del Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola de la Universidad de Sevilla.

Sevilla, Octubre de 2010

Dra. Elena Fernández Boy

El presente trabajo se ha realizado gracias a una beca predoctoral de Plan Nacional de Formación de Personal Investigador (FPI), del Ministerio de Educación y Ciencia, adscrita al **Proyecto AGL2005-02423**.



## Agradecimientos

En estos cuatro años, muchas son las personas que directa o indirectamente me han ayudado y han estado conmigo en este camino. A todos os doy las gracias de corazón.

Gracias a los Drs. Engracia Madejón, José Manuel Murillo y Félix Moreno, directores de esta Tesis Doctoral, por la gran ayuda prestada, su absoluta implicación y conocimientos transmitidos. He aprendido mucho gracias a vosotros.

A la Dra. Elena Fernández Boy, tutora de este trabajo, por la aceptación de su tutoría y disponibilidad para cualquier consulta.

Al Ministerio de Educación y Ciencia por concederme la beca predoctoral (FPI) que ha permitido la realización de esta Tesis Doctoral.

A la dirección del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC), por haber permitido el desarrollo de este trabajo en sus instalaciones.

A D. Alberto del Valle López de Ayala y hermanos, propietarios de la finca "Las Arguijuelas" por poner a nuestra disposición sus tierras para la realización de parte de este trabajo y por facilitarnos toda la información y ayuda necesaria. Mi agradecimiento a Miguel por su participación directa en las labores de campo.

A Fernando "padre e hijo" y Antonio de la finca "La Hampa", por asesorarnos y ayudarnos en las tareas de campo.

A los Drs. Nicolás Bellinfante, Antonio Jordán y Lorena Martínez, por haber realizado la descripción del perfil de suelo de "Las Arguijuelas".

Al Dr. José Luís Arrúe, director de la EEAD, por permitirme realizar una estancia breve en su centro. A todo el personal del grupo de "Física del Suelo y Laboreo de Conservación" de la EEAD, especialmente a Marivi, por su dirección y asesoramiento. También a Pepa, Tere y todos l@s chic@s del departamento, que hicieron tan ameno mi tiempo allí.

A los Drs. Brent Clothier y Markus Deurer del Plant & Food Research en Nueva Zelanda, por ofrecerme la oportunidad de realizar una estancia breve su centro y en tan bonito país. Mi agradecimiento también Siva, Steve, Karen, Ian,...

A todo el personal del servicio de análisis del IRNAS: Pilar Burgos, Asunción de Castro, Mari Carmen Grande y Cristina Ramírez, gracias por vuestra ayuda en el procesamiento de tantas y tantas muestras. A Fernando Madrid por las facilidades prestadas.

A todos mis compañeros de departamento Patri, Paola, Sebi, Marco, Lisa, Iván y Paco Cabrera, por la ayuda prestada en una u otra faceta, por sus consejos y sobre todo por hacer del lugar de trabajo un sitio muy agradable. Mi agradecimiento al Dr. Antonio Díaz, por enseñarme y ayudarme con el manejo del Licor.

A mis compañeros camperos, Ignacio, Pepe y Antonio, por su ayuda fundamental e indispensable en las labores de campo y cuestiones técnicas. Asimismo mi

agradecimiento a Juan Antonio, por la gestión en los temas agrícolas de la finca "La Hampa".

A todo el personal de prácticas y proyectos fin de carrera, que pasaron por el IRNAS aportando su granito de arena: Carmen Rocío, Miguel, Antonio,...

A mis compis del Sibere, que tanto han amenizado estos años, por las comidas llenas de risas y buen humor, y por todos los momentos, buenos y buenísimos que hemos compartido juntos.

En general a todos mis amig@s, Sandra, Belén, María, Antonio, Chari,... porque estáis ahí incondicionalmente. Darte las gracias especialmente a ti Marta, porque siempre has estado conmigo, marcando mi vida de una forma muy especial.

A toda mi familia, en especial a mi abuela Matilde y a los "Cárdenas", por lo mucho que me queréis y por hacerme pasar tan buenos ratos.

Quiero dar el más especial agradecimiento a mis padres, Rosa y José, mi hermano Jose, y mi compañero Manu, por apoyarme, aconsejarme, estar a mi lado y, de vez en cuando, aguantarme. Sois las cuatro personas más importantes de mi vida, y a vosotros va dedicada esta tesis. Os quiero.

## Resumen

El laboreo de conservación es de suma importancia en zonas áridas y semiáridas, donde los contenidos de carbono de los suelos son bajos y el recurso hídrico es el principal factor limitante para el desarrollo de los cultivos. Esta técnica forma parte de lo que actualmente se denomina Agricultura de Conservación (que contempla además las cubiertas vegetales y la rotación de cultivos) y resulta muy útil para evitar la erosión de los suelos y las pérdidas de agua por evaporación y escorrentía, al dejar cubierta la superficie del suelo con los restos del cultivo anterior. Los estudios presentados en esta Tesis Doctoral se han realizado sobre dos tipos de suelo: calcáreo (Typic Xerofluvent) en parcelas experimentales y ácido fácilmente erosionable (Leptosol Eutricto) en una finca agrícola comercial. En las parcelas experimentales se estudiaron dos casos: un experimento de larga duración establecido en el año 1992, donde se comparó laboreo tradicional (con volteo de suelo) y laboreo de conservación en su modalidad de laboreo reducido y otro de corta duración, establecido en 2004, donde se comparó el efecto del laboreo tradicional frente a no laboreo. En la finca comercial, el estudio consistió en la aplicación de una labor ocasional de vertedera (práctica frecuente para evitar la posible compactación del suelo por el no laboreo continuado) sobre una parcela bajo no laboreo durante los últimos ocho años. En ambos casos, el estudio se centró en el período 2007-2009, bajo una rotación girasol-guisante-trigo en las parcelas experimentales y bajo cultivo de trigo en la finca agrícola comercial. Los resultados obtenidos mostraron que la aplicación de técnicas de laboreo de conservación tuvo efectos positivos sobre la calidad del suelo en general, sobre todo en superficie, introduciendo mejoras en las propiedades físicas, disminuyendo las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera y aumentando los contenidos de diferentes fracciones de carbono, así como de distintos parámetros biológicos y bioquímicos, como carbono de la biomasa microbiana y determinadas actividades enzimáticas. Además, las técnicas de laboreo de conservación no afectaron negativamente al rendimiento de los cultivos, obteniéndose cosechas similares bajo las distintas modalidades de laboreo, e incluso ligeramente superiores bajo laboreo de conservación en algunos casos. Según los resultados obtenidos en este trabajo se puede concluir que el laboreo de conservación es una práctica muy recomendable para nuestras condiciones experimentales (agricultura de secano bajo condiciones semiáridas mediterráneas), atendiendo sobre todo a las mejoras que introduce en la capa superficial ("la piel de la tierra"), donde se observaron las diferencias más acusadas entre tratamientos. En especial, la pérdida de carbono orgánico y de calidad del suelo que ocasiona el laboreo tradicional no justifica la implantación de esta técnica, ni siquiera ocasionalmente cuando se trata de suelos fácilmente erosionables.

## ÍNDICE DE CONTENIDOS

<b><u>I. INTRODUCCIÓN</u></b> .....	<b>1</b>
<b>I.1. EL LABOREO DEL SUELO</b> .....	<b>3</b>
<b>I.1.1. PROBLEMÁTICA DEL LABOREO TRADICIONAL</b> .....	<b>4</b>
<b>I.2. LABOREO DE CONSERVACIÓN</b> .....	<b>7</b>
<b>I.2.1. VENTAJAS DEL LABOREO DE CONSERVACIÓN</b> .....	<b>10</b>
I.2.1.1. Ventajas técnico-económicas.....	10
I.2.1.2. Ventajas agronómicas .....	10
I.2.1.3. Ventajas ambientales .....	12
<b>I.3. RESPUESTA DE LOS CULTIVOS AL LABOREO DE CONSERVACIÓN</b> .....	<b>14</b>
<b>I.4. LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN EN ESPAÑA Y EL MUNDO</b> .....	<b>15</b>
<b><u>II. OBJETIVOS</u></b> .....	<b>19</b>
<b><u>III. MATERIALES Y MÉTODOS</u></b> .....	<b>25</b>
<b>III.1. MATERIALES</b> .....	<b>25</b>
<b>III.1.1. SUELOS</b> .....	<b>25</b>
III.1.1.1. Parcelas experimentales .....	25
III.1.1.2. Finca comercial .....	26
<b>III.1.2. MATERIAL VEGETAL</b> .....	<b>27</b>
III.1.2.1. Cultivos en las parcelas experimentales.....	27
III.1.2.2. Cultivos en la finca comercial .....	28
<b>III.2. DISEÑO EXPERIMENTAL</b> .....	<b>28</b>
<b>III.2.1. PARCELAS EXPERIMENTALES</b> .....	<b>28</b>
III.2.1.1. Experimento de larga duración (ELD) .....	28
III.2.1.2. Experimento de corta duración (ECD).....	29
III.2.1.3. Siembra, fertilización y tratamientos fitosanitarios .....	30
<b>III.2.2. FINCA COMERCIAL</b> .....	<b>32</b>
III.2.2.1. Aplicación de una labor ocasional de vertedera en parcelas bajo no-laboreo (Experimento LVO-NL) .....	32
III.2.2.2. Siembra, fertilización y tratamientos fitosanitarios .....	34
<b>III.3. METODOLOGÍA</b> .....	<b>34</b>
<b>III.3.1. DETERMINACIONES EN SUELOS</b> .....	<b>34</b>
III.3.1.1. Determinación de propiedades físicas .....	34
III.3.1.2. Determinación de contenidos de C y parámetros bioquímicos .....	38
III.3.1.2.1. Toma y preparación de muestras .....	38
III.3.1.2.2. Determinación de fracciones de carbono .....	38

III.3.1.2.3. Determinación de actividades enzimáticas .....	39
III.3.1.3. Determinación de flujos de CO <sub>2</sub> .....	40
<b>III.3.2. DETERMINACIONES EN PLANTAS.....</b>	<b>42</b>
III.3.2.1. Medidas en campo.....	42
III.3.2.2. Determinaciones analíticas en el material vegetal.....	43
III.3.2.3. Rendimiento y calidad de cosecha .....	44
<b>III.4. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS .....</b>	<b>45</b>
<b><u>IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</u></b>	<b>47</b>
<b>IV.1. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN     PARCELAS EXPERIMENTALES .....</b>	<b>49</b>
<b>IV.1.1. EFECTO EN SUELOS.....</b>	<b>51</b>
IV.1.1.1. Propiedades Físicas .....	51
IV.1.1.1.1. Estructura del suelo .....	51
IV.1.1.1.2. Perfil hídrico.....	61
IV.1.1.2. Contenidos de carbono del suelo y parámetros bioquímicos .....	66
IV.1.1.2.1. Contenido de carbono orgánico total (COT).....	66
IV.1.1.2.2. Contenido de otras fracciones de carbono .....	71
IV.1.1.2.3. Actividades enzimáticas.....	80
IV.1.1.2.4. Correlaciones entre parámetros .....	87
IV.1.1.2.5. Análisis de componentes principales y discriminante .....	88
IV.1.1.3. Efecto de distintos sistemas de laboreo sobre los flujos de CO <sub>2</sub> del suelo .....	93
IV.1.1.3.1. Efecto del laboreo sobre las emisiones de CO <sub>2</sub> a corto plazo .....	94
IV.1.1.3.2. Efecto del laboreo sobre las emisiones de CO <sub>2</sub> a largo plazo .....	96
IV.1.1.3.3. Influencia de la temperatura y la humedad en las emisiones de CO <sub>2</sub> .....	101
<b>IV.1.2. EFECTO EN LOS CULTIVOS .....</b>	<b>104</b>
IV.1.2.1. Emergencia y Desarrollo.....	105
IV.1.2.2. Nutrición .....	113
IV.1.2.3. Rendimiento y Análisis del Grano.....	124
<b>IV.2. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN     UNA FINCA AGRÍCOLA COMERCIAL .....</b>	<b>133</b>
<b>IV.2.1. EFECTO EN SUELOS.....</b>	<b>134</b>
IV.2.1.1. Aplicación de la labor de vertedera (1 <sup>er</sup> año de estudio).....	134
IV.2.1.2. Efecto residual de la labor de vertedera (2 <sup>o</sup> y 3 <sup>er</sup> año de estudio).....	138
IV.2.1.3. Correlaciones entre parámetros.....	151
<b>IV.2.2. EFECTO EN LOS CULTIVOS .....</b>	<b>152</b>
IV.2.2.1. Emergencia y Desarrollo.....	152
IV.2.2.2. Nutrición .....	155
IV.2.2.3. Rendimiento y análisis del grano .....	157

<b><u>V. CONCLUSIONES</u></b> .....	<b>165</b>
<b><u>VI. BIBLIOGRAFÍA</u></b> .....	<b>171</b>
<b><u>VII. ARTÍCULOS</u></b> .....	<b>191</b>



# I. INTRODUCCIÓN

## I.1. EL LABOREO DEL SUELO

En sus orígenes, cuando el hombre comenzó la vida sedentaria modificó el ambiente para desarrollar los cultivos y aumentar la producción de los mismos para su alimentación. Comienza así el laboreo del suelo, desde la utilización de aperos rudimentarios hasta llegar al tradicional arado de vertedera en los tiempos más recientes (Huggins y Reganold, 2008), donde los avances tecnológicos concluyeron en una modificación ambiental cada vez más intensa (Lal, 2003). El laboreo tradicional (LT) solía iniciarse con la quema de rastrojos del cultivo anterior y alzado posterior con un arado de vertedera (ocasionando el volteo del suelo) (Foto I.1). Esta técnica suele acarrear un elevado número de operaciones mecánicas, dando lugar al enterramiento del 95-100% de los restos de las cosechas que quedan sobre el terreno (Urbano-Terrón, 1992).



**Foto I.1.** Detalle de un apero de vertedera (A) y aspecto del suelo tras su pase (B).

La primera consecuencia visible de la aplicación de labores intensivas al suelo, con aplicación de dosis crecientes de fertilizantes cada vez más sofisticados, fue el aumento en la producción de alimentos, circunstancia que facilitó un paralelo aumento

demográfico. Nació así lo que se denominó "revolución verde" nombre con el que se denominó al importante incremento de la producción agrícola que se dio en los años 60, como consecuencia del empleo de técnicas de producción modernas. Pero con el tiempo se fueron manifestando los efectos negativos de esta estrategia de producción intensiva: degradación, erosión, desertización, salinización, y contaminación de suelos en muchas zonas del mundo donde no se aplicaron buenas prácticas agrícolas, con la consiguiente disminución de los rendimientos (Gil Ribes, 1997).

### I.1.1. PROBLEMÁTICA DEL LABOREO TRADICIONAL

La evolución de los sistemas de laboreo ha ido estrechamente ligada a la disponibilidad de herramientas adecuadas para conseguir sus tres fines básicos: control de malas hierbas, evitar la compactación del suelo y preparación de un lecho de siembra adecuado. Aunque la aparición del arado de vertedera supuso un claro avance en este sentido, se ha comprobado que su uso, y abuso, así como el de otros aperos, provocan numerosos problemas de calidad ambiental (Magdoff y Weil, 2004; Huggins y Reganold, 2008). Los principales problemas causados por el LT se identifican según Urbano-Terrón (1992) con problemas económicos y problemas agro-medioambientales, abarcando estos últimos una gran variedad de aspectos que se exponen a continuación.

La erosión del suelo es sin duda uno de los mayores problemas medioambientales a escala mundial y la amenaza más importante para la sostenibilidad y el mantenimiento de la capacidad productiva de los agro-ecosistemas (Pimentel et al., 1995). Aunque procesos de erosión han tenido lugar a lo largo de toda la historia de la agricultura, se han intensificado considerablemente en la segunda mitad del siglo XX, fundamentalmente como consecuencia de un laboreo excesivo. La erosión afecta a la mayor parte de los países de la Unión Europea y, sobre todo, a España (Foto I.2) y el resto del área Mediterránea. En este área, un 50-70% de su suelo agrícola tiene un riesgo de moderado a alto de erosión (González Sánchez, 2004), dándose importantes pérdidas de carbono en los suelos.

Los suelos del mundo constituyen un enorme sumidero de carbono y desempeñan un importante papel en su ciclo global influyendo en la concentración atmosférica de gases con efecto invernadero (Reicosky y Archer, 2007). La agricultura es responsable de parte de las emisiones de estos gases, principalmente CO<sub>2</sub>, aunque también metano y óxido nítrico. Arar la tierra implica la utilización de combustibles fósiles por parte de la maquinaria, utilización más elevada cuando aumenta el número

de labores de campo, como ocurre con el laboreo intensivo, con la consiguiente liberación de CO<sub>2</sub> a la atmósfera.



**Foto I.2.** Detalle de cárcava ocasionada en parcela dedicada a laboreo tradicional (LT), como ejemplo de pérdida de suelo por erosión.

Paralelamente, el volteo de suelo que ocasiona el LT también aumenta el flujo de CO<sub>2</sub> a la atmósfera, disminuyendo el contenido de materia orgánica (MO) del suelo (Schlesinger y Andrews, 2000; Lal, 2004; Álvaro-Fuentes et al., 2007; López-Garrido et al., 2009). Si a esto añadimos otras prácticas frecuentes bajo laboreo intensivo, como la quema de rastrojos (prohibida desde 2004, pero habitual anteriormente), resulta obvio que, aun sin ser la fuente más importante de gases con efecto invernadero (Sauerbeck, 2001), una agricultura excesivamente agresiva contribuye en cierta medida a la contaminación atmosférica y, sobre todo, a la pérdida de calidad de los suelos. Algunos suelos de cultivo han perdido desde la mitad hasta dos tercios de su concentración original de carbono. Según Lal (2000), es muy difícil estimar la magnitud de las pérdidas históricas de C del suelo ocasionadas por la agricultura intensiva. Las estimas realizadas oscilan entre 30-60 Pg (Scharpenseel, 1993) hasta 537 Pg (Buringh, 1984), aunque según Lal (2000) la cantidad más razonable se situaría alrededor de los 80 Pg. Aunque se trata de un panorama desalentador, no conviene olvidar que según la Directiva IPPC (1995), se podría "secuestrar" entre un 60 y un 75% del C perdido mediante una adecuada recuperación de suelos e implantación de buenas prácticas agrícolas, según se discute más adelante.

La magnitud de las pérdidas de C orgánico de los suelos agrícolas se acentúa por procesos de degradación de carácter físico, químico y biológico (Lal et al., 1989; Lal, 2000). Una rápida erosión del suelo, con la pérdida física de la capa arable, tiene efectos dramáticos para el "pool" de C terrestre. Este efecto es especialmente importante bajo nuestras condiciones semi-áridas mediterráneas de secano, donde el

contenido de MO oxidable de los suelos es comparativamente bajo, oscilando entre 1-2 % (Porta et al., 1999), 5 kg m<sup>-2</sup> en suelos agrícolas (De la Rosa, 2008).

La pérdida de MO de un suelo no sólo tiene un efecto muy negativo para el equilibrio entre los diferentes reservorios de C de la Tierra, sino que afecta directamente a la calidad y fertilidad de los propios suelos, con lo que su productividad puede verse seriamente comprometida. Esto se debe a la gran influencia de la MO sobre las propiedades del suelo: físicas, químicas y biológicas, todas ellas necesarias para el normal desarrollo de sus funciones (Bauer y Black, 1994; Magdoff y Weil, 2004).

Para la "fertilidad física" de un suelo la MO es fundamental, ya que interviene en la formación y estabilidad de los agregados por la acción de sustancias húmicas, polisacáridos, células microbianas y micelios de hongos. Se trata de procesos básicos para la consecución de una adecuada estructura que garantice suficiente capacidad de retención de humedad, aireación, entrada y circulación del agua (Gajri et al., 2002).

Para la "fertilidad química y biológica" también resulta imprescindible la MO como fuente de nutrientes y energía para las plantas y organismos del suelo (Brady y Weil, 2002). La cantidad, diversidad y actividad de la macro y meso fauna del suelo y microorganismos está directamente relacionada con la cantidad de MO (González-Sánchez et al., 2004). La acción microbiana es fundamental para que las formas orgánicas de los nutrientes pasen a formas minerales, incorporables a la biomasa de las plantas, aspecto especialmente crítico en el caso del nitrógeno (Fageria et al., 1997; Steinmann, 2002; Marschner, 2003). En condiciones naturales, la parte aérea y raíces de las plantas constituyen una fuente de MO para los suelos, reponiendo la que se descompone a lo largo del año. Pero en los suelos cultivados, la MO puede ir disminuyendo progresivamente, ya que una gran parte de la producción se retira anualmente (cosechas), y buena parte de la que se repone puede perderse por mineralización, si el laboreo es muy agresivo, como el que ocasiona el volteo del suelo en el LT (Wallace, 1994; Causarano et al., 2008). Prácticas agrícolas inadecuadas tales como la aplicación intensiva de abonos minerales y pesticidas, laboreo frecuente e inapropiado y supresión de rotación de cultivos, con tendencia al monocultivo, pretenden conseguir mayores cosechas sin tener en cuenta la conservación del suelo, con la consiguiente pérdida de MO. Su disminución es especialmente preocupante en el área mediterránea. Según la European Commission (2001), el 75% de los suelos del sur de Europa tienen contenidos bajos (3,4%) o muy bajos (1,7%) de MO (suelos con menos de un 1,7% se consideran que se encuentran en un estado predesértico).

Los efectos negativos del LT, muy agresivo, motivaron que hacia finales de los años 30 se iniciase en Estados Unidos (país pionero) la búsqueda de técnicas de labranza más respetuosas con el medio-ambiente, y agro-ecosistemas en general, y que fueran al mismo tiempo económicamente viables. Nace así, hace ya cerca de 75

años, un nuevo concepto de agricultura (agricultura de conservación) y laboreo (laboreo de conservación).

## **I.2. LABOREO DE CONSERVACIÓN**

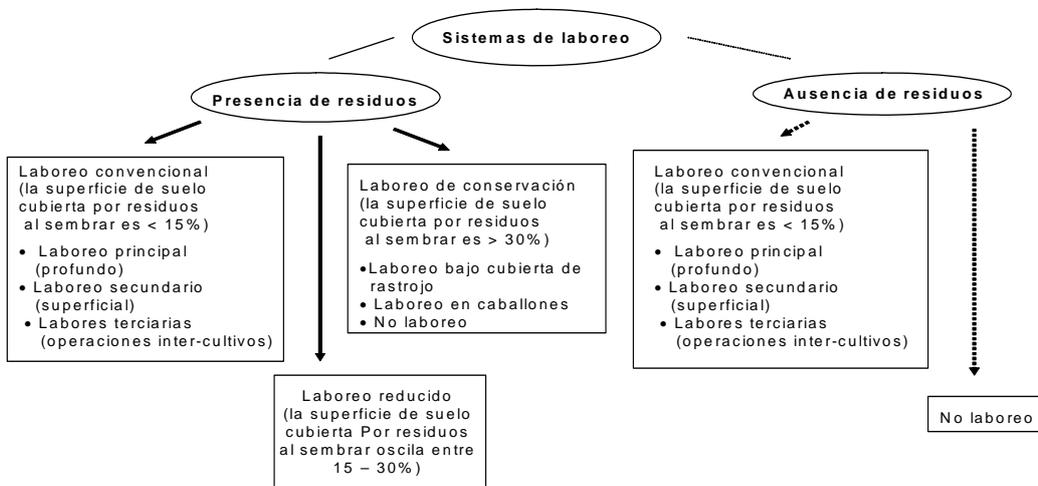
El nuevo concepto de agricultura de conservación (AC) comprende una serie de técnicas que tienen como objetivo fundamental conservar, mejorar y hacer un uso más eficiente de los recursos naturales, mediante un manejo integrado del suelo, el agua, los agentes biológicos e "inputs" externos (FAO, 2001). Permite de esta forma, la conservación del medio ambiente, así como una producción agrícola sostenible. Se trata pues de conseguir una agricultura sostenible en el tiempo, sin degradar los recursos naturales, pero sin renunciar a mantener suficientes niveles de producción. La AC contempla el establecimiento de cubiertas vegetales y laboreo de conservación, dentro de una adecuada rotación de cultivos (Balota et al., 2004).

El laboreo de conservación (LC), como parte integrante de la AC, no sólo tiende a reducir la profundidad de las labores, sino también su número, dependiendo del éxito de su implantación y de su adecuación a las características edafo-climáticas y de cultivo de cada región en particular. Inicialmente se prestó mayor importancia a aspectos relacionados con la reducción del número de labores, eliminación de la vertedera y volteo del suelo (Gajri et al., 2002). Posteriormente fue aumentando el interés por la presencia de residuos como agentes importantes para evitar la erosión de los suelos, hasta el punto de que el Servicio de Conservación de Suelos de EEUU, definió como verdadero LC el que mantiene como mínimo un 30% de la superficie del suelo cubierta con residuos (Gajri et al., 2002). En lugares donde la erosión por viento es importante, el sistema debería mantener 1,1 Mg ha<sup>-1</sup> de residuos de grano pequeño sobre la superficie, durante el periodo crítico de erosión eólica (Gajri et al., 2002). En estas áreas donde los vientos fuertes y secos son frecuentes (como en Aragón, NE de España), suelos en barbecho son susceptibles de erosión eólica, debido a una capa de residuos insuficiente en superficie (López et al., 2001). Los resultados obtenidos por López et al., 1998, 2000, 2003, 2005 y López y Arrúe (1997) indicaron que el LC, especialmente el no-laboreo, podría ser considerado como una alternativa viable al LT para evitar la erosión eólica en los periodos de barbecho en estas zonas.

Existen diversas técnicas de LC, aunque las más frecuentes son el laboreo reducido (LR) y el no-laboreo (NL). En el LR se prescinde del arado de vertedera para sustituirlo por un apero menos agresivo, como podría ser el arado de chisel o la grada, que no voltea el suelo y actúa a menor profundidad (20-25 cm). En el NL la maquinaria se limita a sembradoras capaces de hacer la siembra sobre los rastrojos.

En ambos casos el agricultor debe cerciorarse de que la superficie del suelo queda suficientemente cubierta con residuos vegetales, lo que requiere frecuentemente un adiestramiento previo y la ayuda de técnicos suficientemente preparados.

Vemos pues, que las técnicas de LC están íntimamente ligadas al manejo de residuos. Se trata de uno de los aspectos más importantes de la AC, que pretende conseguir una cobertura superficial que reduzca la exposición a los agentes erosivos. Gajri et al. (2002) establecieron una clasificación de los diferentes sistemas de laboreo atendiendo al porcentaje de restos de cultivos que quedan en el suelo tras las labores posteriores a la recolección (Figura I.1). La importancia de los residuos es tal, que en esta clasificación puede comprobarse que el NL se excluye de las técnicas de LC si no mantiene sobre la superficie del suelo un porcentaje adecuado de residuos del cultivo anterior (utilizados para otros usos, o quemados).



**Figura I.1.** Clasificación de los sistemas de laboreo según el manejo de los residuos y labores realizadas. Tomado de Gajri et al. (2002).

Aunque el LC presenta multitud de aspectos positivos que justifican su implantación en la mayoría de escenarios edafo-climáticos, también puede presentar algunos inconvenientes que hay que tener en cuenta si queremos garantizar su establecimiento y continuidad. En estos casos el agricultor debe conocer la técnica que mejor se adapte a sus condiciones particulares. Por ejemplo, en suelos mal drenados, el LC podría agravar los problemas de la anaerobiosis y algunas enfermedades para los cultivos producidas por organismos anaeróbicos hospedados en el suelo. Para estos suelos, el NL no sería recomendable, pudiendo optar el agricultor por el LR, intercalando, si fuese necesario, alguna labor más profunda (minimizando en lo posible

la labor de vertedera) (Kirkegaard et al., 1995; Gajri et al., 2002). Por el contrario, en las regiones de clima templado, la capa de residuos que se deja en el suelo podría dilatar la germinación y primeras fases del desarrollo de los cultivos. Sin embargo, esta relativa desventaja se tornaría en beneficio en los trópicos, protegiendo la germinación y desarrollo de las plántulas de las altas temperaturas existentes (Lal et al., 1989). Por otra parte, una aplicación continuada de NL podría llegar a compactar el suelo, siendo entonces necesario intercalar un laboreo convencional cada cierto tiempo, práctica igualmente necesaria cuando proliferan plantas perennes de difícil erradicación (Ishaq et al., 2001). Sin embargo, la implantación de esta labor ocasional de vertedera requiere un profundo conocimiento de las características de cada suelo y área específica en particular, puesto que podría ocasionar más daños que ventajas en zonas de suelos fácilmente erosionables.

Como indicó Plaster (1992), el LC requiere más destreza y conocimientos que el LT, hasta el punto de que en ocasiones los agricultores fracasan al implantar, o corregir, esta técnica. En este sentido, los gobiernos regionales deberían contar con técnicos suficientemente cualificados para orientar al agricultor. En nuestro país cabe destacar la labor de asesoramiento eficaz que viene desarrollando la Sociedad Española de Agricultura de Conservación, SEAC- Suelos Vivos (Pérez García, 2004).

Para muchos autores, el principal inconveniente que presenta el LC, es la mayor utilización de herbicidas que requiere, sobre todo en su modalidad de NL, donde no se aplica ningún apero que pueda destruir total o parcialmente la cubierta de malas hierbas. Además, un incremento en el precio de los herbicidas podría encarecer notablemente este tipo de laboreo. Es posible que, efectivamente, éste sea el principal inconveniente que plantea actualmente la AC, teniendo en cuenta que ni técnicos ni agricultores pueden hacer gran cosa al respecto. En este caso, es la industria especializada la que debe perseguir la consecución de herbicidas, y biocidas en general, cada vez más respetuosos con el medio-ambiente.

En resumen, es necesario tener presente que cualquier sistema de laboreo deberá adaptarse a las condiciones específicas de suelo y clima de cada escenario en particular, de modo que un mismo sistema de LC puede ir bien para un determinado tipo de suelo y clima, y no proporcionar resultados satisfactorios en otros suelos (Moreno et al., 1997; Melero et al., 2009a). Cuando su establecimiento es el adecuado, los beneficios que se derivan del LC están universalmente reconocidos (Carter, 1991; Beare et al., 1994; Lal, 1999; Warkentin, 2001; Gajri et al., 2002; Balota et al., 2004; Franzluebbers, 2004; López et al., 2005; Melero et al., 2009a,b).

### **I.2.1. VENTAJAS DEL LABOREO DE CONSERVACIÓN**

Las ventajas derivadas de esta técnica podríamos agruparlas en tres grandes grupos: de orden técnico-económico, con beneficios a corto plazo, ventajas agronómicas y ventajas de orden ambiental, con beneficios a más largo plazo, hasta el punto de que en algunos casos serían las generaciones venideras las verdaderamente beneficiadas.

#### **I.2.1.1. Ventajas técnico-económicas**

La mayoría de los agricultores suelen considerar el ahorro de combustible y operaciones de labor como una de las principales ventajas de esta técnica. La reducción del número de operaciones implica, además del ahorro de combustible, un ahorro en horas de trabajo y menores pasadas de maquinaria por el terreno, lo que conlleva un menor riesgo de compactación del mismo (Plaster, 1992). También supone un menor riesgo de averías y deterioro de la maquinaria. El número de aperos a utilizar es menor, especialmente bajo NL, lo que puede constituir una vía más de ahorro económico (Gil Ribes, 1997; Hernán Martos y Sánchez-Girón Renedo, 1997; Gabrielle et al., 2002). Esta técnica proporciona además una mayor flexibilidad para realizar las labores de campo, especialmente bajo NL. El agricultor no necesita estar tan atento a que el terreno alcance lo que se conoce como "buen tempero" para realizar las labores, situación que no es fácil reconocer si no se tiene una dilatada experiencia agronómica.

En términos generales, puede decirse que la AC reduce el consumo de energía y el trabajo que conllevan las operaciones propias del laboreo entre un 15-50%, incrementándose el rendimiento energético entre el 25-100%. En este sentido cabe destacar los trabajos realizados en España por Hernánz et al. (1995), Sombrero et al. (1998), Sánchez-Girón et al. (2004) y en otras partes del mundo (Lal, 2005).

#### **I.2.1.2. Ventajas agronómicas**

El concepto de calidad del suelo está estrechamente ligado al de AC. La calidad del suelo se define como su capacidad para funcionar de forma continuada como un sistema vivo, dentro de los límites del ecosistema, manteniendo la productividad biológica y la salud de plantas, animales y seres humanos (Doran y Safley, 1997). El suelo no es un ente inerte, sino más bien un sistema dinámico, vivo, susceptible de ser dañado y crucial para el desarrollo de la vida en el planeta. Así es necesario disponer

de parámetros que puedan reflejar los cambios que se producen relacionados con el manejo del suelo. Existen multitud de parámetros (físicos, químicos, biológicos y bioquímicos) que pueden indicarnos la calidad de un suelo, ya que influyen en los procesos biogeoquímicos. Los parámetros físicos y químicos han sido ampliamente utilizados como una medida de la calidad del suelo (Parr y Papendick, 1997). Numerosos parámetros físicos dependientes de la estructura del suelo pueden verse influenciados por el LC. Entre ellos la densidad aparente, distribución del tamaño de poros, estabilidad de los agregados y sellado y aparición de costras en los suelos. El laboreo intensivo, con pulverización e inversión de suelos acaba por deteriorar profundamente la estructura de los mismos. Por el contrario, sistemas menos agresivos como el LC, especialmente en su modalidad de NL, aumentan el C orgánico y mejoran la estructura. Como indican Blevins y Frye (1993), la presencia de agregados estables al agua es una de las medidas que mejor define el grado de estructura de los suelos, constituyendo un índice muy adecuado para conocer su resistencia a la dispersión y compactación. El aumento de MO que ocasiona el LC, derivado de la presencia de residuos vegetales, da lugar a aumentos de la fertilidad física. Son muchos los trabajos que reflejan mayor estabilidad y tamaño de los agregados estables al agua bajo LC (Franzluebbers, 2002b; Mrabet, 2002; Franzluebbers, 2004; Madejón et al., 2007), atribuyéndose estas mejoras a la mayor concentración de MO que se produce en superficie (Douglas y Goss, 1982; Lal et al., 1989; Blevins y Frye, 1993; Moreno et al., 1997; Murillo et al., 1998; Arshad et al., 1999; Bradford y Peterson, 2000; Franzluebbers, 2004; Murillo et al., 2004; Moreno et al., 2006). Una estructura adecuada facilitará la obtención de mejores cosechas (López et al., 1996; Shaver et al., 2002; Lampurlanés y Cantero-Martínez, 2003; Kong et al., 2005; Moret y Arrúe, 2007a,b; Álvaro-Fuentes et al., 2008a).

Aunque las labores profundas ocasionan, de forma inmediata, mejoras en las condiciones de infiltración de los suelos, también es cierto que la aparición de costras puede limitar pronta, y seriamente, estas mejoras. Por el contrario, la cubierta de residuos que caracteriza al LC suele evitar la aparición de estas costras tras lluvias intensas o tormentas, al tiempo que ralentiza la esorrentía en zonas con cierta pendiente, intensificando así la infiltración y limitando la erosión del suelo. La presencia de una cubierta de residuos también minimiza la erosión del suelo por el viento como indicábamos anteriormente, aspecto bien documentado en zonas del NE de España proclives a este tipo de fenómenos (López et al., 2000, 2001; Gomes et al., 2003). Además, el LC reduce la evaporación del agua; de esta forma, los cultivos de secano pueden soportar mejor una situación de estrés, de manera que si el cultivo tiene suficiente disponibilidad de nutrientes, N especialmente, suelen obtenerse mejores cosechas con el LC (Phillips et al., 1980; Blevins y Frye, 1993). Bajo las

condiciones del secano andaluz, donde las temperaturas de primavera y verano son altas, este efecto positivo es especialmente notorio en años secos (Moreno et al., 1997; Murillo et al., 1998).

Por otra parte, la mayor acumulación de C orgánico en el suelo es de suma importancia ya que implica mejoras importantes en la fertilidad química, como el aumento de la capacidad de cambio del suelo (Gajri et al., 2002; Franzluebbers, 2004). El aumento de la fertilidad química queda también reflejado por el aumento de nutrientes, especialmente en la capa superficial, donde quedan concentrados los residuos y nutrientes que éstos aportan (Magdoff y Weil, 2004). El estudio de parámetros físico químicos relacionados con la fertilidad del suelo es un tema muy importante cuando se trata de AC, especialmente bajo nuestras condiciones mediterráneas, sin embargo en algunos casos estos parámetros evolucionan muy lentamente y por lo tanto se requieren varios años para detectar cambios significativos.

Por el contrario, los parámetros bioquímicos y microbiológicos (vitales para la calidad del suelo, por sus funciones relacionadas con la descomposición de la MO y el ciclo de nutrientes) pueden verse profundamente afectados por cambios en el manejo del suelo, resultando claramente beneficiados, en cuanto a población y actividad, bajo técnicas de LC (Madejón et al., 2007; Melero et al., 2009a,b). Dentro del estudio del suelo, la actividad microbiana es un buen indicador de la fertilidad biológica y bioquímica del mismo (Nannipieri et al., 1990; Nannipieri, 1994). Los parámetros biológicos y bioquímicos son muy sensibles a los cambios que se producen en el suelo. La biomasa microbiana varía con más rapidez y su aumento o disminución proporcionan un índice temprano de los cambios que se producen (Powlson et al., 1987; Grego et al., 1993). Anderson y Domsch (1985) ponen de manifiesto que la estimación del estado biológico del suelo puede resultar útil para detectar posibles procesos degradativos los cuales no podrían detectarse con otros métodos. Por ello los estudios dirigidos a conocer la actividad microbiana del suelo son de gran relevancia cuando se manejan criterios de calidad (García-Gil et al., 2000).

En AC se tiene un concepto de suelo, como ente vivo, por lo que la actividad biológica es de trascendental importancia. Un conocimiento de los procesos microbianos, es importante en los sistemas agrícolas, particularmente en aquellos en los que existe una entrada orgánica de nutrientes (Smith y Paul, 1990).

### **I.2.1.3. Ventajas ambientales**

Ya se ha indicado que la AC reduce en gran medida la erosión del suelo (más del 90% en el caso de NL, y más del 60% en LR) lo que se traduce en una mayor calidad

de las aguas superficiales debido a la menor dispersión de sedimentos que ello supone. Esta reducción de la dispersión de sedimentos conlleva una disminución estimada de más del 70% de los herbicidas transportados, más del 85% de los óxidos de nitrógeno y del 65% de los fosfatos solubles, además de reducirse en un 69% las pérdidas de agua por escorrentía, en comparación con áreas donde se realizan labores convencionales (AEAC/SV, 2006).

El LC también influye en la calidad del aire, disminuyendo la emisión de gases con efecto invernadero, según se ha comentado en párrafos anteriores. A las pérdidas continuadas de CO<sub>2</sub> que supone la oxidación de una mayor cantidad de MO expuesta a la acción de microorganismos bajo laboreo intensivo, hay que sumar las pérdidas físicas inmediatas ocasionadas por la profunda alteración del suelo que ocasiona su volteo, circunstancia que no se produce bajo LC, especialmente bajo su modalidad de NL (Lal, 2004; Álvaro-Fuentes et al., 2007; López-Garrido et al., 2009).

Por último, las técnicas de LC tienen un impacto muy positivo sobre la biodiversidad del medio (aumento del número de especies e individuos). Además de su efecto positivo sobre los microorganismos del suelo, como se ha detallado anteriormente (Angers et al., 1993a; Cochran et al., 1994; Dick, 1994; Kladivko, 2001; Acosta-Martínez et al., 2003; Alvear et al., 2005) también lo tiene sobre la meso y macrofauna. La agricultura convencional reduce considerablemente la biodiversidad al permanecer el suelo desprotegido durante largos periodos de tiempo, sin suministro de alimento, ni cobijo, para gran parte de la fauna en períodos críticos de su desarrollo. Por el contrario, los restos vegetales presentes bajo AC proporcionan condiciones adecuadas para el desarrollo de numerosas especies (pájaros, pequeños mamíferos, reptiles, invertebrados del suelo tales como lombrices o predadores de plagas) (López-Fando y Bello, 1995; Moreno et al., 2010).

De lo expuesto anteriormente, se deduce que las ventajas que puede introducir la implantación del LC derivan fundamentalmente de su capacidad para aumentar la MO del suelo, para lo que resulta especialmente eficaz esta técnica, según se muestra en la Tabla I.1, adaptada de Lal (2002).

**Tabla I.1.** Medidas conservacionistas (manejo de suelo y agua) que mejoran la calidad del suelo y potencian el secuestro de C (valores no aditivos).

Práctica recomendada	Secuestro potencial de C (kg/ha/año) bajo clima:			
	Húmedo templado	Árido templado	Húmedo tropical	Árido Tropical
Laboreo de Conservación	<b>500-800</b>	<b>300-500</b>	<b>200-400</b>	<b>100-200</b>
Cubiertas vegetales	400-600	200-400	150-300	50-150
Fertilidad del suelo	200-400	100-200	100-200	50-100
Manejo del agua	100-200	200-400	50-100	100-200
Sistemas de cultivo	100-200	50-100	50-100	20-50
Manejo integrado (plagas)	100-200	50-100	100-200	20-50

De cualquier forma, y a pesar de las enormes ventajas agro-ecológicas que supone su implantación, las técnicas de AC no serían exitosas si no mantuviesen, o aumentasen, el rendimiento de los cultivos (Hernández et al., 1995; Sombrero et al., 2001; Sánchez-Girón et al., 2004), aspecto que se discute a continuación.

### **I.3. RESPUESTA DE LOS CULTIVOS AL LABOREO DE CONSERVACIÓN**

Según se ha indicado, el agricultor no implantará técnicas conservacionistas si comienza a observar pérdidas en el rendimiento, incluso teniendo en cuenta el ahorro de operaciones y combustible que conlleva su establecimiento. Existen trabajos que demuestran que la implementación de este sistema ha ocasionado pérdidas de cosecha bajo determinadas circunstancias, especialmente bajo NL (Swan et al., 1994; Kirkegaard et al., 1995; Linden et al., 2000; Gajri et al., 2002), aunque como indican Linden et al. (2000), experimentos de muy corta duración (1 ó 2 años) no son suficientes para obtener conclusiones definitivas al respecto, dado que las variaciones climáticas interanuales pueden introducir a su vez variaciones significativas de rendimiento. Además, pueden producirse diferentes respuestas de cultivo en función de factores como tipo y cantidad de rastrojo, estado e intensidad de descomposición del mismo, condiciones de fertilidad del suelo, tipo de cultivo (dentro de la rotación) y otras. De ahí la necesidad de contar con experimentos de media y larga duración para poder evaluar con precisión el efecto de una determinada técnica de laboreo. En general, estas pérdidas suelen producirse cuando las técnicas de NL se implantan en suelos que no son los adecuados (por ejemplo, suelos fríos) o cuando, simplemente, no se lleva a cabo correctamente (ya que implica la disponibilidad de maquinaria adecuada, correcta aplicación de herbicidas, etc.). Con un correcto manejo, la experiencia global que recoge la literatura especializada es que los rendimientos bajo LC no son inferiores a los obtenidos con LT (Warkentin, 2001; Gajri et al., 2002). Esto también ha sido comprobado por numerosos autores en trabajos realizados en España, todos ellos tras un tiempo razonable de experimentación (López-Bellido et al., 1996; Moreno et al., 1997; Murillo et al., 1998; López-Bellido et al., 2000, 2001; López-Bellido y López-Bellido, 2001; López-Bellido et al., 2002; Bravo et al., 2003; González et al., 2003; López-Bellido et al., 2004).

En ocasiones se han detectado problemas de compactación después de varios años bajo LC, especialmente bajo su modalidad de NL (Ferrerías et al., 2000; Raper et al., 2000), aunque realmente es algo que no siempre ocurre (Lal, 1999). Cuando esto ocurre, el agricultor se enfrenta a la disyuntiva de aplicar el arado de vertedera para

reestructurar la tierra (con el riesgo de provocar pérdidas de MO y perjudicar a la fauna del suelo) o insistir en la técnica de NL, con la posibilidad de sufrir pérdidas por una posible compactación que afecte a la emergencia y rendimiento de los cultivos. La aplicación de una labor ocasional de vertedera puede resultar negativa en suelos que por sus características sean fácilmente erosionables

En las regiones más húmedas, además de problemas de compactación, las pérdidas pueden estar ocasionadas por una mayor inmovilización del N, desequilibrios en la fertilidad del suelo, dificultad en el establecimiento del cultivo, menor vigor de plántulas y mayor incidencia de malas hierbas. Sin embargo, y especialmente importante en el caso que nos ocupa, esta problemática no suele presentarse bajo nuestras latitudes, hasta el punto de que en zonas de clima árido o semiárido suelen obtenerse mejores cosechas con el LC (superados los problemas potenciales de compactación que pudieran presentarse), circunstancia que puede impulsar al agricultor hacia su establecimiento. Este aumento de cosecha suele atribuirse al aumento del contenido de agua del suelo, especialmente en años secos, consecuencia de una mejor infiltración, reducción de la escorrentía y, sobre todo, reducción de la evaporación. Como indica Herruzo Martínez (1997), bajo condiciones áridas y semiáridas mediterráneas, los rendimientos bajo LC se mantienen estables a largo plazo, mientras que bajo LT pueden ir disminuyendo paulatinamente. Aún así, es importante tener en cuenta que en suelos arenosos, muy ligeros (frecuentes en climas áridos) el LC puede no ser adecuado porque bajo estas condiciones los agregados del suelo tienden a formar una estructura angular muy compacta que dificulta el movimiento de aire y agua a través del perfil (Morris et al., 2010).

### **I.4. LA AGRICULTURA DE CONSERVACIÓN EN ESPAÑA Y EL MUNDO**

El número de hectáreas dedicadas a AC pueden estimarse en 220 millones en todo el mundo, de las cuales aproximadamente la mitad se dedican a NL. La expansión de la AC se ha producido fundamentalmente en tres grandes zonas del mundo: América del Norte, América del Sur y Australia. La introducción de estas técnicas en países de la UE ha sido más lenta que en estos últimos, aunque en los últimos años se está impulsando notablemente su establecimiento. En EEUU el número de hectáreas dedicadas a NL se estima en 26.500.000 ha (Tabla I.2). Le siguen Brasil, Argentina, Canadá y Australia, con estimas comprendidas entre 25-17 millones de hectáreas bajo NL. En España se dedican unas 650.000 ha a esta técnica (Tabla I.2), aunque como en el resto de Europa, la tendencia actual es hacia un aumento de la superficie bajo LC en

general (contabilizando todas las técnicas de LC ya se superan los dos millones de ha). Según estos valores, América estaría a la cabeza en porcentaje de superficie dedicada a no-laboreo, respecto al total mundial, con un valor medio cercano al 40% (Tabla I.3). En Europa se dedica aproximadamente un 5% del terreno agrícola a AC, siendo el 1,1% dedicado a NL con respecto al total mundial (10% del suelo agrícola europeo).

**Tabla I.2.** Área (ha) bajo agricultura de conservación (no-laboreo) en diferentes países del mundo (2008-2009). Fuente: Kassam et al., 2010.

EEUU	26.500.000
Brasil	25.502.000
Argentina	25.785.000
Canadá	13.481.000
Australia	17.000.000
Paraguay	2.400.000
China	1.330.000
Kazakhstan	1.300.000
Bolivia	706.000
Uruguay	655.000
España	650.000
Sudáfrica	368.000
Venezuela	300.000
Francia	200.000
Finlandia	200.000
Chile	180.000
Nueva Zelanda	162.000
Colombia	102.000
Ukrania	100.000
<b>Total</b>	<b>116.921.000</b>

**Tabla I.3.** Área bajo no-laboreo por continente (porcentaje con respecto al área total cultivada en el mundo bajo no-laboreo). Fuente: Kassam et al., 2010.

Sur América	49.579.000	46,8
Norte América	40.074.000	37,8
Australia y Nueva Zelanda	12.162.000	11,5
Asia	2.530.000	2,3
Europa	1.150.000	1,1
África	368.000	0,3
<b>Total en el mundo (NL)</b>	<b>105.863.000</b>	<b>100%</b>

Pero conviene insistir en que a pesar del bajo porcentaje que representa la superficie dedicada a AC en España, con respecto a otros países, su establecimiento va en aumento ya que, por una serie de factores intrínsecos a nuestras condiciones de suelo y clima, es una de las áreas donde estas técnicas pueden aportar mayores beneficios debido a que:

- Nuestras condiciones climatológicas, topográficas y edafológicas favorecen enormemente los procesos erosivos, acentuados en las últimas décadas por el laboreo intensivo. Más del 50% del suelo agrario tiene un riesgo de erosión medio a alto, cifra que en algunas regiones alcanza el 70%.
- Escasez del recurso agua y gran variabilidad interanual. El agua es, sin duda, el factor limitante de la producción en muchas zonas agrícolas españolas.
- Bajo contenido de MO en los suelos, inferior al 1,5% en muchos casos, consecuencia de nuestras condiciones climatológicas y, sobre todo, de los sistemas de laboreo empleados.

Teniendo en cuenta estas circunstancias, y la elevada aceptación de estas técnicas en diversas partes del mundo, se iniciaron a principios de los 80 una serie de ensayos en España, algunos de los cuales tienen ya más de 20 años de duración. El número de estas experiencias es considerable, abarcando a muchos grupos de investigación, con ensayos de mínimo laboreo y siembra directa comparándolos a los sistemas convencionales típicos en la mayor parte de los sistemas agrarios españoles. Todos ellos han mostrado la viabilidad económica de estos sistemas, con importantes ahorros de costes y tiempo, así como con las ventajas medioambientales y agronómicas antes señaladas. Por tanto queda confirmado que la AC es una alternativa completamente viable para aplicar en las tierras de nuestro país. Aún así, todavía es necesario potenciar su implantación y estudio, para lo que resultan muy útiles diversas acciones que, básicamente, constituyen la filosofía de actuación de la Sociedad Española de Agricultura de Conservación-Suelos Vivos:

- Concienciación de la opinión pública sobre el problema de la erosión y sus efectos así como los beneficios medioambientales de la AC.
- Concienciación al sector agrario sobre los beneficios agronómicos, medioambientales y económicos de la AC.
- Transferencia de tecnología. Al tratarse de técnicas novedosas se hace preciso una labor de extensión y de ayuda directa al agricultor en sus primeros pasos.
- Promoción de asociaciones de AC.
- Continuación de la labor investigadora.
- Acceso a la maquinaria necesaria.

- Integración de la AC en las legislaciones europeas y nacionales.

En resumen, las técnicas de AC están avaladas por numerosas experiencias y ensayos en países de todo el mundo, bajo diferentes condiciones de clima, suelo y cultivo. Por ello pensamos que la AC podría considerarse como una herramienta fundamental con la que contribuir al establecimiento de una agricultura sostenible en toda la superficie agrícola de nuestro país. La AC puede potenciar la consecución de una mayor calidad medioambiental, mejorando la calidad de los suelos, de las aguas y de la atmósfera, contribuyendo en este caso a mitigar el calentamiento global. Si a ello añadimos que bajo nuestras condiciones áridas y semi-áridas puede suponer un ahorro de agua, con el consiguiente beneficio para el rendimiento de los cultivos, es indudable que representa una alternativa viable y muy recomendable a largo plazo.

## II. OBJETIVOS

En esta Tesis Doctoral se estudia comparativamente la influencia del laboreo tradicional y el laboreo de conservación sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como en el desarrollo y rendimiento de los cultivos. El estudio se ha realizado en dos escenarios muy diferentes, parcelas experimentales sobre suelos básicos y parcelas de grandes dimensiones, en una finca comercial, sobre suelos ácidos. Estos estudios se han llevado a cabo en experimentos de corta y larga duración, planteándose los siguientes objetivos:

- Estudio de propiedades físicas del suelo: distribución del tamaño de agregados, estabilidad de agregados de 1-2 mm de diámetro en húmedo, índice de agregación, diámetro medio ponderado y contenido volumétrico de agua en el perfil de suelo (parcelas experimentales).
- Estudio de los flujos de CO<sub>2</sub> desde el suelo a la atmósfera (parcelas experimentales).
- Análisis de distintas fracciones del C orgánico del suelo (total, activo, hidrosoluble y C de la biomasa microbiana), así como sus correspondientes razones de estratificación (parcelas experimentales y finca comercial).
- Estudio de actividades enzimáticas del suelo (deshidrogenasa, β-glucosidasa y difenol oxidasa) y sus razones de estratificación (parcelas experimentales y finca comercial).
- Estudio del establecimiento, desarrollo, estado nutricional y rendimiento de los cultivos (parcelas experimentales y finca comercial).



### III. MATERIALES Y MÉTODOS

### III. MATERIALES Y MÉTODOS

#### III.1. MATERIALES

##### III.1.1. SUELOS

El estudio que se presenta en esta Tesis Doctoral, engloba tanto el seguimiento de los suelos de parcelas experimentales establecidas en la finca experimental del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS/CSIC), como el de los suelos de una finca agrícola comercial particular en el término municipal de Alange (Badajoz).

##### III.1.1.1. Parcelas experimentales

Este estudio se llevó a cabo en la finca experimental "La Hampa", perteneciente al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC). Está situada en el término municipal de Coria del Río (Sevilla), a 0,5 Km de esta localidad, con coordenadas 37° 17' N, 6° 3' O y a 30 m sobre el nivel del mar. La finca se encuentra en una zona topográficamente ondulada, perteneciente al mioceno del Aljarafe. El suelo de las parcelas se clasificó como Xerofluvent (Soil Survey Staff, 1999). En la Tabla III.1 se recogen algunas de las principales características de este suelo en las parcelas de los dos experimentos llevados a cabo según Moreno et al. (1997) y López-Garrido et al. (2009) al inicio de los experimentos.

**Tabla III.1.** Principales características de los suelos de las parcelas experimentales al inicio del experimento de larga y corta duración.

	<b>Profundidad</b> (cm)	<b>pH</b>	<b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Arena</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Limo</b> (g kg <sup>-1</sup> )	<b>Arcilla</b> (g kg <sup>-1</sup> )
Parcelas de larga duración	0-10	8,0	8,3	566	186	248
	10-30	7,9	7,1	582	176	242
Parcelas de corta duración	0-10	8,0	8,5	490	240	270
	10-30	7,6	6,9	510	235	255

En la finca experimental existe una estación meteorológica desde el año 1971, situada a unos 200 metros de las parcelas (Foto III.1). La recogida de datos y parámetros climáticos se realiza periódicamente desde ese año hasta la actualidad. El clima que caracteriza a la zona es de tipo mediterráneo. La precipitación media anual es de unos 486 mm (1971-2009), no obstante se han registrado años anormalmente secos con lluvias no superiores a 250 mm, y otros extraordinariamente húmedos con algo más de 1200 mm, lo que refleja la gran variabilidad de precipitaciones que puede darse en esta zona (Martín-Aranda, 1964; Moreno et al., 1981; Mudarra, 1988).



**Foto III.1.** Estación meteorológica situada en finca experimental La Hampa.

El régimen termométrico caracteriza el área como templada, con una media anual de temperaturas de 17,5° C. Las temperaturas más bajas se registran en los meses de diciembre a enero, con una media de mínima de 5,2° C. El mes más cálido es julio con unos 34° C, difiriendo la temperatura de verano con respecto a la de invierno en 13,4° C aproximadamente (Mudarra, 1988). Según las normas de la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999) el régimen de humedad del suelo es Xérico, siendo el de temperaturas Térmico, parámetros característicos de un clima mediterráneo (Mudarra, 1988).

#### III.1.1.2. Finca comercial

Esta finca agrícola particular "Las Arguijuelas" está localizada en el término municipal de Alange (Badajoz) con coordenadas 38° 48' 27,8" N, 6° 16' 40,6" O. Su uso había sido tradicionalmente el de dehesa y en 1995 parte de la zona fue transformada para explotación bajo laboreo de conservación (LC). La finca se encuentra en una zona topográficamente ondulada, y la parcela donde se estableció el

estudio, presenta una pendiente en torno al 1%. El material original de los suelos son pizarras del Cámbrico. El suelo es un Leptosol Éutrico (FAO, 1998), con un perfil escasamente desarrollado y de poco espesor. En la Tabla III.2 se muestran las principales características del suelo del área de estudio al inicio del experimento.

**Tabla III.2.** Características generales del suelo de la finca agrícola comercial al inicio del estudio (0-25 cm).

Parámetro	
<b>pH</b> (H <sub>2</sub> O, 1:2,5)	5,50
Conductividad eléctrica, <b>CE</b> (H <sub>2</sub> O, 1:5) (μS cm <sup>-1</sup> )	56,0
Carbono orgánico total, <b>COT</b> (g kg <sup>-1</sup> )	10,5
<b>CaCO<sub>3</sub></b> (g kg <sup>-1</sup> )	trazas
<b>N</b> (g kg <sup>-1</sup> )	1,04
<b>P-Olsen</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	6,90
<b>K asimilable</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	70,0
<b>Arena</b> (2000 < Ø < 50 μm) (%)	37,9
<b>Limo</b> (50 < Ø < 2 μm) (g kg <sup>-1</sup> )	39,6
<b>Arcilla</b> (Ø < 2 μm) (g kg <sup>-1</sup> )	22,5
<b>Capacidad de intercambio catiónico</b> (Cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	20,0

El clima de la zona es típicamente Mediterráneo (con influencia atlántica), con inviernos suaves y veranos cálidos y secos. La precipitación media anual es de unos 480 mm, no obstante, estos valores oscilan bastante, situándose las mínimas anuales en 378 mm y las máximas en 879 mm, siendo noviembre y diciembre los meses más lluviosos (los datos de pluviometría fueron facilitados por el propietario de la finca). Las temperaturas medias máximas y mínimas se sitúan entre 26° C y 8° C, con valores mínimos cercanos a 1° C y máximos en torno a 40° C (Siga, 2010).

### III.1.2. MATERIAL VEGETAL

#### III.1.2.1. Cultivos en las parcelas experimentales

En las parcelas experimentales de "La Hampa" se estableció una rotación de cultivos trigo-guisante-girasol (inicialmente trigo-girasol, incorporándose un cultivo de guisante forrajero en el año 2005). La campaña agrícola 2006-2007 correspondió al girasol, 2007-2008 al guisante y 2008-2009 al trigo.

La semilla de girasol empleada (*Helianthus annuus* L.), correspondió a la variedad híbrida simple Pioneer PR64 A71, de ciclo medio-largo, procedente de Turquía. Su germinación mínima es de un 93% y la producción media de aceite del 47%. La semilla de guisante (*Pisum sativum* L.) correspondió a la variedad arvense,

característica de la región mediterránea y el norte de África. El trigo sembrado fue duro (*Triticum durum* L.) correspondiente a la variedad semolero, R-2.

#### III.1.2.2. Cultivos en la finca comercial

Durante los años de este estudio la finca particular de "Las Arguijuelas" se sembró con trigo, habiéndose intercalado cultivos de cebada en años anteriores no contemplados en este estudio.

En la campaña 2006-2007 se sembró trigo blando Kilopondio (*Triticum aestivum* L.). En la campaña 2007-2008 se sembró trigo blando Astral (*Triticum aestivum* L.). En la campaña 2008-2009 se sembró trigo duro Bolo (*Triticum durum* L.).

### III.2. DISEÑO EXPERIMENTAL

#### III.2.1. PARCELAS EXPERIMENTALES

En las parcelas experimentales de "La Hampa" se realizaron dos estudios: un experimento de larga duración, ELD (establecido en 1992) y otro de corta duración, ECD (establecido en 2004), en los que se compararon tratamientos de LC con sus correspondientes tratamientos de LT, bajo la rotación trigo (*Triticum aestivum/durum*, L.)-girasol (*Helianthus annuus*, L.)-guisante forrajero (*Pisum sativum*, L.), en condiciones de secano. En el presente trabajo se muestran los principales resultados correspondientes a las campañas agrícolas 2006-2007, 2007-2008 y 2008-2009.

##### III.2.1.1. Experimento de larga duración (ELD)

En 1992 se seleccionó un área de aproximadamente 2500 m<sup>2</sup> para establecer las parcelas experimentales, que fueron cultivadas con trigo bajo condiciones de secano. El área se dividió en 6 subparcelas de aproximadamente 300 m<sup>2</sup> (22 x 14 m) para establecer dos tratamientos de laboreo (3 subparcelas por tratamiento, bloques al azar): LT típico de la zona para agricultura de secano y LC. En lo sucesivo, estos tratamientos serán denominados como LT<sub>L</sub> (laboreo tradicional del ELD) y LR<sub>L</sub> (laboreo reducido del ELD).

Básicamente, el LT<sub>L</sub> consistió en la aplicación de vertedera, hasta unos 25-30 cm de profundidad, con volteo de suelo para la preparación de la cama de siembra, una vez quemados los residuos del cultivo anterior (quema del rastrojo). Posteriormente se realizó una labor de grada (unos 15 cm de profundidad). Es muy importante

puntualizar que la quema del rastrojo se suprimió a partir del año 2003, debido a su prohibición en toda la Comunidad, incorporándose los residuos del cultivo precedente a la masa del suelo con las labores de preparación de la tierra mediante vertedera.

En el LR<sub>L</sub>, modalidad de laboreo reducido en este caso, se dejaron los residuos de cultivo sobre la superficie del suelo, a modo de cubierta. Se realizó una labor de 'chisel' (unos 25-30 cm de profundidad), reduciendo el número de operaciones posteriores a una sola labor de grada de discos a poca profundidad. En la Foto III.2 se muestran dos parcelas, una de LT<sub>L</sub> y otra de LR<sub>L</sub>, donde se observan claramente las diferencias entre ambos tratamientos.



**Foto III.2.** Detalle del suelo bajo LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub> en las parcelas experimentales de "La Hampa" para el experimento de larga duración (ELD).

Para comprobar que efectivamente el laboreo era de conservación (en las parcelas correspondientes de LR<sub>L</sub>), antes de la siembra de cada cultivo se estimó el porcentaje de superficie de suelo cubierta por residuos vegetales, siguiendo las indicaciones de Plaster (1992), contar cada 10 cm el número de veces que un residuo toca una cinta de 10 m, extendida varias veces en cada parcela (ángulo de 30° - 45° con las líneas de cultivo).

#### III.2.1.2. Experimento de corta duración (ECD)

Se seleccionó un área de aproximadamente 1250 m<sup>2</sup> para establecer las parcelas experimentales en 2004. El área se dividió en seis parcelas de 200 m<sup>2</sup> aproximadamente (22 x 9 m). Se establecieron dos tratamientos: laboreo tradicional (LT<sub>C</sub>) y laboreo de conservación, en su modalidad de no-laboreo (NL<sub>C</sub>), siguiendo el

mismo diseño que el utilizado en el ELD (3 subparcelas por tratamiento, bloques al azar).

El tratamiento  $LT_C$  fue idéntico a  $LT_L$ , exceptuando que en este caso nunca se realizó la quema del rastrojo, dado que ya estaba prohibida al inicio del experimento. En  $NL_C$  se suprimió cualquier tipo de labor, salvo la realizada por la 'reja' de siembra (unos 5 cm de profundidad). Como en  $LR_L$ , los restos del cultivo anterior se dejaron sobre la superficie del suelo a modo de cubierta. En la Foto III.3 se observan dos de las parcelas de los tratamientos estudiados en este experimento.



**Foto III.3.** Detalle del suelo bajo  $LT_C$  (izquierda) y  $NL_C$  (derecha) en las parcelas experimentales de "La Hampa" para el experimento de corta duración.

De nuevo, para comprobar que la cantidad de residuos en el suelo era la suficiente para la consideración de laboreo de conservación, se utilizó el método de Plaster (1992), indicado anteriormente.

#### **III.2.1.3. Siembra, fertilización y tratamientos fitosanitarios (parcelas experimentales)**

##### Girasol

La siembra del girasol se realizó el día 5 de marzo de 2007, estableciéndose una densidad final de plantas equivalente a 60000 plantas  $ha^{-1}$ . Se utilizó una sembradora de precisión con espaciado de líneas de siembra de 70 cm (Foto III.4).



**Foto III.4.** Sembradora utilizada para la siembra del girasol.

Como es tradicional en la zona, el girasol no se fertilizó. En las parcelas de los tratamientos de LC se aplicó en marzo de 2007, un tratamiento fitosanitario con trifluralina ( $2 \text{ L ha}^{-1}$ ).

#### Guisante

La siembra del guisante se realizó el día 17 de diciembre de 2007. Se utilizó una sembradora de precisión con espaciado de líneas de siembra de 15 cm. La cantidad de semillas fue de aproximadamente unos 200 kg por hectárea y no se llevó a cabo fertilización. Se efectuó un tratamiento fitosanitario en las parcelas de LC y pasillos con herbicida glifosato al 18% ( $4 \text{ L ha}^{-1}$ ).

#### Trigo

Antes del comienzo de las labores para la siembra del trigo, se administró el herbicida glifosato al 18%, en dos ocasiones (octubre y noviembre de 2008), debido a la gran cantidad de malas hierbas que proliferaron al final del ciclo del cultivo anterior (guisante) y posteriormente. Éste se suministró en todas las parcelas de LC y pasillos con una pulverizadora de brazos. En las parcelas de LT, la eliminación de malas hierbas se realizó mediante desbroce mecánico (pase de una picadora). La siembra del trigo se realizó el 18 de diciembre del 2008 con una sembradora modelo Kuhm SDE 2217/18 (Foto III.6). La cantidad de semillas que se utilizó fue de aproximadamente unos 200 kg por hectárea. Además, se suministró abono triple 15 (N-P-K) en una dosis aproximada de  $150 \text{ kg ha}^{-1}$ .



Foto III.6. Detalle de la sembradora Kuhm SDE 2217/18.

### III.2.2. FINCA COMERCIAL

El estudio en la finca comercial se llevó a cabo a lo largo de los años hidrológicos 2006-2007, 2007-2008 y 2008-2009, al igual que en el caso de las parcelas experimentales. Desde 1995 unas 200 ha se cultivaron permanentemente bajo no-laboreo NL, donde se cultivó trigo en todos los años correspondientes a nuestro estudio. El experimento que se llevó a cabo en esta finca es el que se explica a continuación.

#### III.2.2.1. Aplicación de una labor ocasional de vertedera en parcelas bajo no-laboreo (Experimento LVO-NL)

En el año 2006 se aplicó una labor de vertedera ocasional (LVO) en una franja de 60 x 30 m (tratamiento NLLV) sobre la parcela de 200 ha, para su comparación con los suelos cultivados bajo estricto no-laboreo (tratamiento NL) del resto de la parcela (Foto III.7). Se estudió el efecto inmediato de la LVO (durante esa misma campaña, 2006-2007) y su efecto residual en las dos campañas posteriores, 2007-2008 y 2008-2009. Cada parcela fue regionalizada en tres zonas para la realización de los muestreos, de forma que se pudieran tomar dos muestras por cada región para la mayoría de las variables a estudiar, generándose así 6 repeticiones por tratamiento. Como señalaron Chatterjee y Lal (2009) este diseño es viable para parcelas con tipo de suelo y pendiente similares.



**Foto III.7.** Detalle del suelo bajo los tratamientos NL y NLLV en la finca comercial de "Las Argujuelas".

En el tratamiento NLLV se aplicó el arado de vertedera hasta 30 cm de profundidad, realizándose posteriormente un pase de grada de disco (15 cm) antes de la siembra del trigo. En el tratamiento NL no se aplicó ninguna labor, dejándose sobre la superficie del suelo los residuos de la cosecha anterior (Foto III.8).

Sin embargo, conviene puntualizar que parte de los residuos fueron consumidos por ganado (ovino) durante un corto periodo en verano (a lo largo de dos semanas, durante el mes de agosto). Se trata de una práctica habitual en esta región, y en general en áreas mediterráneas semiáridas, donde los agricultores reducen al máximo el tiempo de pastoreo tras la cosecha, para disminuir así el riesgo de invasión de malas hierbas, derivado del gran potencial de las ovejas para la dispersión de las semillas (Schoenbaum et al., 2009).



**Foto III.8.** Detalle de la capa de residuos sobre el tratamiento NL.

De nuevo, para comprobar que la superficie de suelo bajo NL cubierta con residuos seguía siendo superior al 30% tras el pase de ganado, se siguió el método de Plaster (1992) indicado con anterioridad.

#### III.2.2.2. Siembra, fertilización y tratamientos fitosanitarios (finca comercial)

En la campaña 2006-2007 la siembra del trigo se realizó el 7 de enero de 2007, a razón de 180 kg ha<sup>-1</sup>. El trigo no recibió abonado de fondo durante esta campaña y sí una cobertera de 175 kg ha<sup>-1</sup> de NAC (nitrato amónico cálcico) al 27%.

En la campaña 2007-2008 la siembra se realizó el 17 de octubre de 2007 a razón de 180 kg ha<sup>-1</sup>. En este caso si se aplicó abonado de fondo, a razón de 200 kg ha<sup>-1</sup> de abono complejo (8N-15P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-15K<sub>2</sub>O) antes de la siembra y un abonado de cobertera de 100 kg ha<sup>-1</sup> de urea (46% N).

En la campaña 2008-2009 la siembra se llevó a cabo el 13 de octubre de 2008, aplicándose el mismo abonado de cobertera que durante la campaña 2006-2007. En todos los casos, el abonado se realizó según los criterios del propietario de la finca.

En las parcelas de NL, las malas hierbas se controlaron mediante la aplicación de herbicida de pre-emergencia glifosato al 18%, a una cantidad aproximada de 4 L ha<sup>-1</sup>.

### III.3. METODOLOGÍA

#### III.3.1. DETERMINACIONES EN SUELOS

##### III.3.1.1. Determinación de propiedades físicas

###### *Densidad Aparente (Da)*

Para su determinación se tomaron muestras de suelo inalteradas con cilindros de acero inoxidable de 8 cm de diámetro y 5 cm de altura. Las muestras se recogieron con una barrena especial, que permite tomar hasta tres cilindros a la vez. Los cilindros se secaron en estufa a 105<sup>o</sup> C durante 24 h y se pesaron posteriormente. La densidad aparente se calculó relacionando el contenido de agua, determinado de forma gravimétrica, con el volumen de los cilindros. Los resultados se expresaron en g cm<sup>-3</sup>.

$$Da (g / cm^3) = \frac{\text{peso seco}}{\text{volumen de suelo}}$$

Distribución de Tamaños de Agregados (DTA)

La DTA en seco se determinó con una tamizadora electromagnética en vertical (FRITSCH Analysette 3 PRO) (Foto III.9), con tamices consecutivos de tamaños 4, 2, 1, 0,5, 0,25 y 0,05 mm, colocando 200 gramos de suelo seco (previamente pasados por un tamiz de 8 mm).



**Foto III.9.** Detalle de tamizadora electromagnética FRITSCH Analysette 3 PRO.

Se estableció un tiempo de tamizado de 5 minutos, con una amplitud de 0,1 mm. El suelo recogido en cada tamiz fue recolectado y pesado para la determinación del porcentaje de cada fracción. A partir de la DTA se calcularon el DMP y el IA.

Diámetro Medio Ponderado (DMP) e Índice de Agregación (IA)

El DMP se calculó según el método de Kemper y Rosenau (1986) y fue utilizado para expresar la distribución de agregados secos. Se expresó en mm, según la fórmula:

$$DMP^* = \sum_{i=1}^n xi wi$$

Donde  $xi$  es el diámetro medio de cada fracción de tamaños y  $wi$  la proporción del peso de cada fracción con respecto al total. Según estos autores,  $DMP^*$  sobreestima generalmente el diámetro medio ponderado correspondiente al concepto original de Van Bavel (Kemper y Rosenau, 1986), por lo que se corrigió aquel según la expresión dada por Younker y McGuiness (1956):

$$DMP = 0,876 DMP^* - 0,079$$

El IA se calculó siguiendo la propuesta de Dobrzanski et al. (1975) según la siguiente expresión:

$$IA = \sum_{i=1}^n P_i Q_i$$

Donde  $P_i$  es el porcentaje de agregados en cada fracción y  $Q_i$  un factor de ponderación asignado a cada una de ellas. Los valores de  $Q_i$  se eligieron adaptando los propuestos por Dobrzanski et al. (1975) y Weill et al. (1988) a nuestras clases de agregados, según la siguiente equivalencia:

Fracción	>8	8-4	4-2	2-1	1-0,84	0,84-0,50	0,50-0,25	<0,25
$Q_i$	0	3	8,5	9,5	6	4,5	3	0

Estabilidad de Agregados en Húmedo (EAh)

La EAh se determinó en agregados secos de 1-2 mm, siguiendo el método de Kemper y Rosenau (1986). Se pesaron 4 g de agregados secos 1-2 mm (retirando previamente restos de materia orgánica) y se colocaron en un pequeño tamiz de 0,25 mm. El tamizado se realizó en un aparato de Yoder (Foto III.10), en agua destilada durante tres minutos con una longitud de golpe de 1,3 cm y una frecuencia de 35 golpes por minuto. El suelo retenido en cada tamiz se transfirió a bandejas de aluminio, se secó y finalmente se pesó. La corrección de arenas se hizo en todas las muestras dispersando los agregados estables con hexametáfosfato de sodio y tamizando de nuevo a través 0,25 mm. El resultado se expresó en porcentaje de agregados estables.



**Foto III.10.** Aparato de Yoder Ejkelkamp utilizado para la determinación de la EAh.

Medidas de agua en suelo

Para estimar la evolución temporal del contenido volumétrico de agua (CVA) en el suelo ( $\theta$ ,  $\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$ ) se usó una Profile Probe (Foto III.11), fabricada por Delta-T Devices Ltd., UK. Se trata de un aparato basado en el método capacitivo (método dieléctrico), fundamentado en la reflectometría del dominio de frecuencia (FDR, *frequency domain reflectometry*).



**Foto III.11.** Sonda Profile Probe.

La sonda tiene seis sensores para la lectura de  $\theta$ , a 10, 20, 30, 40, 60 y 100 cm de profundidad. Con los valores registrados se determinó el contenido de humedad en todo el perfil del suelo en varios muestreos a lo largo de cada campaña agrícola. Para la conversión de los mV suministrados por la sonda  $\theta$  ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ), se aplicó la ecuación:

$$(\epsilon)^{0,5} = 1,125 - 5,53 V + 67,17 (V)^2 - 234,42 (V)^3 + 413,56 (V)^4 - 356,68 (V)^5 + 121,53 (V)^6$$

El método FDR implica la medida de la capacitancia y de la conductividad eléctrica a una frecuencia fija. La capacitancia del sistema tierra-electrodos viene dada por:

$$C = g \epsilon$$

Donde  $C$  es capacitancia,  $g$  es un factor geométrico con unidades en Faradios, cuyo valor es dependiente de la geometría del sistema y  $\epsilon$  la permisividad del dieléctrico del sistema (adimensional).

Para disminuir errores de medida, la sonda FRD se calibró en los suelos de las parcelas experimentales, obteniéndose la siguiente recta de calibrado:

$$y = 2,1157 + 957 x$$

Donde  $x$  es el CVA e  $y$  es  $\varepsilon^{0,5}$ .

En las parcelas experimentales se instalaron dos tubos de acceso para la Profile Probe por tratamiento, hasta 1 metro de profundidad, realizándose medidas periódicas durante los tres años de estudio.

### III.3.1.2. Determinación de contenidos de C y parámetros bioquímicos

#### III.3.1.2.1. Toma y preparación de muestras

En las parcelas experimentales la toma de muestras para la determinación de características químicas y biológicas se realizó periódicamente mientras que en la finca comercial se realizaron tres muestreos por campaña agrícola. En ambos casos las muestras se tomaron a las profundidades de 0-5, 5-10 y 10-25 centímetros. Las muestras de suelo se trasladaron al laboratorio en neveras portátiles. Una parte de cada muestra se utilizó para la determinación inmediata de la humedad; el resto se tamizó en húmedo (luz de malla 2 mm) y se dividió en dos fracciones. Una de ellas se almacenó inmediatamente a 4° C en bolsas de plástico hasta la realización de los análisis de propiedades biológicas. La otra fracción se secó al aire para su posterior análisis químico.

#### III.3.1.2.2. Determinación de fracciones de carbono

##### Carbono Orgánico Oxidable (C orgánico total, COT)

Se siguió el método propuesto por Walkley y Black (1934), consistente en la oxidación de 1 g de muestra con  $K_2CrO_7$  1 N en medio ácido ( $H_2SO_4$  concentrado), y posterior valoración del exceso de dicromato con sal de Mohr (disolución 0,5 N de sulfato ferroso-amónico), empleando difenilamina como indicador. El contenido de COT se expresó en  $g\ kg^{-1}$ .

##### Carbono Activo (CA)

Se determinó mediante la oxidación de la muestra con  $KMnO_4$  0,2 M en  $CaCl_2$  1 M. Tras el proceso analítico, el  $Mn^{7+}$  no reducido se determinó colorimétricamente a 550 nm (Weil et al., 2003), en espectrofotómetro Perkin Elmer.

#### Carbóno Hidrosoluble (CH)

La extracción del CH se realizó con agua destilada usando una relación 1:10 (suelo/disolución) mediante agitación ( $140 \text{ agitaciones min}^{-1}$ ) durante 1 h a temperatura ambiente en un agitador de vaivén (Selecta Rotabit). Los extractos se centrifugaron durante 6 min a 10000 rpm (12000 g) y el sobrenadante se filtró por papel de filtro Whatman 1 (diámetro de poro  $< 11 \mu\text{m}$ ). La concentración de C en el extracto se midió en un analizador de carbono TOC-VCSH Shimadzu. Los resultados se expresaron en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

#### Carbóno de la Biomasa Microbiana (CBM)

El CBM fue determinado por el método de fumigación-extracción con cloroformo, modificado por Gregorich et al. (1990). Las muestras son fumigadas con cloroformo (0,5 mL) durante 5 minutos; el solvente disuelve las membranas y las paredes celulares de los microorganismos liberando el contenido. Se extrae el C con una solución de sulfato potásico 0,5 M, se agita 15 minutos, se filtra y se elimina el exceso de cloroformo haciendo pasar aire libre de  $\text{CO}_2$  en el extracto. Los controles siguen el mismo procedimiento sin la fumigación con cloroformo. La concentración de C en los extractos se midió en un analizador de carbono TOC-VCSH Shimadzu. Para transformar la diferencia de C soluble a CBM entre la muestra fumigada y la no fumigada se empleó un coeficiente de eficacia de 0,38 (Vance et al., 1987). El CBM se expresó en  $\text{mg kg}^{-1}$ .

### **III.3.1.2.3. Determinación de actividades enzimáticas**

#### Actividad Deshidrogenasa (AED)

La AED se determinó según el método de Trevors (1984), basado en la incubación de la muestra de suelo (1 g en húmedo) durante 20 h en oscuridad en presencia de 1 ml de tampón Tris-HCl (pH 7,5) y de una disolución de cloruro 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenol 5 fenil tetrazolio (INT) al 0,4 %. Al final de la incubación, el producto formado (iodonitrofenil formazano, INTF) se extrajo del suelo con metanol, agitando vigorosamente durante 1 min. Paralelamente, se prepararon controles sin INT. La absorbancia del extracto se determinó en espectrofotómetro Perkin Elmer (Lambda EZ210) a 490 nm frente a disoluciones patrón preparadas con distintas concentraciones de INTF. Los resultados se expresaron en  $\text{mg INTF kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

#### Actividad $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -Glu)

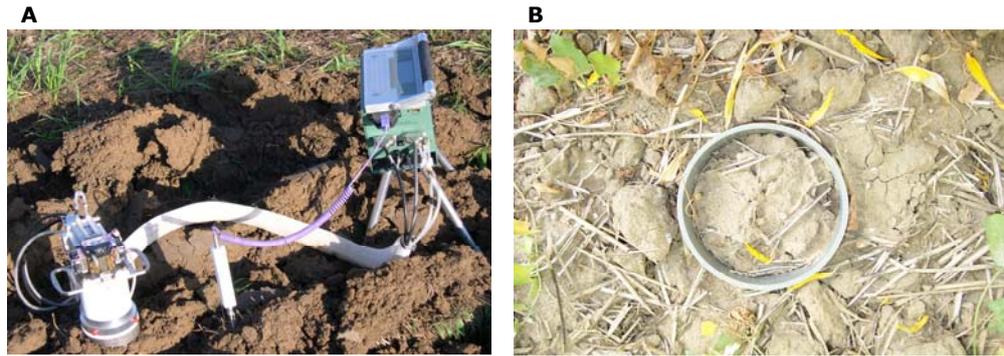
La determinación de la actividad  $\beta$ -Glu se realizó según Tabatabai (1982), incubando 1 g de suelo (peso húmedo), durante 1 h en tampón glucopiranosido (PNG) (0,025 M), en un baño de agitación (Selecta Unitronic Or). Al término de la incubación, se añadieron 1 ml de  $\text{CaCl}_2$  (0,5 M) y 4 ml de tampón Tris (0,1 M pH 12), y la suspensión se filtró. Los controles se prepararon añadiendo PNG después de la incubación. En el extracto filtrado, la concentración del producto formado, p-nitrofenol (PNF), se determinó en espectrofotómetro a 400 nm. La recta patrón se preparó a partir de disoluciones de concentración conocida de PNF. El resultado se expresó en  $\text{mg PNF kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ .

#### Actividad Difenol Oxidasa (DfOx)

La determinación de la actividad DfOx se realizó según el método de Perucci et al. (2000), incubando 1 g de suelo (peso húmedo), durante 10 minutos en tampón fosfato y solución reactiva (catecol + prolina). Tras la incubación se añadieron 5 ml de etanol (extractante). La mezcla se centrifugó y se filtró. Los controles se prepararon uno sin suelo y catecol y otro con suelo y sin catecol. En el extracto obtenido se midió la concentración de la mezcla prolina-benzoquinona a 525 nm en el mismo espectrofotómetro utilizado para las actividades enzimáticas anteriores.

#### **III.3.1.3. Determinación de flujos de $\text{CO}_2$**

Los flujos de  $\text{CO}_2$  (suelo-atmósfera) se midieron mediante un sistema de intercambio de gases LICOR 6400 (LI-COR, Environmental Division, Lincoln, NE, USA), utilizando la cámara modelo 6400-09 (Foto III.12A) y cilindros de PVC de 71,6  $\text{cm}^2$  de superficie (Foto III.12B). El sistema está provisto de una sonda termopar que mide la temperatura del suelo. Para reducir al mínimo posibles interferencias superficiales, los cilindros de PVC se colocaron con suficiente antelación a las medidas, a una profundidad de 3,8 cm. Se colocaron al azar seis cilindros de PVC por tratamiento, tanto en el ELD como en el ECD (el sistema LICOR realiza una media de 3 medidas en cada cilindro). El tiempo de medida varió según la concentración de  $\text{CO}_2$  dentro del compartimento, oscilando entre 3 y 8 minutos. Todas las observaciones fueron realizadas durante el día, en horas comprendidas entre las 10:30 y 13:00. Se asume que las medidas hechas en este período del día, representan el flujo medio diario (Álvaro-Fuentes et al., 2007).



**Foto III.12.** Sistema LICOR 6400, cámara de suelos y sonda de temperatura (A) y detalle de uno de los cilindros de PVC colocados en el suelo para las medidas de flujo de CO<sub>2</sub> (B).

Se realizaron dos tipos de medidas:

- a) **Medidas periódicas:** llevadas a cabo mensualmente durante los periodos octubre 2006-julio 2007, enero 2008-julio 2008 y enero 2009-julio 2009.
- b) **Medidas puntuales:** realizadas inmediatamente después de las labores agrícolas de preparación del terreno para la siembra del girasol (campana 2006-2007). En las parcelas NL<sub>C</sub> también se midió el flujo de CO<sub>2</sub>, aunque en este caso no se aplicaran labores, por ser las parcelas de siembra directa. Las medidas se realizaron el día anterior a las labores (-24 h), inmediatamente después (0 h), 3, 6 y 24 h después de estas prácticas. En este experimento, cada lectura de flujo se tomó 3 minutos después de que el cilindro de PVC se insertara en el suelo, con el fin de evitar valores poco realistas causados por la inmediata inserción del anillo en el suelo (Álvaro-Fuentes et al., 2007). En las parcelas de NL<sub>C</sub> se utilizaron los cilindros ya instalados para las medidas periódicas. Momentos antes de cada medida se apagaba el motor del tractor para evitar cualquier influencia derivada de los gases del vehículo.

Tanto en las medidas periódicas como en las puntuales, la temperatura del suelo se midió simultáneamente al flujo de CO<sub>2</sub> con una sonda manual insertada a unos 10 cm de profundidad y a una distancia cercana a la cámara. Paralelamente a estas medidas se tomaron muestras de suelo para calcular la humedad por gravimetría y determinación del resto de parámetros (fracciones de C y actividades enzimáticas).

### III.3.2. DETERMINACIONES EN PLANTAS

#### III.3.2.1. Medidas en campo

##### Emergencia

La emergencia del girasol se determinó por conteo del número de plantas emergidas por metro lineal, varias veces al azar, en las líneas de siembra (Foto III.13A).



**Foto III.13.** Detalle de las líneas de siembra en el cultivo de girasol (A) y cuadrado de 25 x 25 cm para el conteo de plántulas germinadas de guisante y trigo (B).

En el caso de los cultivos de trigo y guisante, el conteo de plantas se realizó utilizando un cuadrado de 25 cm de lado (Foto III.13B), lanzándolo varias veces al azar en cada parcela. En todos los casos se realizaron varios muestreos en las primeras semanas tras la siembra, con el fin de observar la posible emergencia tardía de algunas plántulas, así como la pérdida de algunas otras.

##### Crecimiento

Para determinar el crecimiento en altura de los diferentes cultivos, se realizaron medidas al azar en 15-20 plantas por parcela (según cultivo) durante distintas fases del ciclo.

### III.3.2.2. Determinaciones analíticas en el material vegetal

Se tomaron muestras de la parte aérea de las plantas en diferentes fases del cultivo a estudiar. El material vegetal se llevó inmediatamente al laboratorio para su lavado y secado a 70° C durante 48 h. Posteriormente se molió en un molino Ika Labortechnik y se guardó en sobres de papel antihumedad, en cámara fría, para su posterior análisis.

#### N-Kjeldahl

Para la determinación del N-Kjeldahl, las muestras molidas y secas (se volvió a realizar un secado de las muestras molidas, a 70° C durante dos horas) se trataron con ácido sulfúrico concentrado en presencia de catalizador (mezcla de Se y K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) a 380° C durante 2 h. El nitrógeno amoniacal se determinó por el método del indofenol en un autoanalizador Bran + Luebbe AIII. Los resultados se expresaron como g 100 g<sup>-1</sup> (%) de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> sobre muestra seca.

#### Nitratos

La extracción de nitratos se realizó con agua destilada (relación 1/125). La suspensión se agitó durante 1 h y se filtró. El extracto resultante se analizó en un autoanalizador de flujo segmentado modelo AA3 de Bran+Luebbe con detección espectrofotométrica.

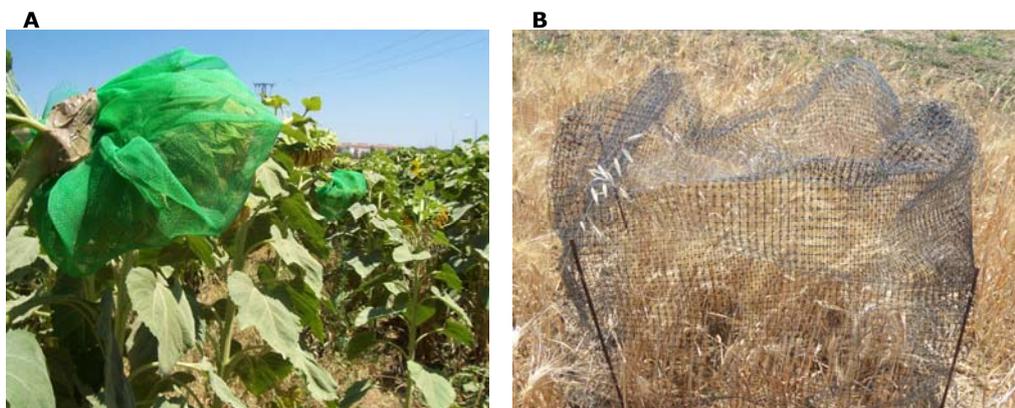
#### Nutrientes y equilibrio nutricional DRIS

Para el análisis del material vegetal, la digestión de las muestras se realizó con HNO<sub>3</sub> concentrado, por vía húmeda, bajo presión en horno microondas (Milestone Ethos 900, s.r.l., Sorisole, Italia) en vasos de teflón (relación 1/8). Las muestras se dejaron reposar durante toda la noche, procediendo a la digestión en microondas al día siguiente. Posteriormente, las muestras tratadas se diluyeron con agua desionizada hasta 50 ml y a continuación se filtraron por papel de filtro Whatman 2 (diámetro de poro < 8 µm). Los extractos se recogieron y preservaron en cámara fría hasta su análisis. La determinación de macronutrientes y micronutrientes en las disoluciones se realizó mediante ICP-OES (espectrometría óptica con plasma acoplado inductivamente). Para controlar la calidad de las determinaciones, se analizó la muestra de referencia NCS DC 73350 (álamo blanco, 'China National Analysis Center for Iron and Steel').

Además de los intervalos de suficiencia (concentraciones consideradas adecuadas para cada estado fenológico), también se determinó el equilibrio nutricional según el criterio DRIS (Diagnosis and Recommendation Integrated System, Walworth y Sumner (1987)) para los cultivos de girasol y trigo. Este sistema evalúa distintas relaciones binarias entre diversos nutrientes del cultivo en estudio, comparándolas con las normas establecidas para ese mismo cultivo (relaciones óptimas obtenidas a partir de experimentos en los que se consiguió un rendimiento alto). Se obtienen así una serie de funciones, cuya integración proporciona un índice para cada nutriente en particular, que no es más que la media aritmética de los valores de todas las funciones en las que interviene el nutriente en cuestión. En el caso del girasol, los índices DRIS se calcularon según las normas propuestas por Grove y Sumner (1982), utilizándose las de Amundson y Koehler (1987) para el trigo.

#### III.3.2.3. Rendimiento y calidad de cosecha

Para realizar una estima del rendimiento, en el girasol se seleccionaron varios individuos representativos de cada parcela, a los que se les cubrió el capítulo con anterioridad a la maduración del fruto (Foto III.14A). En el caso de los cultivos de trigo y guisante se establecieron micro parcelas de 1 m<sup>2</sup> cubiertas con mallas, dos micro parcelas por cada sub-parcela, para evitar la acción de los pájaros (Foto III.14B), mientras que en grandes extensiones agrícolas este consumo no altera en exceso el rendimiento, en pequeñas parcelas puede incidir de forma importante en los resultados. El establecimiento de las mallas protectoras se realizó en la fase vegetativa de ambos cultivos. En todos los casos el desgranado de semillas se realizó a mano. Los resultados obtenidos, por tanto, representan un rendimiento potencial.



**Foto III.14.** Detalle de la malla protectora en planta de girasol (A) y en el trigo (B).

### III.4. TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE LOS RESULTADOS

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó el programa SPSS 15,0 para Windows. Para cada pareja de tratamientos ( $LT_L$  vs.  $LR_L$  y  $LT_C$  vs.  $NL_C$  en las parcelas experimentales y  $NLLV$  vs.  $NL$  en la finca comercial) la comparación de medias se hizo mediante el test T-Student, adoptándose niveles de significación  $p < 0,05$  y  $p < 0,01$ . Cuando fue necesario considerar más de dos tratamientos conjuntamente, se aplicó el análisis ANOVA para un factor realizándose el test de Tukey en caso de homogeneidad de las varianzas, o el test de Games-Howell en caso contrario. Previamente, los datos se sometieron al test de Shapiro-Wilk para conocer si las variables de estudio seguían una distribución normal. Las variables que no presentaron esta distribución (test de Kolmogorov-Smirnov) fueron transformadas logarítmicamente antes de su tratamiento estadístico.

Para estudiar aquellos factores que explicaban la mayor parte de la variabilidad global del sistema se realizó un análisis de componentes principales. El análisis factorial por el método de componentes principales puede aplicarse como un procedimiento de interpretación de variables para realizar una identificación de los rasgos comunes que aparecen entre las respuestas de las variables sobre la función objetivo. Se obtienen varias variables ficticias que permiten relacionar y resumir una variable o conjunto de variables con la función objetivo correspondiente.

Además se realizó un análisis discriminante para escoger, a partir de un número de parámetros físico-químicos medidos (COT, CH, CA, CBM, AED,  $\beta$ -Glu y DfOx), que caracterizan un fenómeno (el efecto del laboreo), clasificar estos parámetros en categorías y grupos de categorías. Para lograr este objetivo se construye una función discriminante de la función objetivo como combinación lineal del grupo de parámetros que caracterizan el fenómeno comparándose estadísticamente entre sí logrando una mayor o menor significación de las medidas. Así, algunas variables, que añaden poca capacidad predictiva dentro del conjunto, pueden ser bien explicadas por las otras y otras variables pueden ser excluidas, porque no aportan diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) en la función objetivo de los grupos construidos por análisis de clusters.



## IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

**IV.1. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE  
LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN PARCELAS  
EXPERIMENTALES**

## **IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **IV.1. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN PARCELAS EXPERIMENTALES**

#### **IV.1.1. EFECTO EN SUELOS**

##### **IV.1.1.1. Propiedades Físicas**

###### **IV.1.1.1.1. Estructura del suelo**

Los distintos sistemas de laboreo pueden introducir cambios en algunas características físicas del suelo como son la densidad aparente, la porosidad y la agregación, lo que a su vez ocasiona variaciones en las propiedades hídricas, térmicas y mecánicas del suelo (Gajri et al., 2002).

Todo ello va a influir decisivamente en la capacidad del suelo para permitir el flujo de líquidos, solutos, gases y calor, así como en su resistencia a la erosión y, en último término, en la capacidad para desarrollar las funciones que le son propias.

La estructura del suelo es una variable de gran importancia a la hora de establecer su calidad, pues controla un número significativo de procesos y propiedades, como son la disponibilidad de agua y nutrientes para el crecimiento y rendimiento de los cultivos, la dinámica de descomposición de los residuos de cultivo y la susceptibilidad del suelo a la erosión (Bronick y Lal, 2005a). Recientes trabajos (Chan et al., 1994; Yang y Wander, 1998; Carter, 2004; Bronick y Lal, 2005b; Álvaro-Fuentes et al., 2008a) resumen una gran variedad de estudios en todo el mundo acerca de los factores que afectan a la estructura del suelo y las prácticas de manejo que preservan la estabilidad estructural. Por ejemplo, las prácticas agrícolas que aumenten el COT en el suelo, como es el caso del LC, pueden influir positivamente en la estructura, contribuyendo a la formación y estabilización de agregados. El tipo de sistema de cultivo también puede tener influencia en la agregación del suelo, aunque

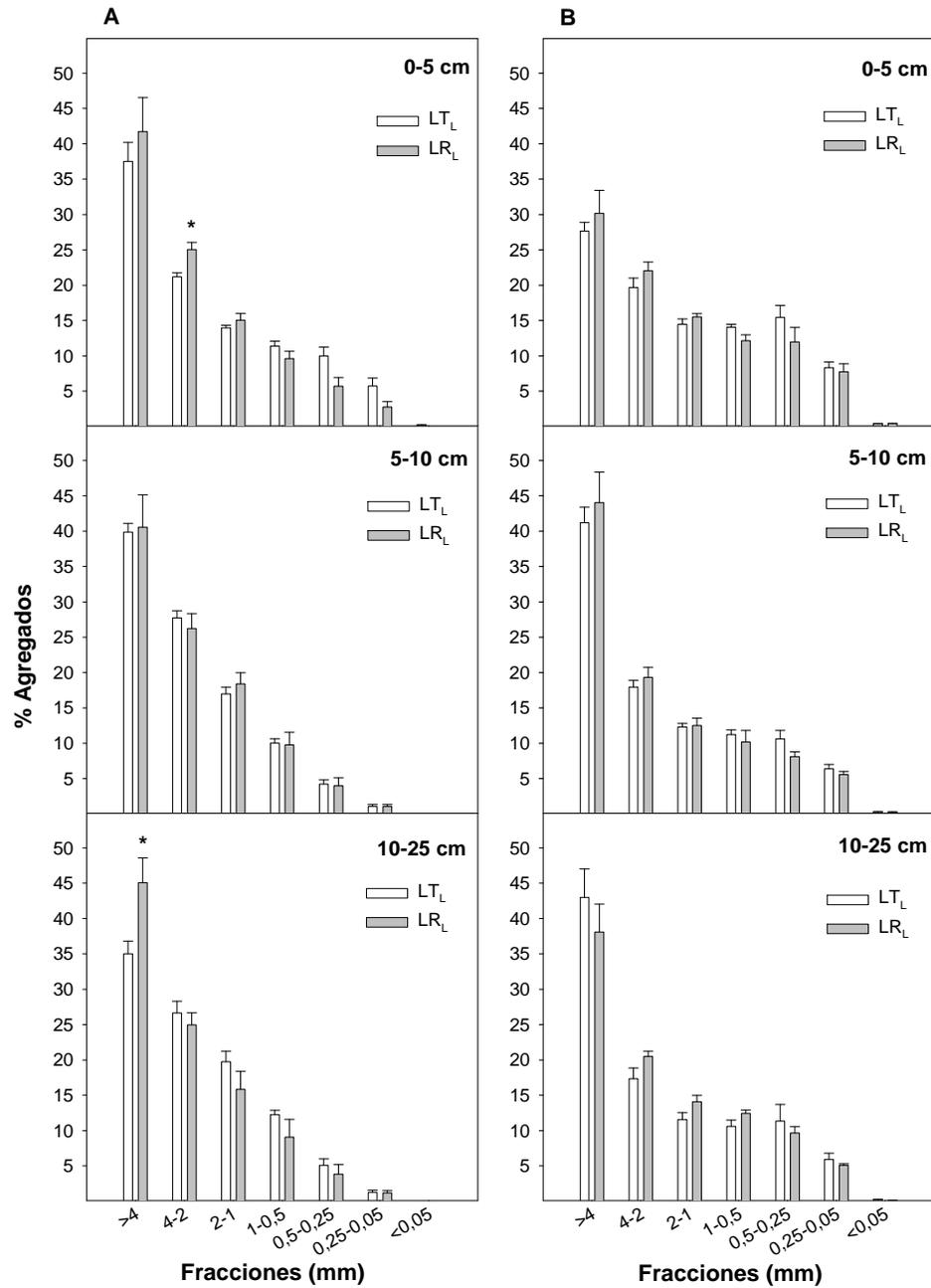
en condiciones semiáridas, los cambios inducidos por este motivo, se estima que son reducidos, debido a las bajas entradas de C en estas condiciones climáticas (Masri y Ryan, 2006).

En este apartado se presentan diversos parámetros que caracterizan la agregación del suelo, como son la distribución de tamaños de agregados (DTA), el diámetro medio ponderado (DMP), el índice de agregación (IA) y la estabilidad de agregados de 1-2 mm de diámetro en húmedo (EAh) para tres profundidades de suelo (0-5, 5-10 y 10-25 cm). Este estudio se llevó a cabo en la finca experimental de La Hampa, tanto en las parcelas del experimento de larga duración (ELD) como en las del de corta duración (ECD). Los muestreos de suelo se realizaron en dos fechas diferentes, marzo y octubre de 2007.

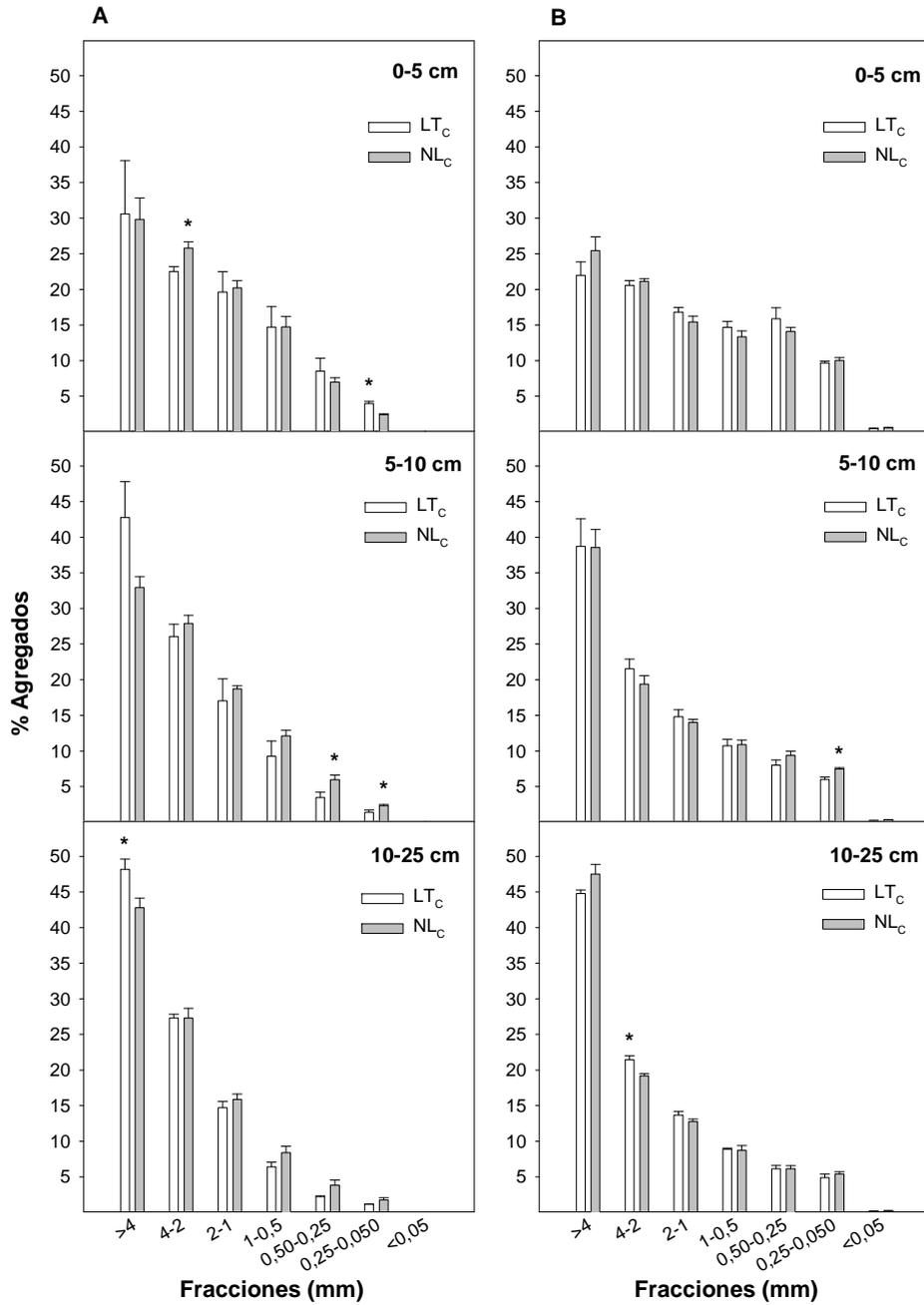
En el ELD y para las dos fechas de muestreo consideradas, los valores de DTA mostraron, aunque no siempre de forma estadísticamente significativa, un mayor porcentaje de agregados  $>1$  mm en  $LR_L$  que en  $LT_L$ , especialmente en los primeros 5 cm de suelo (Fig. IV.1.1). En 5-10 cm de profundidad se observaron tamaños de agregados prácticamente iguales entre ambos tratamientos. En 10-25 cm la tendencia no es clara, donde se obtuvo un mayor porcentaje de agregados  $> 4$  mm significativamente mayor en  $LR_L$  que en  $LT_L$  durante el muestreo realizado en marzo de 2007, mientras que en el muestreo de octubre esta tendencia pareció invertirse.

En el ECD, por el contrario, no se observó un efecto claro del tratamiento de laboreo (Fig. IV.1.2). Quizá, podríamos destacar un porcentaje ligeramente menor de agregados  $<1$  mm bajo  $NL_C$  que bajo  $LT_C$  en 0-5 cm de profundidad para las dos fechas de muestreo, pero esta tendencia se invierte en las otras dos profundidades. Al igual que en el ELD, los resultados obtenidos en 5-10 y 10-25 cm de profundidad, no mostraron diferencias claras entre tratamientos de laboreo.

En cualquier caso, la primera profundidad parece ser la más representativa de los cambios originados en la DTA debido a las diferentes técnicas de laboreo. Además, estas diferencias fueron más acentuadas en el ELD, seguramente debido al mayor número de años bajo laboreo de conservación (15 años vs. 3 años del ECD).



**Figura IV.1.1.** Distribución de tamaños de agregados de suelo  $\pm$  error estándar, según tratamiento de laboreo ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y profundidad de suelo (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en el experimento de larga duración para las dos fechas de muestreo consideradas: marzo (A) y octubre (B) de 2007. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco ( $p < 0,05$ ).



**Figura IV.1.2.** Distribución de tamaños de agregados de suelo  $\pm$  error estándar, según tratamiento de laboreo ( $LT_c$  y  $NL_c$ ) y profundidad de suelo (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en el experimento de corta duración para las dos fechas de muestreo consideradas: marzo (A) y octubre (B) de 2007. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco ( $p < 0,05$ ).

En cuanto al momento de muestreo, de la primera (marzo) a la segunda fecha (octubre) se observó un aumento significativo del porcentaje de agregados de menor tamaño, especialmente de los inferiores a 0,5 mm de diámetro, en todos los tratamientos de laboreo y en las tres profundidades de suelo estudiadas (Tabla IV.1.1). Por el contrario, se observó un descenso significativo de agregados grandes (4-1 mm), sobre todo en los tratamientos  $LT_L$  y  $NL_C$ . Esto pone de manifiesto la variabilidad temporal de estas medidas, afectadas por la presencia o ausencia de cultivo y su estado de crecimiento.

**Tabla IV.1.1.** Aumento (↑) o disminución (↓) significativas ( $p < 0,05$ ) del tamaño de diferentes fracciones de agregados entre el muestreo de marzo y el de octubre de 2007 en las tres profundidades estudiadas y en todos los tratamientos.

Trat.	Prof. (cm)	Fracción (mm)							
		>4	4-2	2-1	1-0,84	0,84-0,50	0,50-0,25	0,25-0,05	<0,05
$LT_L$	0-5	↓				↑			↑
	5-10		↓	↓	↓		↑		
	10-25		↓	↓	↓			↑	↑
$LR_L$	0-5						↑	↑	↑
	5-10		↓	↓			↑	↑	↑
	10-25						↑	↑	↑
$LT_C$	0-5						↑	↑	↑
	5-10						↑	↑	↑
	10-25		↓			↑	↑	↑	↑
$NL_C$	0-5		↓	↓			↑	↑	↑
	5-10		↓	↓			↑	↑	↑
	10-25	↑	↓	↓			↑	↑	↑

El efecto del laboreo sobre el DMP de los agregados del suelo fue muy similar al observado para la DTA. Así, aunque no de manera estadísticamente significativa, en el ELD, en general, los valores de DMP fueron ligeramente superiores bajo  $LR_L$  que bajo  $LT_C$  (Tabla IV.1.2). En el ECD las diferencias entre tratamientos se reducen a 0-5 cm de profundidad, donde el DMP es superior bajo  $NL_C$  que bajo  $LT_C$  (Tabla IV.1.3). Tal y como cabría esperar de los datos de la DTA, también el DMP disminuyó del primer al segundo muestreo, aunque igualmente esta disminución sólo se observó de forma significativa en los tratamientos  $LT_L$  y  $NL_C$  y en los primeros 5 cm de suelo estudiados (Tabla IV.1.4). Esto podría deberse, en parte, a la rotura de agregados durante la época seca de verano y la ausencia de cultivo desde agosto. La disminución de DMP concuerda con lo obtenido por Álvaro-Fuentes et al. (2007 y 2008a) que obtuvieron los mayores valores en el periodo primaveral y los menores tras el verano en todos los tratamientos de laboreo (tradicional, reducido y no-laboreo). Yang y Wander (1998), estudiando las variaciones en DMP a lo largo de diferentes campañas agrícolas, concluyeron que estas variaciones temporales en el tamaño de agregados secos,

estaba afectada por varios factores, como el contenido de agua en el suelo, las labores agrícolas y las prácticas de cultivo. El desarrollo de las plantas, especialmente el crecimiento de la raíz, puede promover la agregación de suelo, debido a la liberación de componentes orgánicos, uniendo las partículas de suelo y estimulando la actividad microbiana (Angers y Caron, 1998; Six et al., 2004).

**Tabla IV.1.2.** Diámetro medio ponderado de agregados de suelo (DMP) e índice de agregación (IA)  $\pm$  error estándar, según tratamiento de laboreo ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y profundidad (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en el experimento de larga duración para las dos fechas de muestreo consideradas.

Muestreo	Profundidad (cm)	Tratamiento	DMP (mm)	IA
Marzo 2007	0-5	$LT_L$	2,74 $\pm$ 0,14	510 $\pm$ 2,05
		$LR_L$	3,05 $\pm$ 0,20	545 $\pm$ 11,4
	5-10	$LT_L$	3,05 $\pm$ 0,05	578 $\pm$ 3,50
		$LR_L$	3,06 $\pm$ 0,20	579 $\pm$ 13,6
	10-25	$LT_L$	2,82 $\pm$ 0,05	594 $\pm$ 19,5
		$LR_L$	3,23 $\pm$ 0,33	553 $\pm$ 27,4
Octubre 2007	0-5	$LT_L$	2,23 $\pm$ 0,08	501 $\pm$ 13,9
		$LR_L$	2,41 $\pm$ 0,17	519 $\pm$ 10,0
	5-10	$LT_L$	2,83 $\pm$ 0,09	479 $\pm$ 10,1
		$LR_L$	3,00 $\pm$ 0,17	488 $\pm$ 16,5
	10-25	$LT_L$	2,89 $\pm$ 0,18	471 $\pm$ 16,7
		$LR_L$	2,76 $\pm$ 0,16	511 $\pm$ 12,8

**Tabla IV.1.3.** Diámetro medio ponderado de agregados de suelo (DMP) e índice de agregación (IA)  $\pm$  error estándar, según tratamiento de laboreo ( $LT_C$  y  $NL_C$ ) y profundidad (0-5, 5-10 y 10-25 cm) en el experimento de corta duración para las dos fechas de muestreo consideradas. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco ( $p < 0,05$ ).

Experimento	Profundidad (cm)	Tratamiento	DMP (mm)	IA
Marzo 2007	0-5	$LT_C$	2,50 $\pm$ 0,34	565 $\pm$ 22,2
		$NL_C$	2,55 $\pm$ 0,13	592 $\pm$ 11,2
	5-10	$LT_C$	3,15 $\pm$ 0,31	567 $\pm$ 32,4
		$NL_C$	2,73 $\pm$ 0,07	590 $\pm$ 5,94
	10-25	$LT_C$	3,41 $\pm$ 0,06*	554 $\pm$ 6,04
		$NL_C$	3,17 $\pm$ 0,07	564 $\pm$ 9,19
Octubre 2007	0-5	$LT_C$	1,99 $\pm$ 0,10	518 $\pm$ 7,17
		$NL_C$	2,16 $\pm$ 0,09	508 $\pm$ 8,68
	5-10	$LT_C$	2,82 $\pm$ 0,15	515 $\pm$ 15,5
		$NL_C$	2,75 $\pm$ 0,09	494 $\pm$ 9,97
	10-25	$LT_C$	2,10 $\pm$ 0,03	508 $\pm$ 6,43*
		$NL_C$	3,17 $\pm$ 0,07	487 $\pm$ 3,67

El IA siguió un comportamiento paralelo a lo observado en los dos parámetros comentados anteriormente, obteniéndose valores ligeramente superiores en los tratamientos de laboreo de conservación ( $LR_L$  y  $NL_C$ ) y en 0-5 cm de profundidad,

fundamentalmente (Tablas IV.1.2 y IV.1.3), aunque sin diferencias estadísticas significativas entre tratamientos. Estos resultados son del mismo orden que los obtenidos por López (1993).

En cuanto al comportamiento de uno a otro muestreo, el IA también tendió a disminuir, de nuevo en  $LT_L$  y  $NL_C$  (Tabla IV.1.4).

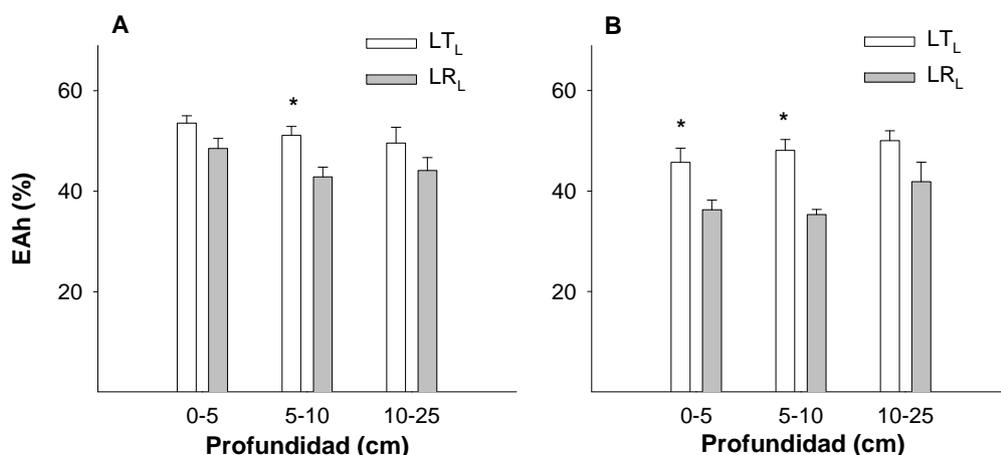
**Tabla IV.1.4.** Aumento (↑) o disminución (↓) significativas ( $p < 0,05$ ) del diámetro medio ponderado (DMP), índice de agregación (IA) y estabilidad de agregados (EAh) entre el muestreo de marzo y el de octubre de 2007 en las tres profundidades estudiadas y en los tratamientos de ambos experimentos.

Experimento	Tratamiento	Profundidad (cm)	DMP	IA	EAh
Larga duración	$LT_L$	0-5	↓		↓
		5-10		↓	
		10-25		↓	
	$LR_L$	0-5			↓
		5-10			↓
		10-25			
Corta duración	$LT_C$	0-5			
		5-10			
		10-25	↓	↓	
	$NL_C$	0-5	↓	↓	
		5-10		↓	
		10-25		↓	

Otro parámetro de gran importancia a la hora de estudiar la estructura de un suelo es la EAh, propiedad determinante de la susceptibilidad del suelo a la erosión hídrica y, por tanto, de la sostenibilidad y capacidad del suelo para la producción agrícola (Amézketa, 1999). En el ELD y en las dos fechas de muestreo, la EAh de 1-2 mm resultó mayor bajo  $LT_L$  que bajo  $LR_L$  a lo largo de todo el perfil de suelo considerado (Figura IV.1.3). Este resultado, en principio, resulta inesperado debido a que la concentración de COT en estos agregados fue ligeramente mayor, entre un 13-15% superior en  $LR_L$  que en  $LT_L$  (14,0 frente a 12,4 g kg<sup>-1</sup>, respectivamente en 0-5 cm) (Tabla IV.1.5). Según la literatura, la MO del suelo es un factor importante de estabilización de la estructura del suelo frente al agua (Unger, 1994; Smil, 1999; Kumar y Goh, 2000; López et al., 2003).

Este resultado, de EAh mayor en el tratamiento de laboreo tradicional, es opuesto al observado por diversos autores (Angers et al., 1993b; Franzluebbers y Arshad, 1996; Six et al., 2000), que obtuvieron mayor EAh en tratamientos de LC. En cuanto a las diferencias observadas entre uno y otro muestreo, la EAh tendió a disminuir tanto en  $LT_L$  como en  $LR_L$ , fundamentalmente a 0-5 cm de profundidad (Tabla IV.1.4), caso contrario a lo que observaron Álvaro-Fuentes et al. (2007), que

vieron un aumento de la EAh tras el verano tanto en laboreo tradicional como reducido.



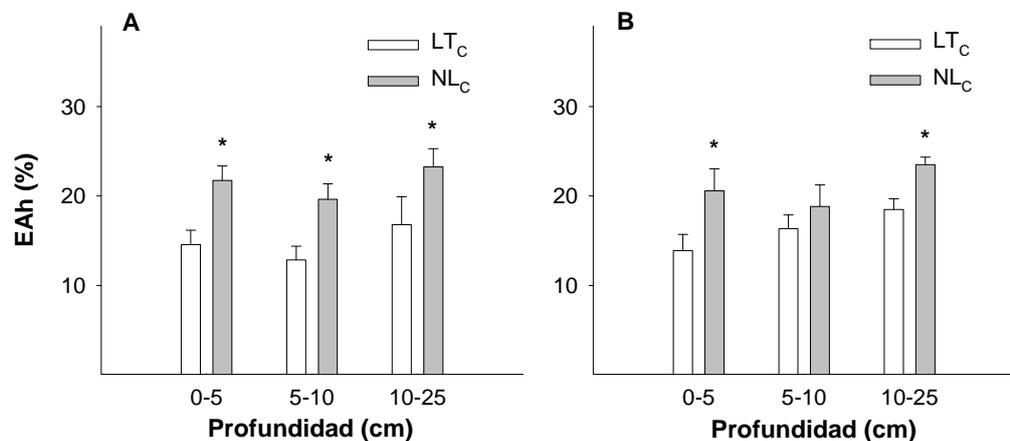
**Figura IV.1.3.** Estabilidad en húmedo de agregados de suelo de 1-2 mm de diámetro (EAh)  $\pm$  error estándar, según tratamiento de laboreo (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) y profundidad en el experimento de larga duración para las dos fechas de muestreo consideradas: marzo (A) y octubre (B) de 2007. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco ( $p < 0,05$ ).

El diferente manejo de estos tratamientos (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>) en relación a la quema del rastrojo (en LT<sub>C</sub> nunca hubo quema), podría explicar la diferencia en los resultados obtenidos. El fuego puede considerarse como un importante factor que puede influir en la agregación de un suelo, afectando a su hidrofobicidad (MacDonald y Huffman, 2004). Varios factores pueden tener repercusión en la intensidad y persistencia de la repelencia al agua de un suelo después de un incendio, tales como la severidad de la quema, la textura del suelo, humedad y tiempo transcurrido desde la quema (Debano, 2000; MacDonald y Huffman, 2004). Algunos autores han encontrado importante hidrofobicidad en suelos después de 22 meses desde la quema (Huffman et al., 2001). En nuestro caso de estudio, pensamos que algún grado de hidrofobicidad podría estar presente aún en el tratamiento de LT<sub>L</sub>, derivado de la consecutiva quema de rastrojo desde 1991 hasta 2003, una práctica que no se aplicó en el tratamiento de LT<sub>C</sub>. Entre otras razones, esto podría explicar la mayor EAh en el tratamiento de LT<sub>L</sub> con respecto a LR<sub>L</sub> (Figura IV.1.3). Por lo general, la humectabilidad y la repelencia del suelo se cuantifican indirectamente por el tiempo de penetración de las gotas de agua caída, o los test de molaridad con etanol (Letey, 1969; Czachor, 2007), una tarea por hacer en nuestro experimento. Es una opinión común que la repelencia del suelo al agua es el resultado del revestimiento de la MO por las partículas minerales del suelo (Jaramillo

et al., 2000; Poulenard et al., 2004), un aspecto que aún debe ser estudiado en AC bajo condiciones semiáridas.

El contenido de COT aumenta la estabilidad de agregados al agua (Haynes y Swift, 1990; Hernanz et al., 2002), debido a la mayor cohesión de las partículas minerales (Chenu et al., 2000). Como hemos podido deducir de los resultados obtenidos, el laboreo tiene un efecto indirecto sobre la estructura del suelo debido probablemente a su influencia sobre la MO. Esta relación ha sido ampliamente estudiada por otros autores (Tisdall y Oades, 1982; Puget et al., 1995; Six et al., 2002), observándose la acción de la MO como agente de unión para la formación de agregados (Yang y Wander, 1998; Amézketa, 1999; Bronick y Lal, 2005b).

En el ECD, por el contrario, el tratamiento de conservación, NL<sub>C</sub>, condujo a valores de EAh significativamente mayores que el tratamiento LT<sub>C</sub>, para las tres profundidades y las dos fechas de muestreo consideradas (Figura IV.1.4). En este caso la EAh para NL<sub>C</sub> se situó entre 19-23%, frente a valores entre 12-18% en LT<sub>C</sub>.



**Figura IV.1.4.** Estabilidad en húmedo de agregados de suelo de 1-2 mm de diámetro (EAh) ± error estándar, según tratamiento de laboreo (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>) y profundidad en el experimento de corta duración para las dos fechas de muestreo consideradas: marzo (A) y octubre (B) de 2007. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco (p<0,05).

Estos resultados están en concordancia con los obtenidos por otros autores, que observaron mayores valores de EAh en NL comparado con suelos labrados (Cambardella y Elliot, 1992; Carter, 1992; Smettem et al., 1992; Franzluebbers y Arshad, 1996; Six et al., 1998; Eynard et al., 2004). En nuestro caso, la mayor EAh en NL<sub>C</sub> respecto a LT<sub>C</sub> en 0-5 cm de profundidad, podría haberse debido al mayor contenido de COT en los agregados entre 1-2 mm (Tabla IV.1.5). En 5-10 y 10-25 cm la EAh siguió siendo significativamente mayor en NL<sub>C</sub>, sin embargo los valores de COT

en los agregados entre 1-2 mm fueron ligeramente superiores en LT<sub>c</sub>. Por tanto, es posible que, además del COT, existan otros factores que expliquen la mayor o menor EAh en ambos tratamientos, como podrían ser el tipo de MO, carbonato cálcico, etc. En el ECD la EAh se mantuvo igual entre uno y otro muestreo (Tabla IV.1.4).

En nuestro estudio, en general, el COT fue mayor en los tratamientos de LC con respecto a sus correspondientes de LT (Tabla IV.1.5), hasta 10 cm de profundidad en el ELD (diferencias significativas en 0-5 cm) y hasta 5 cm en el ECD. Esto también explicaría la tendencia a valores ligeramente superiores de DMP en los tratamientos de LC (LR<sub>L</sub> y NL<sub>c</sub>) para la mayoría de los casos (Tablas IV.1.2 y IV.1.3). Además en el estudio del COT en los agregados de 1-2 mm (Tabla IV.1.5), se obtuvieron valores mayores también en los tratamientos de LC, y con diferencias más acusadas en el ELD. Shaver et al. (2003), bajo condiciones semiáridas, observó que el contenido de macroagregados estaba estrechamente relacionado con el COT de los mismos, como ocurre en nuestro caso de estudio. Como se observa en la Tabla IV.1.5, el contenido de COT aumentó según se produjo un descenso en la intensidad del laboreo, en concordancia con lo observado por Beare et al. (1994) y Wright y Hons (2005). En nuestro caso las diferencias en el contenido de COT de los agregados entre tratamientos tendieron a disminuir con la profundidad, al igual que había sido observado por Beare et al. (1994) y De Gryze et al. (2005).

**Tabla IV.1.5.** Carbono orgánico total (COT) del suelo y de agregados de 1-2 mm de diámetro ± error estándar, a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm, en los dos experimentos estudiados. La fecha de muestreo corresponde a marzo de 2007. Diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos se marcan con asterisco (p<0,05).

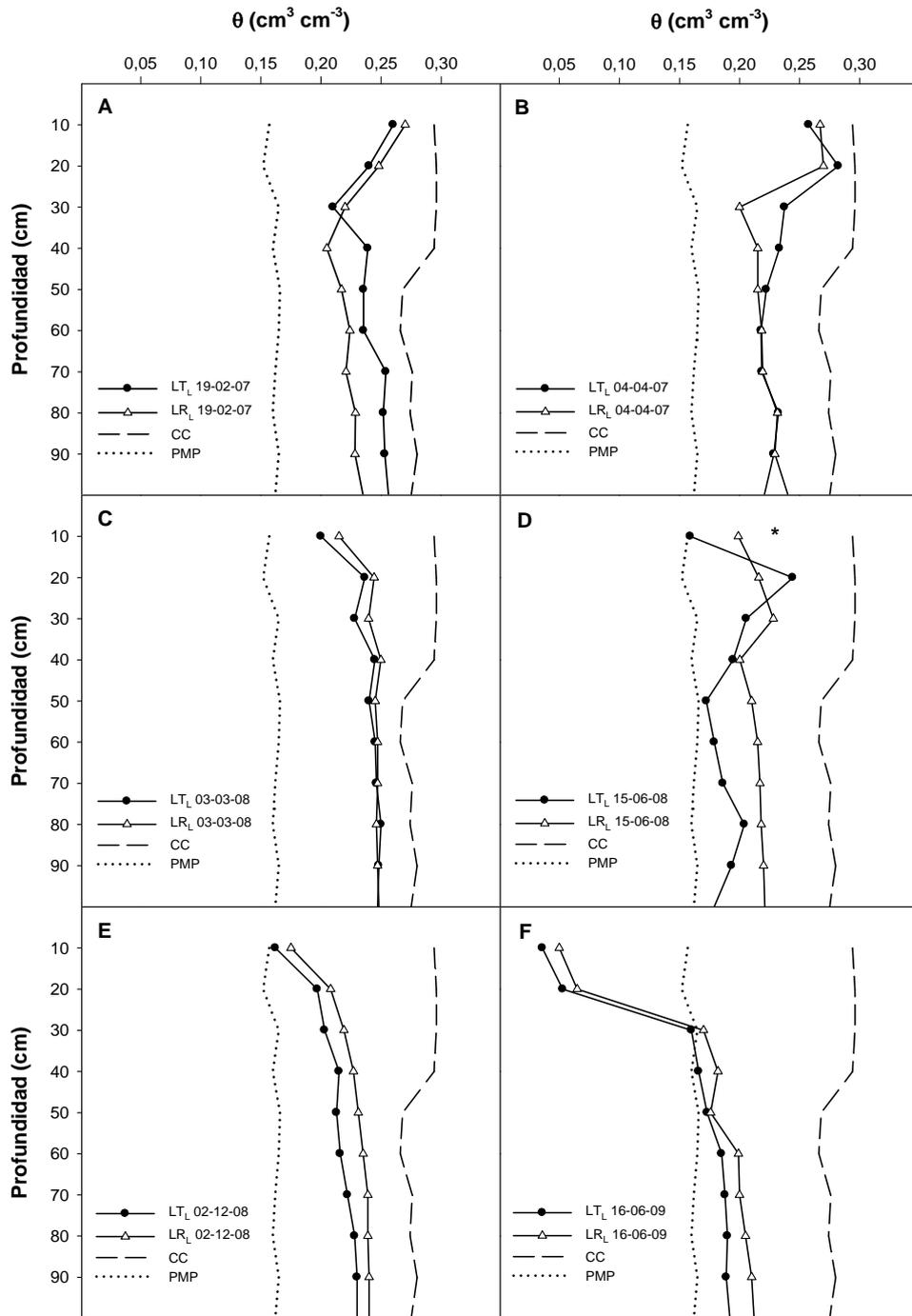
Experimento	Profundidad (cm)	Tratamiento	COT (g kg <sup>-1</sup> )	
			Total	1-2 mm
Larga duración	0-5	LT <sub>L</sub>	11,4 ± 0,20	12,4 ± 0,45
		LR <sub>L</sub>	12,3 ± 0,32*	14,0 ± 0,29*
	5-10	LT <sub>L</sub>	8,42 ± 0,42	9,30 ± 0,23
		LR <sub>L</sub>	9,72 ± 0,33	10,7 ± 0,96
	10-25	LT <sub>L</sub>	7,10 ± 0,54	7,92 ± 0,60
		LR <sub>L</sub>	6,50 ± 0,98	9,10 ± 1,10
Corta duración	0-5	LT <sub>c</sub>	8,67 ± 0,42	10,4 ± 0,59
		NL <sub>c</sub>	8,80 ± 0,61	11,3 ± 1,02
	5-10	LT <sub>c</sub>	8,90 ± 1,70	9,47 ± 0,38
		NL <sub>c</sub>	7,30 ± 0,40	9,35 ± 0,53
	10-25	LT <sub>c</sub>	6,30 ± 0,38	7,82 ± 0,21
		NL <sub>c</sub>	5,77 ± 0,25	6,70 ± 0,44

#### IV.1.1.1.2. Perfil hídrico

La eficacia del LC para reducir la erosión y mejorar el contenido de agua en el suelo está universalmente reconocida. Una de las principales ventajas del LC para los sistemas agrícolas de clima árido y semi-árido radica en el ahorro de agua que conlleva, lo cual se traduce en una mayor disponibilidad para el cultivo en períodos críticos (Pelegrín et al., 1990; Moreno et al., 1997; Du Preez et al., 2001; Lampurlanés y Cantero-Martínez, 2006). Sin embargo, bajo las condiciones climáticas de la zona de nuestras parcelas experimentales (Andalucía Occidental), donde la media pluviométrica es de unos 490 mm (1971-2009), este efecto positivo sólo se observa durante períodos más secos, con precipitaciones por debajo de la media (Moreno et al., 1997; Murillo et al., 1998).

En el ELD, en una medida previa a la siembra del girasol (19-02-07), los resultados de contenido volumétrico de agua (CVA) mostraron un perfil con unos contenidos en torno al 50% de la cantidad de agua útil (CAU) (Figura IV.1.5A). Por debajo de 20 cm de profundidad se encontraron CVA ligeramente superiores en  $LT_L$  con respecto a  $LR_L$ . Esto podría deberse a que se produjera un movimiento vertical más rápido en el tratamiento  $LT_L$ , favorecido por el tipo de labores aplicadas a la tierra. Aunque las lluvias en octubre y noviembre de 2006 fueron relativamente abundantes (Figura IV.1.6), durante diciembre de 2006 y enero de 2007 prácticamente no se registraron precipitaciones. Posteriormente comenzó otro periodo de lluvias a finales de enero, por lo que la cantidad de agua en superficie fue algo superior a la del resto del perfil, en torno al 25% en ambos tratamientos (Figura IV.1.5A).

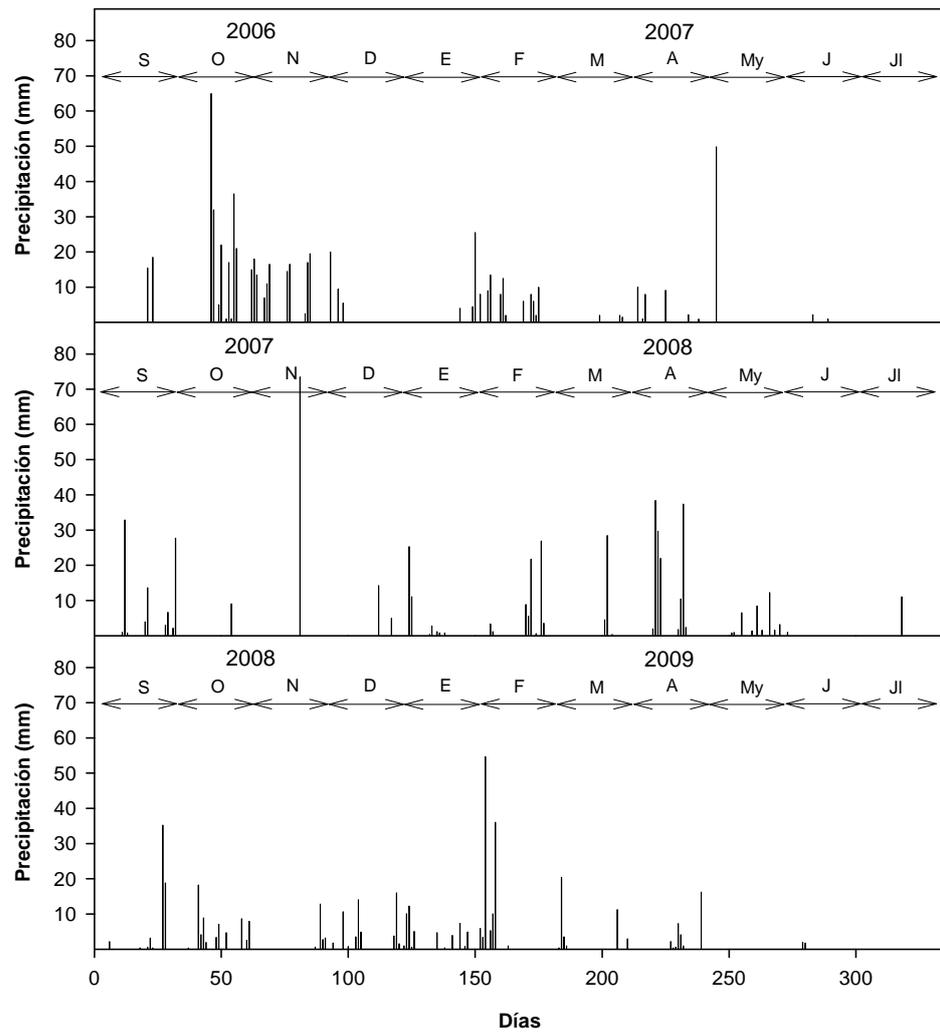
A principios de abril se observó una situación similar, aunque los valores de CVA fueron ligeramente superiores en la capa superficial, 0-20 cm (Figura IV.1.5B), debido a que se produjeron lluvias moderadas coincidiendo con los días de las medidas (Figura IV.1.6). Cabe destacar el valor más alto de CVA en  $LR_L$  en los primeros centímetros (tanto en la medida de febrero como en la de abril), debido a la mejor capacidad de retención de agua de los tratamientos de LC, fundamentalmente por la capa de residuos que mantienen. Por debajo de 30 cm, los CVA entre tratamientos prácticamente se igualaron (Figura IV.1.5B), momento en el que pudo comenzar una mayor extracción de agua por parte del cultivo. De los perfiles obtenidos se deduce que en ambos tratamientos el cultivo tuvo suficiente agua para su desarrollo, dado que la CAU se mantuvo en torno al 50%, sin que se detectara estrés hídrico en ningún caso (Figura IV.1.5A y B).



**Figura IV.1.5.** Perfil hídrico hasta 1 metro de profundidad en los tratamientos del experimento de larga duración, ELD ( $LT_L$  y  $LR_L$ ). Se muestran distintas fechas durante los cultivos de girasol (A y B), guisante (C y D) y trigo (E y F). CC: capacidad de campo, PMP: punto de marchitez permanente.

Durante la campaña del guisante (2007-2008) la medida de contenido de agua en los perfiles de ambos tratamientos, se realizó hacia la mitad y al final del ciclo del cultivo. En la medida de marzo de 2008, el CVA en la capa más superficial (0-10 cm) fue algo menor que en el resto del perfil, aunque en todos los casos fue similar entre tratamientos y se mantuvo en torno al 50% de la CAU (Figura IV.1.5C).

En la siguiente medida, realizada en junio de 2008, la capa superficial estuvo algo menos cargada de agua que en el muestreo anterior, sobre todo en el tratamiento  $LT_L$  (Figura IV.1.5D), aunque el CVA fue significativamente superior en  $LR_L$  con respecto a  $LT_L$  para este caso.



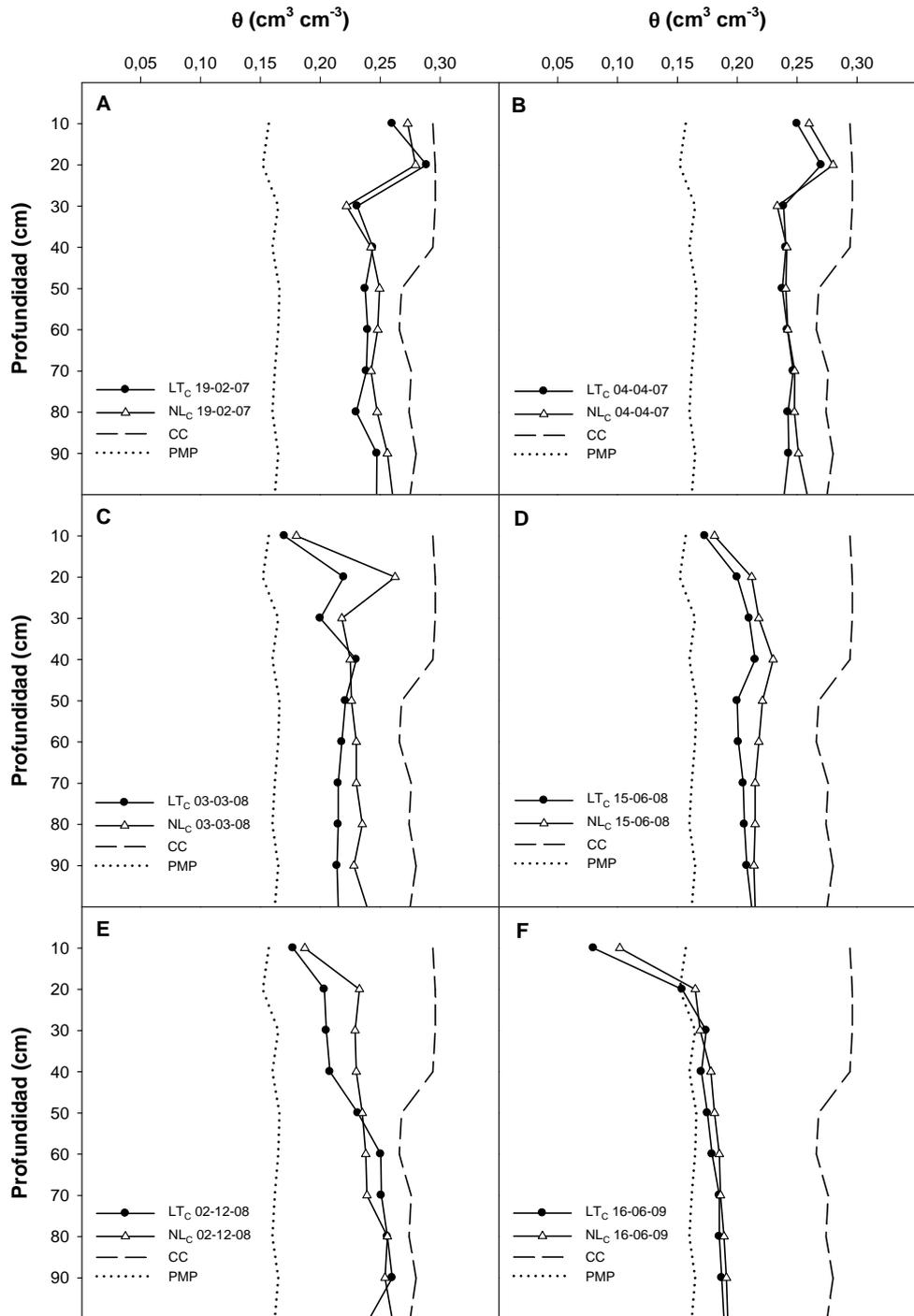
**Figura IV.1.6.** Distribución de lluvias durante los períodos septiembre 2006 - julio 2007, septiembre 2007 - julio 2008 y septiembre 2008 - julio 2009 en la finca experimental de "La Hampa"

El resto del perfil se mantuvo muy próximo al punto de marchitez permanente (PMP), sobre todo en  $LT_L$ , debido a la importante extracción de agua por parte del cultivo en esta fase. Además, hay que tener en cuenta que en esa época se produjo una proliferación excesiva de malas hierbas (apartado IV.1.2.1.2), sobre todo en  $LT_L$ , propiciando aún más el posible agotamiento del perfil hídrico (Figura IV.1.5D).

En la campaña del trigo (2008-2009) se realizó una medida justo antes de la siembra y otra en la época de la recolección. En la medida de diciembre de 2008 (Figura IV.1.5E), el CVA estuvo cercano al PMP en la superficie del suelo de ambos tratamientos, debido a que las lluvias de septiembre y octubre de 2008 resultaron escasas y no las hubo en noviembre (comenzó a llover a principios de diciembre, Figura IV.1.6). El resto del perfil mantuvo el CVA en torno al 50% de la CAU. En la medida realizada en junio de 2009 (Figura IV.1.5F), el perfil aparece prácticamente agotado en su totalidad, destacando los primeros 20 cm, donde el CVA fue menor de  $0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  en ambos tratamientos, aunque más acusado en  $LT_L$ . En general, este hecho se debió a las escasas lluvias durante el mes de abril, ausentes posteriormente, además de una mayor extracción por parte del cultivo en esta época, dando lugar a un agotamiento del perfil.

En el ECD, previo al cultivo del girasol (febrero de 2007), el CVA de la capa superficial del suelo (0-20 cm) se encontraba próximo a la capacidad de campo (CC) (Figura IV.1.7A). A partir de 30 cm este valor se situó por encima del 50% de la CAU. En cuanto a diferencias entre tratamientos, los contenidos de agua medidos en  $LT_C$  y  $NL_C$  estuvieron prácticamente dentro del mismo rango, destacando la profundidad superficial, donde se obtuvieron valores ligeramente superiores en  $NL_C$ , aunque sin diferencias destacables. En la siguiente medida, en una fase más avanzada del cultivo (Figura IV.1.7B), el perfil se mostró prácticamente igual que en el caso anterior, aunque algo más alejado de la CC en la capa superficial. Por debajo de 20 cm, también se observó una situación similar a la de la medida anterior, obteniéndose valores por encima del 50% de la CAU en ambos tratamientos.

Durante el cultivo del guisante, los primeros 10 cm presentaron CVA cercanos al PMP en la primera medida (Figura IV.1.7C), con valores del mismo orden en ambos tratamientos. Posteriormente, a unos 20 cm de profundidad, y por debajo, el perfil se encontró algo más recargado, de nuevo con valores en torno al 50% de la CAU, hecho propiciado por las lluvias que se produjeron durante el mes de febrero de ese mismo año (Figura IV.1.6). En junio de 2008, el perfil hídrico presentó una tendencia muy similar a la del caso anterior, con la salvedad de que en este caso la profundidad de 10-20 cm alcanzó menor recarga de agua, hecho que podría deberse a que las lluvias fueron menores en esta época, y la mayor extracción por parte del cultivo, fruto de las altas temperaturas que comienzan a producirse en este periodo (Figura IV.1.7D).



**Figura IV.1.7.** Perfil hídrico hasta 1 metro de profundidad en los tratamientos del experimento de corta duración, ECD ( $\text{LT}_c$  y  $\text{NL}_c$ ). Se muestran distintas fechas durante los cultivos de girasol (A y B), guisante (C y D) y trigo (E y F). CC: capacidad de campo, PMP: punto de marchitez permanente.

Durante el cultivo de trigo, las medidas de CVA realizadas en diciembre de 2008, previas a la siembra, mostraron una moderada recarga de agua en el perfil (Figura IV.1.7E). Al igual que en ELD, las medidas de junio mostraron un perfil prácticamente agotado, con valores por debajo del PMP en superficie y cercanos a éste en el resto de profundidades (Figura IV.1.7F). De nuevo las escasas lluvias, la extracción por parte del cultivo y el aumento de la evapotranspiración, podrían haber sido la causa de esta situación.

De los resultados obtenidos se deduce que, aun tratándose de años normales en cuanto a pluviometría, el LC tuvo cierto efecto positivo sobre el CVA del perfil en la mayoría de los casos, sobre todo en lo que a la capa superficial del suelo se refiere. Conviene insistir en que cuando las precipitaciones superan la media anual, y, sobre todo, cuando la distribución de lluvias es adecuada, no suelen observarse diferencias importantes en el perfil hídrico del suelo entre tratamientos de laboreo. Éste sería el caso de 2006 y 2009, fundamentalmente, años en los que la media de precipitación anual (490 mm) fue superada (732 y 681 mm, respectivamente). En años secos, sin embargo, las diferencias pueden llegar a ser muy acusadas, aspecto reflejado en los trabajos de Moreno et al. (1997), Pelegrín et al. (1990) y Murillo et al. (1998).

### IV.1.1.2. Contenidos de carbono del suelo y parámetros bioquímicos

Como ya se ha indicado, la MO del suelo juega un papel fundamental en la funcionalidad y fertilidad del mismo, estando íntimamente relacionada con los ciclos químicos y bioquímicos de nutrientes. Por ello su estudio es fundamental a la hora de establecer y explicar diferencias ocasionadas por las técnicas de laboreo, no sólo analizando el carbono orgánico total, sino también otras fracciones de carbono que son de gran importancia.

#### IV.1.1.2.1. Contenido de carbono orgánico total (COT)

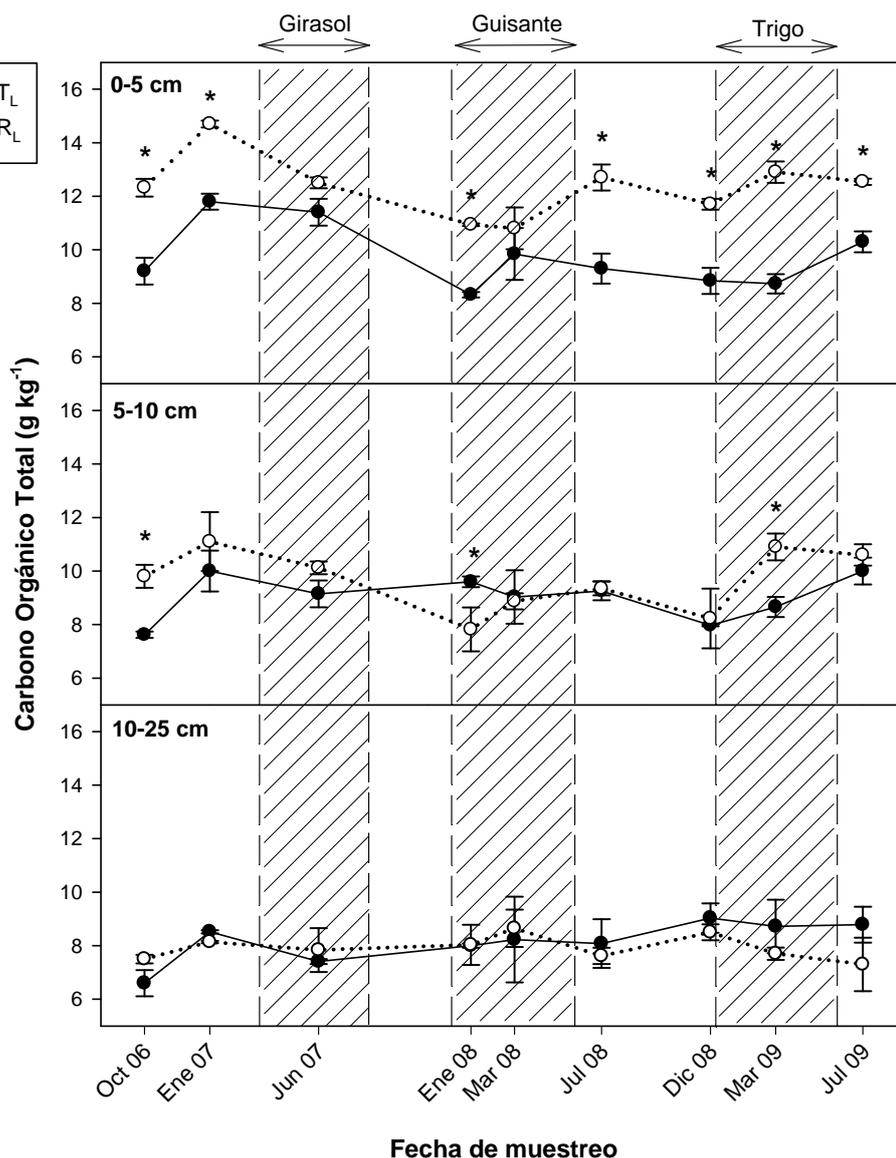
La Figura IV.1.8 muestra la evolución del COT a lo largo de los 3 años de estudio para el ELD y en cada una de las campañas agrícolas estudiadas (girasol 2006-2007, guisante 2007-2008, trigo 2008-2009). En la capa más superficial (0-5 cm) las concentraciones de COT fueron superiores bajo LC ( $LR_L$ ), con diferencias estadísticamente significativas para la mayoría de los periodos de muestreo.

Las razones entre los valores de COT en  $LR_L$  y  $LT_L$  ( $LR_L/LT_L$ ) a 0-5 cm de profundidad, oscilaron entre 1,1 y 1,5, situándose éstos en torno a 1,3 en la mayoría de los casos. En la profundidad 5-10 cm la tendencia fue similar, aunque las diferencias fueron menos acusadas. A 10-25 cm de profundidad no se encontraron

diferencias entre tratamientos, e incluso, en algunos casos, los valores de  $LT_L$  fueron ligeramente superiores a los de  $LR_L$  (sin diferencias estadísticas). Este hecho está relacionado con el volteo del suelo en el tratamiento  $LT_L$ , y la inversión de MO procedente de la superficie a capas más profundas.

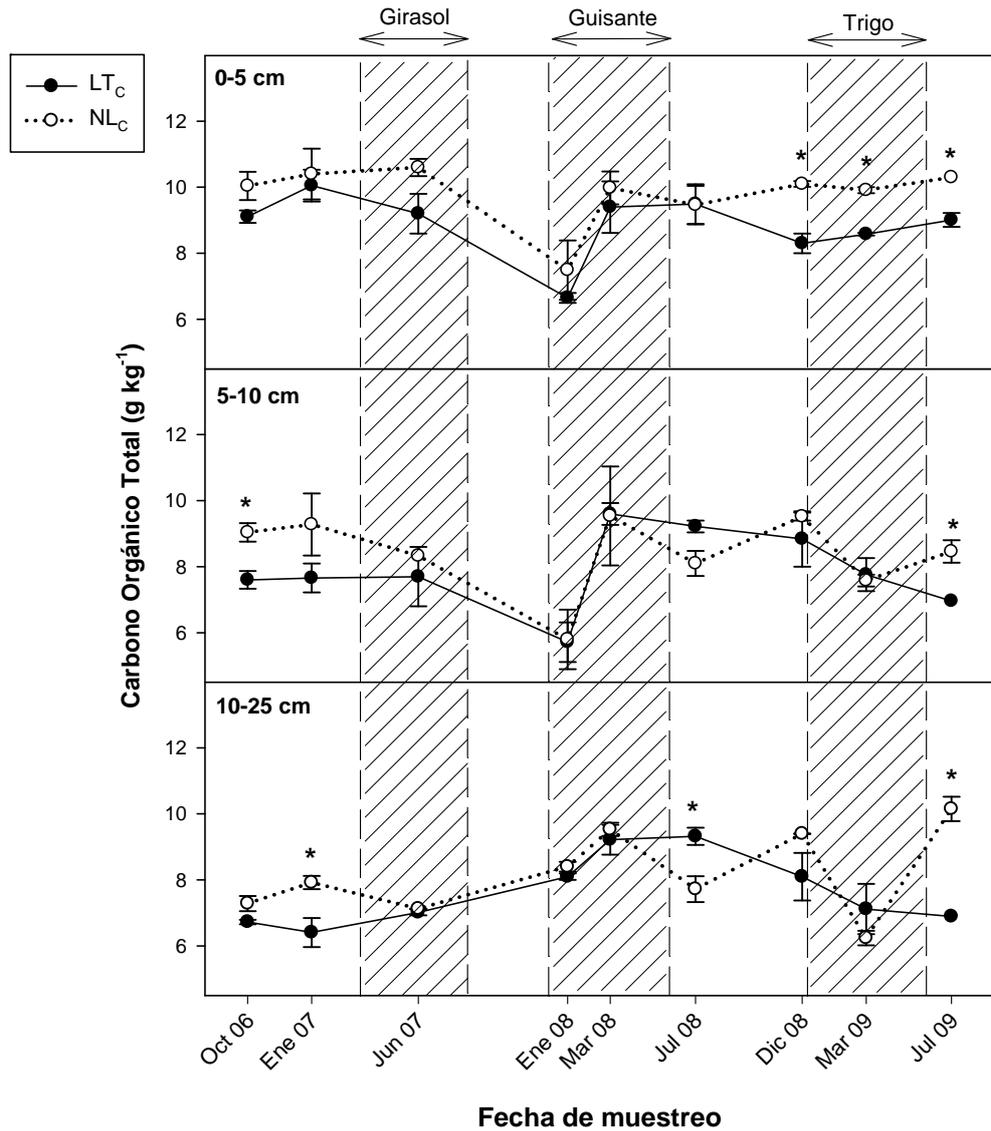
En general, y en los primeros 25 cm de suelo (media de todos los muestreos realizados a lo largo de los tres años de estudio) se observó una mayor acumulación COT en  $LR_L$  con respecto a  $LT_L$  ( $37769 \pm 1370 \text{ kg ha}^{-1}$  en  $LT_L$  vs.  $42259 \pm 1402 \text{ kg ha}^{-1}$  en  $LR_L$ ) con diferencias estadísticas significativas.

La Figura IV.1.9 muestra los valores de COT obtenidos en los tratamientos del ECD ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Como ocurrió en el ELD, las concentraciones de COT en la capa más superficial (0-5 cm) fueron superiores bajo LC ( $NL_C$ ), aunque en este caso las diferencias entre tratamientos fueron menos acusadas. El tiempo de establecimiento del sistema de laboreo tiene pues también una gran influencia en la acumulación de MO en el suelo. En la última campaña (trigo, 2008-2009) se observaron las mayores diferencias entre  $NL_C$  y  $LT_C$ , con significación estadística en los tres muestreos. Para los valores de COT, las razones calculadas entre tratamientos ( $NL_C/LT_C$ ) se situaron en torno a 1,2. Se puede comprobar la evolución positiva de la acumulación de COT en  $NL_C$  a lo largo del tiempo, dado que las diferencias no fueron tan claras en años anteriores. No obstante, y para entender mejor esta evolución, será de gran interés continuar el estudio de estas parcelas para observar tendencias en años venideros. En las profundidades 5-10 y 10-25 cm, la tendencia no fue tan clara como en el caso anterior, aunque en la mayoría de los muestreos la concentración de COT en  $NL_C$  fue superior a la encontrada en  $LT_C$  (Figura IV.1.9).



**Figura IV.1.8.** Carbono orgánico total ( $\text{g kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración ( $\text{LT}_L$  y  $\text{LR}_L$ ) en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

Al igual que para el caso del ELD, la acumulación de COT en los primeros 25 cm del suelo fue mayor en el tratamiento de LC ( $\text{NL}_C$ ) con respecto a su correspondiente de LT ( $35519 \pm 1451 \text{ kg ha}^{-1}$  en  $\text{LT}_C$  vs.  $40538 \pm 1415 \text{ kg ha}^{-1}$  en  $\text{NL}_C$ ) y de nuevo con diferencias estadísticas significativas.



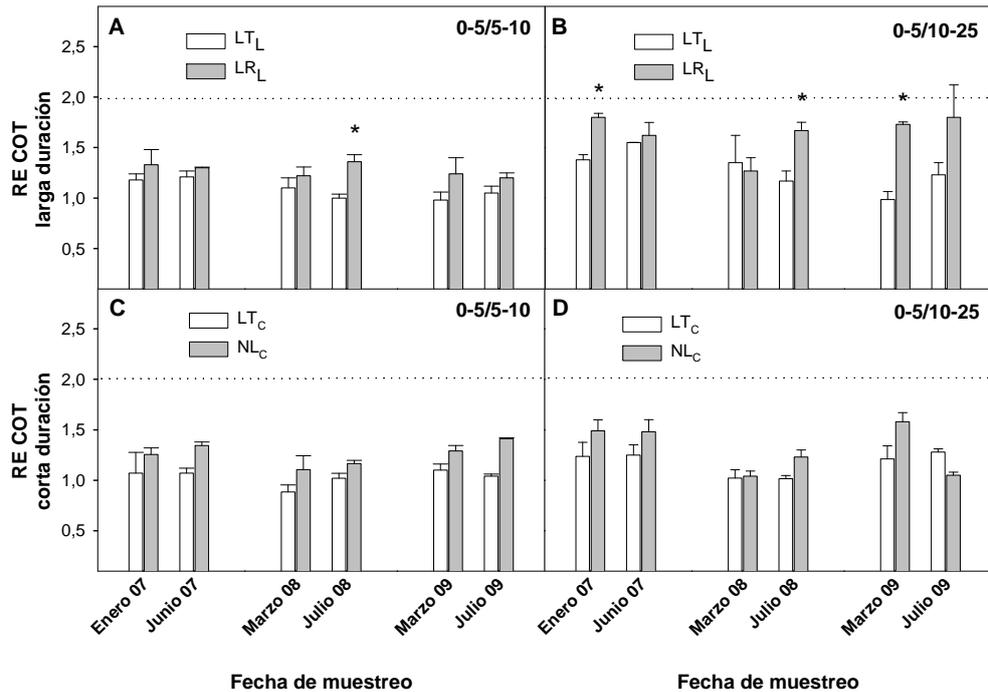
**Figura IV.1.9.** Carbono orgánico total (g kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración (LT<sub>c</sub> y NL<sub>c</sub>) en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos (p<0,05).

De los resultados obtenidos en ambos experimentos se deduce que el LC aumenta el contenido de COT del suelo, especialmente en la capa más superficial del mismo. Esta capa constituye lo que podemos llamar la "piel del suelo" la zona más

importante en nuestras condiciones, sobre todo desde el punto de vista biológico (Madejón et al., 2007). El aumento de MO es de vital importancia en nuestras latitudes, en las que la mayoría de suelos agrícolas son pobres en COT. El contenido de MO oxidable característico de superficie en suelos de secano semiárido oscila entre 1-2 % (Porta et al., 1999), valores que, en algunos casos, no se alcanzan en nuestros suelos de estudio. Por ello, los aportes de MO resultan críticos para el mantenimiento de la calidad del suelo y fertilidad a largo plazo. En nuestro caso de estudio, la menor acumulación de COT en los suelos bajo LT puede atribuirse a un aumento de las pérdidas de MO por oxidación. Como veremos en capítulos posteriores, bajo LT aumentan las emisiones de CO<sub>2</sub> desde la superficie del suelo con lo que se corrobora la hipótesis de mayores pérdidas y menor acumulación de MO en superficie bajo este sistema.

Como se ha indicado, bajo nuestras condiciones climáticas no son frecuentes altas acumulaciones de COT en el suelo, debido fundamentalmente a las altas temperaturas, promoviendo la actividad microbiana y con ello la oxidación rápida de la MO. Sin embargo, moderados incrementos de COT en superficie, reflejados por la denominada razón de estratificación (RE) de COT, (COT superficie/COT profundidad, (Franzluebbers, 2002a) se traducen normalmente en aumentos más pronunciados de determinadas variables relacionadas con la biología del suelo (Madejón et al., 2007), como veremos en apartados posteriores. En la Figura IV.1.10 se muestran los valores de RE para 0-5/5-10 cm y 0-5/10-25 cm en el ELD (A y B) y en el ECD (C y D). En ambos casos, la RE fue siempre mayor en los sistemas de LC, lo que confirma la mejor calidad de suelo en superficie que producen estos sistemas frente a los tradicionales. Además el tiempo de establecimiento del ELD se hizo notar en la RE, dado que se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos en este experimento en muchos de los casos, sobre todo considerando la razón 0-5/10-25 cm. Este resultado es menos evidente en el ECD, donde, de momento, sólo se observa un ligero aumento de la RE en NL<sub>C</sub>, sin diferencias estadísticas significativas.

En general, cabe destacar, que en ninguno de los muestreos ni para ningún tratamiento, los valores de RE llegaron a alcanzar el valor de 2, umbral general establecido por Franzluebbers (2002a). Estos valores por debajo de 2, confirman la relativa pobreza de los suelos (suelos agrícolas bajo clima mediterráneo semi-árido), mejorada, obviamente, en los casos de LC con valores más altos y más cercanos a este valor crítico. En este sentido, Franzluebbers (2002a) destaca la necesidad de establecer la profundidad más adecuada en esta relación en cada escenario edafo-climático en particular.

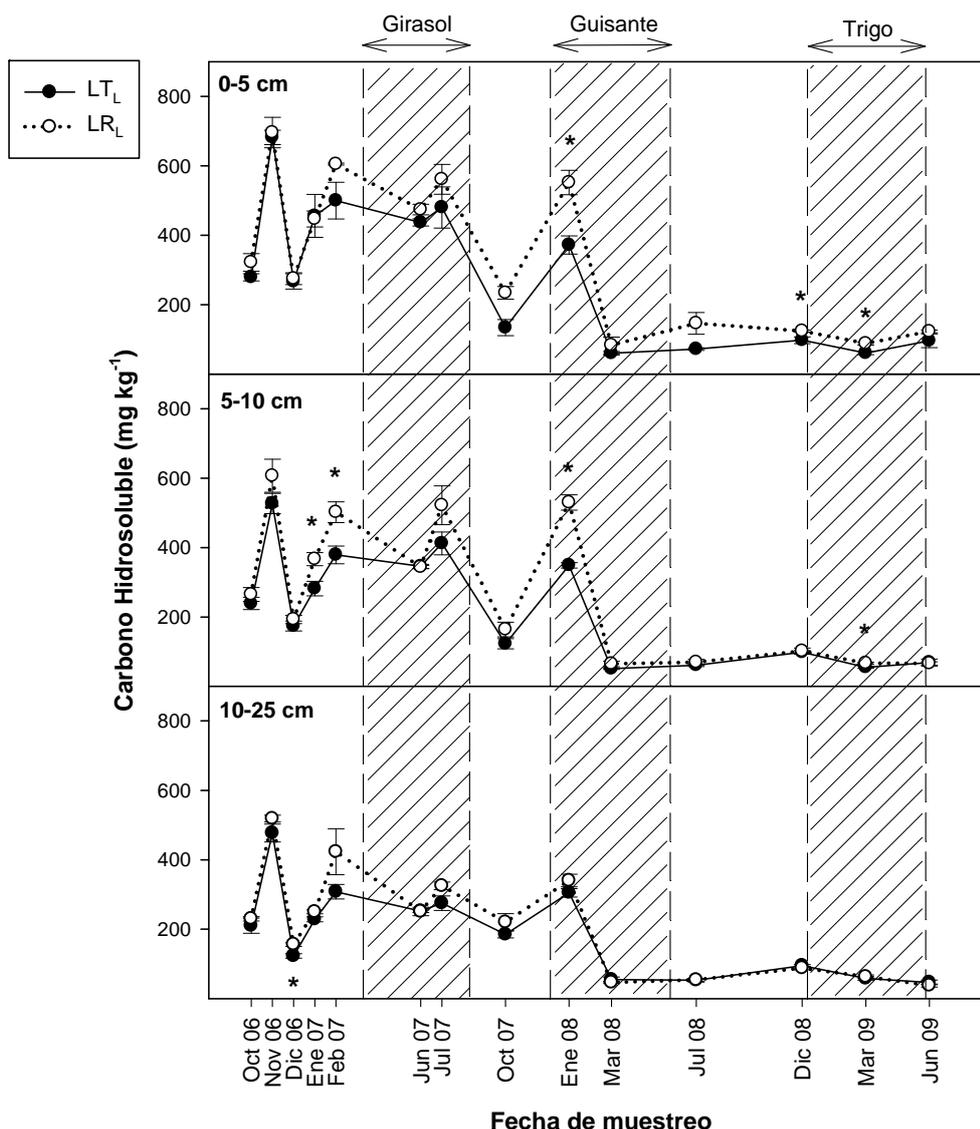


**Figura IV.1.10.** Razón de estratificación (RE) del carbono orgánico total (COT)  $\pm$  error estándar en diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. Las figuras A y B corresponden al experimento de larga duración, en las profundidades 0-5/5-10 y 0-5/10-25 cm, respectivamente. Las figuras C y D corresponden al experimento de corta duración con las mismas profundidades. Diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

#### IV.1.1.2.2. Contenido de otras fracciones de carbono

Además del COT en el suelo, se estudiaron otras fracciones de carbono, como el carbono hidrosoluble (CH), carbono activo (CA) y el carbono de la biomasa microbiana (CBM), fracciones más lábiles y más susceptibles de sufrir cambios ante determinadas prácticas que el COT.

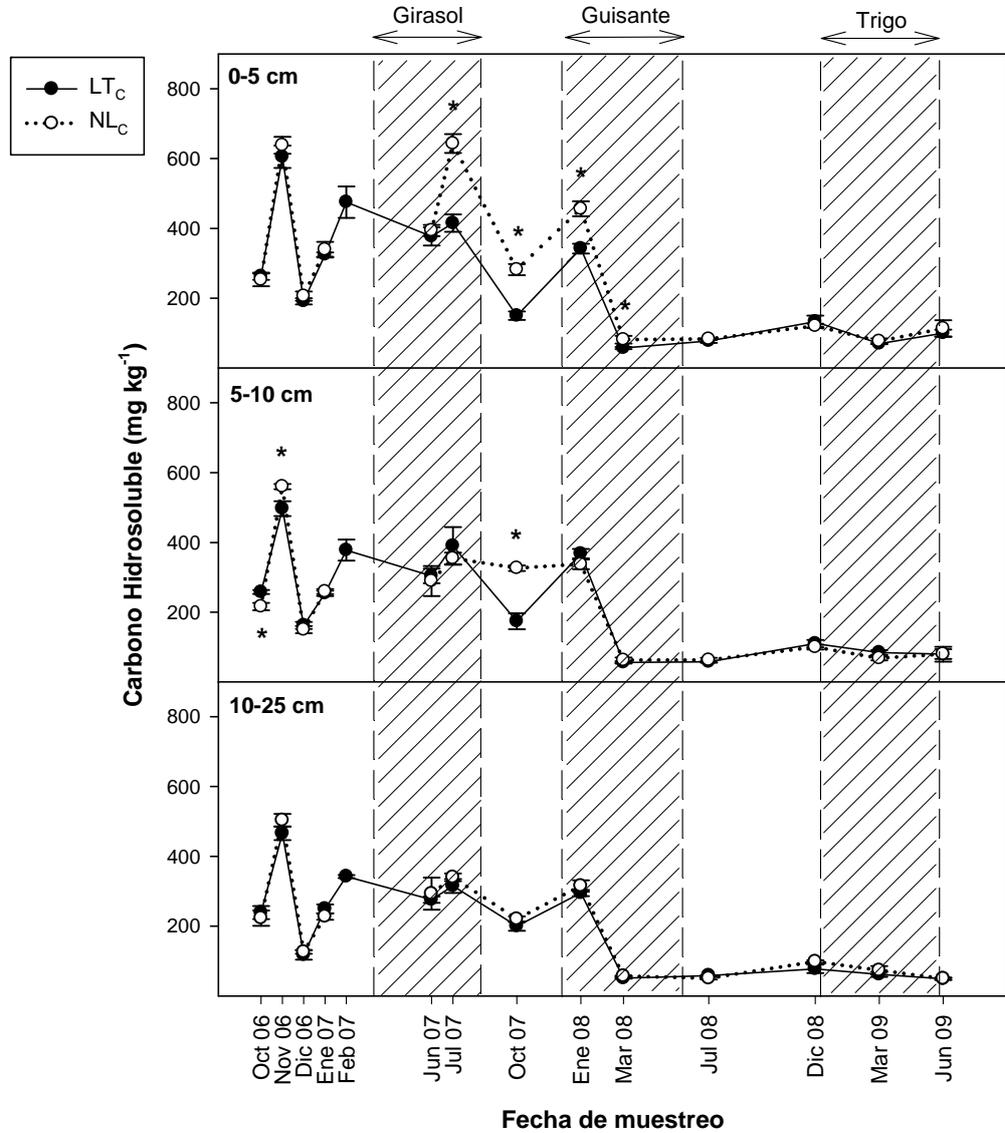
En el ELD, el CH resultó mayor en LR<sub>L</sub> con respecto a LT<sub>L</sub>, para todos los muestreos y profundidades estudiadas (Figura IV.1.11). No obstante las diferencias estadísticas sólo se dieron en algunos de los casos. El CH es un parámetro con bastante dinamismo, dada su susceptibilidad a cambio debido a las precipitaciones y otros factores meteorológicos. De forma paralela al COT, el CH presentó valores superiores en la campaña del girasol en las tres profundidades estudiadas, volviendo a darse este hecho en la campaña siguiente (enero de 2008). Posteriormente, y durante el cultivo del guisante, se observó un drástico descenso en las concentraciones de este parámetro, aunque los valores se mantuvieron prácticamente constantes durante los siguientes muestreos.



**Figura IV.1.11.** Carbono hidrosoluble (mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos (p<0,05).

En el ECD (Figura IV.1.12), la tendencia fue la misma, aunque con concentraciones medias por campaña algo menores que en el ELD. De nuevo el CH disminuyó progresivamente en los muestreos realizados a lo largo de los tres años de experimentación. No obstante, se observaron mayores valores para el tratamiento NL<sub>C</sub>

con respecto a  $LT_C$  en la mayoría de los muestreos realizados, con diferencias estadísticas significativas en todos los muestreos entre julio 2007 y marzo 2008 (profundidad 0-5 cm). En 5-10 y 10-25 cm de profundidad apenas se observaron diferencias entre tratamientos.



**Figura IV.1.12.** Carbono hidrosoluble ( $mg\ kg^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

Otros autores también han estudiado el efecto del laboreo sobre el CH. Linn y Doran (1984) encontraron mayores valores de CH en tratamientos de no-laboreo comparado con LT hasta 7,5 cm de profundidad. Estos mismos autores determinaron que a mayor profundidad las diferencias entre tratamientos eran menos evidentes. En concordancia con estos resultados, Leinweber et al., (2001) encontraron que el laboreo intensivo aumenta la oxidación de la MO, disminuyendo en consecuencia el contenido de CH. En nuestro caso, y de acuerdo con otros autores, el CH no mostró un comportamiento estacional, sino que en ocasiones podría estar relacionado con la entrada de fuentes de C disponibles en cada periodo, a través de exudados de las raíces y residuos de cosecha que quedan en el suelo (Feng et al., 2003). Por otro lado, el CH está fuertemente relacionado con la evolución en las emisiones de CO<sub>2</sub>, lo que indica que una proporción del CH estaría fácilmente disponible para la utilización microbiana, y, con ello, a mayor CH mayor emisión de CO<sub>2</sub> producido por la actividad microbiana que usa dicho C. En nuestro caso esta teoría parece cumplirse como veremos en apartados posteriores. Se observó una disminución de las emisiones de CO<sub>2</sub> durante el tercer año de estudio (trigo), lo que, en parte, podría haberse debido a una menor cantidad de CH disponible para los microorganismos (Figura IV.1.25 y IV.1.26).

También se estudió el CA, durante las campañas agrícolas de guisante y trigo. El CA es una fracción lábil de carbono fácilmente utilizable por microorganismos del suelo. Este parámetro es considerado como una fracción más sensible al manejo del suelo que el COT (Weil et al., 2003) y se ha evaluado por algunos autores (Melero et al., 2009a,b) como índice de calidad bajo condiciones mediterráneas semiáridas. Las Tablas IV.1.6 y IV.1.7 muestran los resultados obtenidos en el análisis de CA en varios muestreos realizados en 2008 y 2009. En ambos casos, y para los dos experimentos estudiados, los valores de CA fueron superiores en los tratamientos de LC (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>) con respecto a los de LT (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>), especialmente en la primera profundidad (0-5 cm), donde las diferencias fueron más acusadas. Tanto en los muestreos de la campaña del guisante (marzo y julio 2008) como en los de la campaña del trigo (diciembre 2008, marzo y julio 2009), el CA presentó en superficie valores en torno al doble en LR<sub>L</sub> con respecto a LT<sub>L</sub>, con diferencias estadísticas significativas en todos los casos (Tabla IV.1.6). En 5-10 y 10-25 cm de profundidad, los valores se mantienen prácticamente del mismo orden entre tratamientos y para todos los muestreos, excepto en marzo 2008, donde aún se observa el efecto positivo del LC sobre este parámetro en 5-10 cm, con una diferencia estadística significativa.

**Tabla IV.1.6.** Valores de carbono activo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración ( $\text{LT}_L$  y  $\text{LR}_L$ ) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

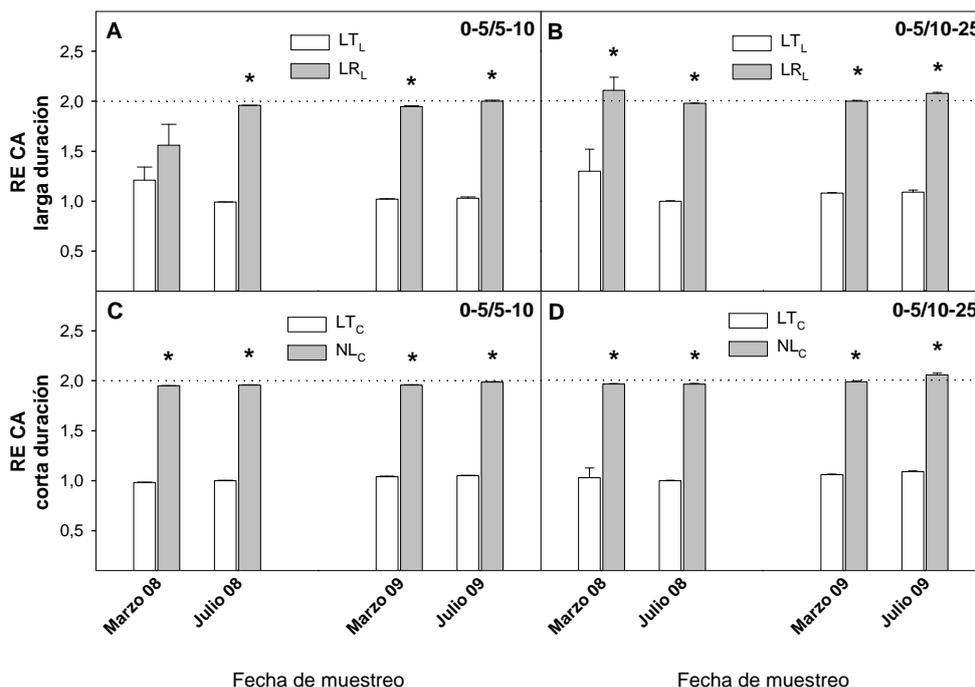
Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	$\text{LT}_L$	780 $\pm$ 49,5	700 $\pm$ 3,17	709 $\pm$ 1,47	712 $\pm$ 15,8	701 $\pm$ 4,67
	$\text{LR}_L$	1680 $\pm$ 205*	1380 $\pm$ 2,40*	1380 $\pm$ 4,52*	1371 $\pm$ 3,60*	1309 $\pm$ 0,20*
5-10	$\text{LT}_L$	694 $\pm$ 9,01	702 $\pm$ 2,07	710 $\pm$ 2,70	698 $\pm$ 1,46	650 $\pm$ 4,20
	$\text{LR}_L$	1039 $\pm$ 19,0*	704 $\pm$ 1,20	705 $\pm$ 3,07	705 $\pm$ 4,15	654 $\pm$ 4,21
10-25	$\text{LT}_L$	695 $\pm$ 1,47	698 $\pm$ 3,60	708 $\pm$ 0,90	694 $\pm$ 2,07	639 $\pm$ 6,25
	$\text{LR}_L$	693 $\pm$ 3,10	694 $\pm$ 2,07	695 $\pm$ 3,02*	685 $\pm$ 4,76	629 $\pm$ 2,50

En el ECD (Tabla IV.1.7) la tendencia fue prácticamente la misma que la observada en el caso anterior, obteniéndose diferencias significativas entre los tratamientos  $\text{LT}_C$  y  $\text{NL}_C$  para todos los muestreos realizados en la primera profundidad y de nuevo con valores en torno al doble para el tratamiento de LC ( $\text{NL}_C$ ). En 5-10 y 10-25 cm, las concentraciones de CA fueron muy similares para ambos tratamientos y en todos los muestreos realizados.

**Tabla IV.1.7.** Valores de carbono activo ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración ( $\text{LT}_C$  y  $\text{NL}_C$ ) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	$\text{LT}_C$	705 $\pm$ 2,70	704 $\pm$ 1,20	694 $\pm$ 1,47	715 $\pm$ 2,07	694 $\pm$ 3,66
	$\text{NL}_C$	1368 $\pm$ 2,90*	1360 $\pm$ 4,11*	1373 $\pm$ 3,45*	1346 $\pm$ 2,93*	1304 $\pm$ 11,9
5-10	$\text{LT}_C$	692 $\pm$ 7,81	704 $\pm$ 1,23	696 $\pm$ 2,32	690 $\pm$ 2,26	653 $\pm$ 3,40
	$\text{NL}_C$	700 $\pm$ 1,04	696 $\pm$ 2,44	705 $\pm$ 3,28	688 $\pm$ 3,45	656 $\pm$ 3,32
10-25	$\text{LT}_C$	644 $\pm$ 37,0	702 $\pm$ 2,10	693 $\pm$ 3,21	679 $\pm$ 3,07	638 $\pm$ 4,47
	$\text{NL}_C$	696 $\pm$ 0,92	692 $\pm$ 3,20	693 $\pm$ 2,78	675 $\pm$ 1,70	632 $\pm$ 3,15

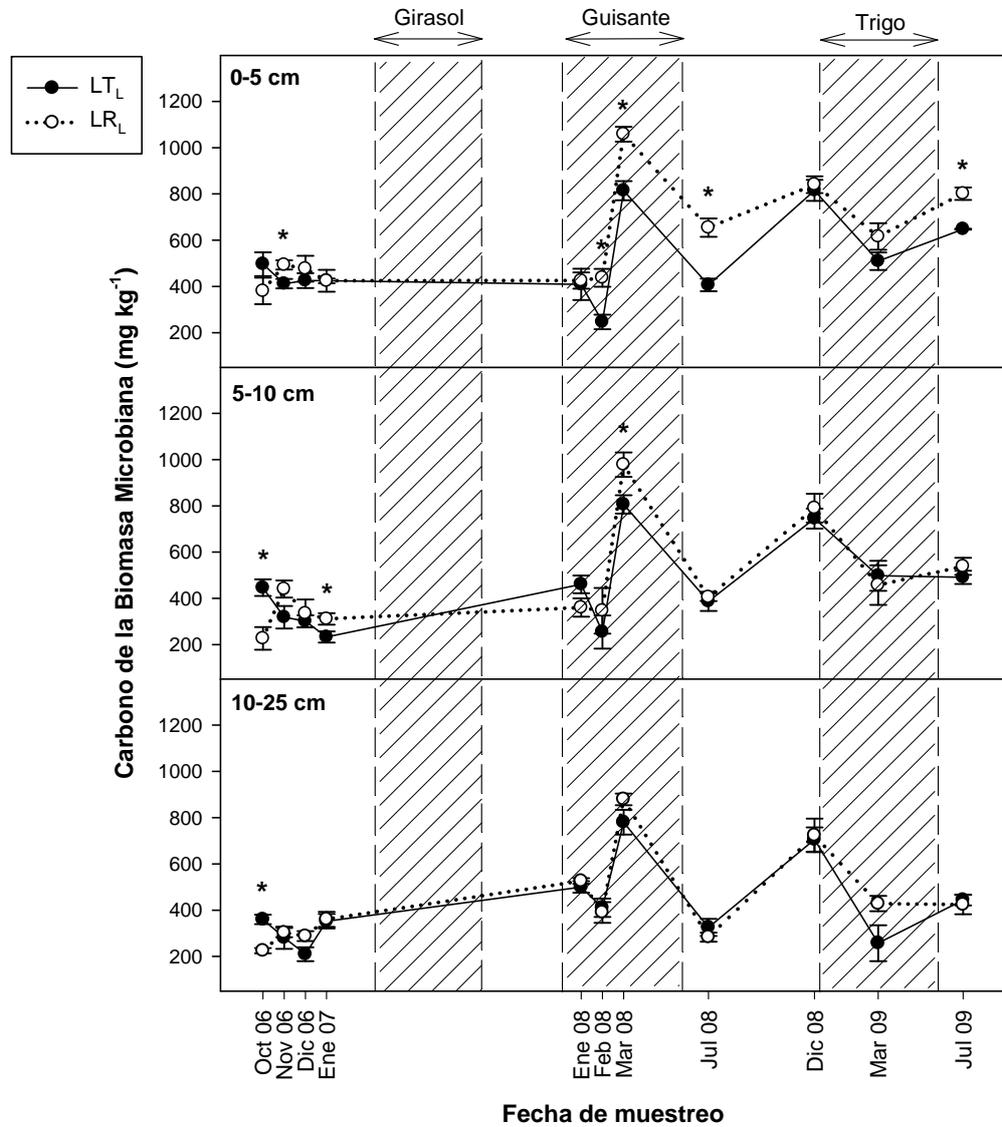
Al igual que para el COT, la RE del CA (Figura IV.1.13) fue mayor en los tratamientos de LC, con diferencias significativas prácticamente en todos los casos, tanto en el ELD como en el ECD y para las dos razones estudiadas (0-5/5-10 y 0-5/10-25 cm). Para esta variable sí se alcanzó en los tratamientos de conservación el valor umbral de 2, considerado como un indicador de calidad en el caso del COT. De nuevo y a través de este parámetro se pone de manifiesto la mejora ocasionada por las técnicas de LC, sobre todo en superficie.



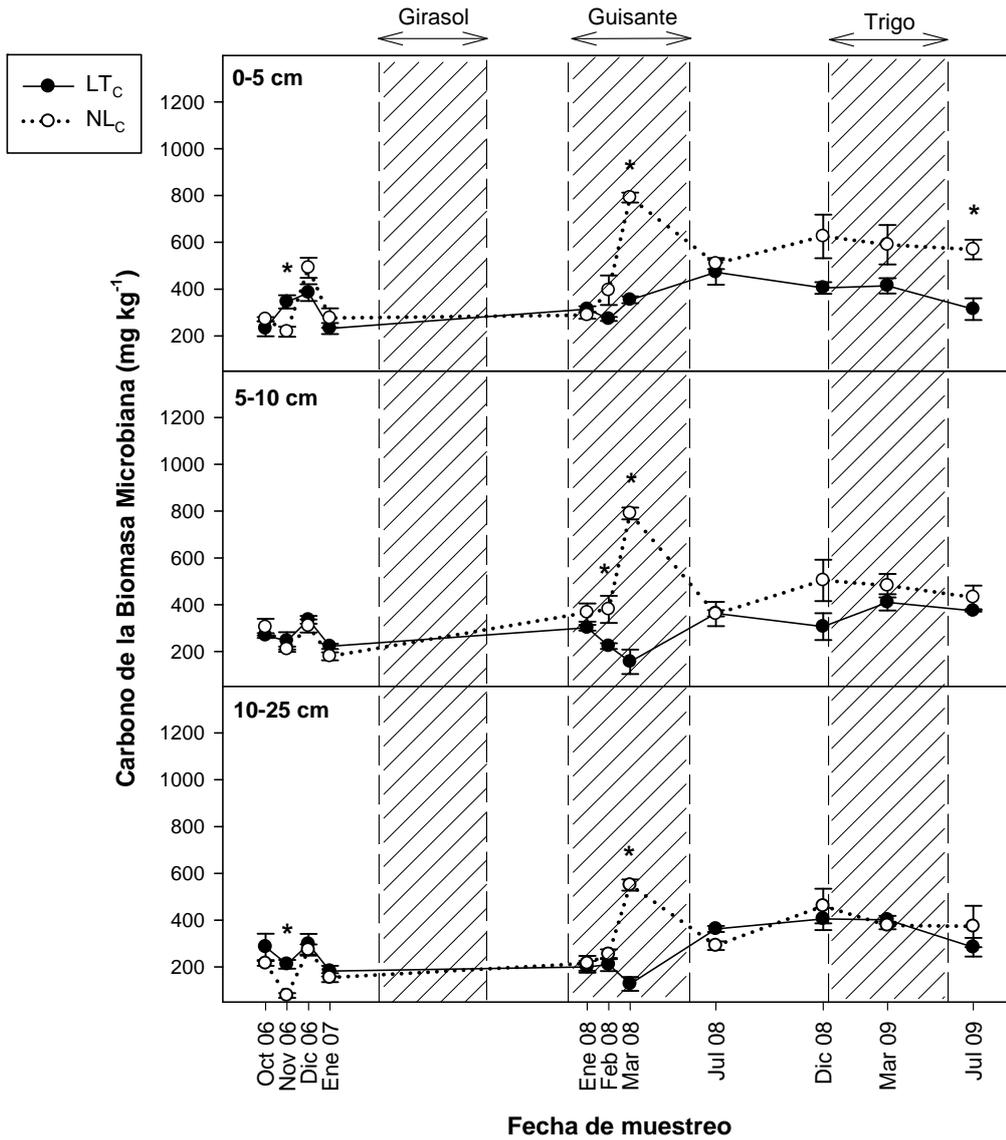
**Figura IV.1.13.** Razón de estratificación (RE) del carbono activo (CA)  $\pm$  error estándar en diferentes muestreos a lo largo de los dos años de estudio de este parámetro. Las figuras A y B corresponden al experimento de larga duración, a las profundidades 0-5/5-10 y 0-5/10-25 cm, respectivamente. Las figuras C y D corresponden al experimento de corta duración con las mismas profundidades. Las diferencias estadísticas se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

También se analizó el CBM, parámetro ampliamente utilizado por otros autores como indicador sensible de la calidad del suelo (Powelson et al., 1987; Gil-Sotres et al., 2005). La biomasa microbiana, aunque no suele representar más de un 5% de la MO total, desempeña un papel fundamental en el ciclo de nutrientes (Dalal, 1998). En general y al igual que la mayoría de variables estudiadas, el CBM presentó valores superiores en los tratamientos de LC con respecto los de LT, con diferencias estadísticas significativas en muchos de los muestreos, tanto para el ELD como para el ECD (Figuras IV.1.14 y IV.1.15). A pesar de que, en general y para los anteriores parámetros estudiados, la profundidad 0-5 cm es la más representativa en cuanto a diferencias entre tratamientos, en el caso de los contenidos CBM, este patrón continuó también en las profundidades 5-10 y 10-25 cm, aunque con diferencias menos acusadas que para 0-5 cm. En general el CBM mostró una tendencia hacia valores más altos en las campañas de guisante y trigo y sobre todo en los tratamientos de LC. Este comportamiento fue contrario para el CH. La entrada de una leguminosa en la rotación (guisante) pudo haber potenciado la actividad microbiana (aumentando el CBM), con

la consiguiente utilización de fracciones solubles de C (como el CH), manteniéndose cierto efecto residual en la campaña siguiente.



**Figura IV.1.14.** Carbono de la biomasa microbiana (mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos (p < 0,05).



**Figura IV.1.15.** Carbono de la biomasa microbiana ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración ( $\text{LT}_c$  y  $\text{NL}_c$ ) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

La campaña 2007-2008 (guisante), fue la más representativa en lo que a diferencias entre tratamientos se refiere, sobre todo en el ELD con diferencias estadísticas para la mayoría de los muestreos de esta campaña con valores mayores

para LR<sub>L</sub>. En el muestreo de diciembre de 2008 (trigo) se registró un ligero ascenso del CBM con respecto al muestreo de julio de 2008, seguramente debido a que en la campaña anterior el cultivo fue una leguminosa, dando lugar a un enriquecimiento del suelo, aumentando con ello la actividad microbiana según se acaba de indicar. Varios autores han puesto de manifiesto la influencia positiva de los cultivos de leguminosa en el estatus microbiológico del suelo (Nuruzzaman et al., 2005; Sainju et al., 2005; Sainju et al., 2006).

En algunos muestreos del ECD, los valores de CBM en NL<sub>C</sub> fueron aproximadamente el doble que los observados en LT<sub>C</sub> (Figura IV.1.15), (en marzo 2008, 0-5 cm, 354 y 791 mg kg<sup>-1</sup> en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente; en julio 2009, 0-5 cm, 314 y 569 mg kg<sup>-1</sup> en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente). En general, la tendencia a mayores valores en NL<sub>C</sub> se mantuvo en las tres profundidades estudiadas, aunque las diferencias fueron disminuyendo a medida que se aumentó en profundidad.

El estudio del CBM es muy importante, debido a su impacto sobre la mineralización de MO y nutrientes. Generalmente, el CBM aumenta con el aumento de COT (García-Gil et al., 2000), aunque esta relación puede verse afectada por el microclima, el contenido de humedad en el suelo, la temperatura del suelo (Insam y Haselwandter, 1989) y la rotación de cultivos (Anderson y Domsch, 1989), por lo que no siempre será un indicador temprano de los cambios producidos en el suelo debido a las técnicas de manejo del mismo (Álvarez y Álvarez, 2000).

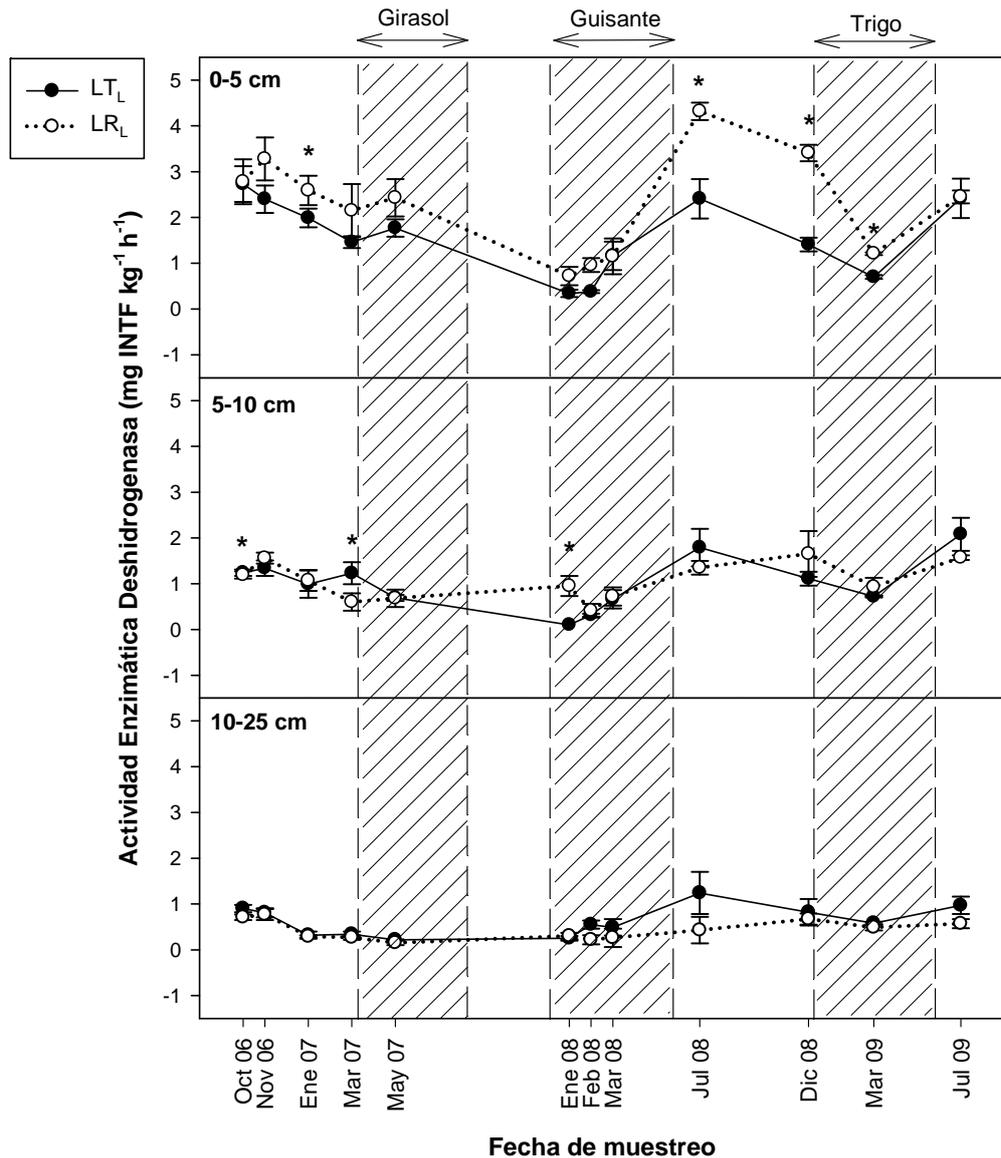
Según algunos autores (Anderson y Domsch, 1989; Carter, 1991), la razón CBM/COT (expresada como porcentaje) puede ser una medida más exacta del dinamismo de la MO en el suelo que cada uno de los dos parámetros por separado, por lo que en algunos casos este cociente puede suministrar información importante. Este valor refleja la disponibilidad de sustrato para la microflora microbiana y también es un indicador de la fracción recalcitrante de MO (Joergensen y Scheu, 1999). Saviozzi et al. (2001) consideró este indicador como el más sensible a las distintas prácticas de manejo del suelo. En nuestro caso, el ELD no presentó diferencias entre tratamientos para la razón CBM/COT y el patrón de resultados no fue claro entre los distintos muestreos, oscilando los valores entre 4,0-9,2 % en LT<sub>L</sub> y 2,9-9,8 % en LR<sub>L</sub> en 0-5 cm de profundidad. En el ECD y para la misma profundidad, las diferencias entre tratamientos fueron algo mayores situándose el rango de valores entre 2,3-4,9 % en LT<sub>C</sub> y 2,6-7,9 % en NL<sub>C</sub> (valores ligeramente superiores bajo NL<sub>C</sub>). Jenkinson y Ladd (1981) obtuvieron valores entre 1-5%, mientras que Mastro et al. (2009) publicaron valores entre 2,9 y 8,1%. El mayor valor de este parámetro en tratamientos de LC indicaría una mayor cantidad de sustrato disponible para el crecimiento microbiano (Anderson, 2003).

En relación con los parámetros estudiados, el aumento en COT, CA, CH y CBM en superficie bajo los tratamientos de LC de ambos experimentos, podría estar asociado con la mayor entrada de residuos de cosecha que se dejan en superficie en estos tratamientos, y con su lento proceso de descomposición (Reeves, 1997 y Salinas-García et al., 2002).

### IV.1.1.2.3. Actividades enzimáticas

Además de las fracciones de C analizadas, se estudiaron las actividades enzimáticas deshidrogenasa (AED),  $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -Glu) y difenol oxidasa (DfOx), parámetros bioquímicos considerados también como sensibles a los cambios en la calidad de un suelo. Las actividades enzimáticas se han utilizado de distintas formas para evaluar calidad agronómica y ambiental. Además, se han probado como índices de productividad, contaminación y reciclado de nutrientes (Nannipieri et al., 1990; Pérez-De-Mora et al., 2006) de manera que cambios en las actividades enzimáticas del suelo, se traducen en alteraciones de su calidad (Dick, 1994; Madejón et al., 2007). Las actividades enzimáticas también son indicadores sensibles y tempranos de las diferentes prácticas de manejo del suelo, que pueden introducir cambios en su fertilidad (Albiach et al., 1999; Benitez et al., 2006; Melero et al., 2006). Otro punto a tener en cuenta sería la variabilidad temporal de dichas actividades, siendo parámetros susceptibles a variación según diversos factores (humedad, temperatura, COT, cultivo, etc).

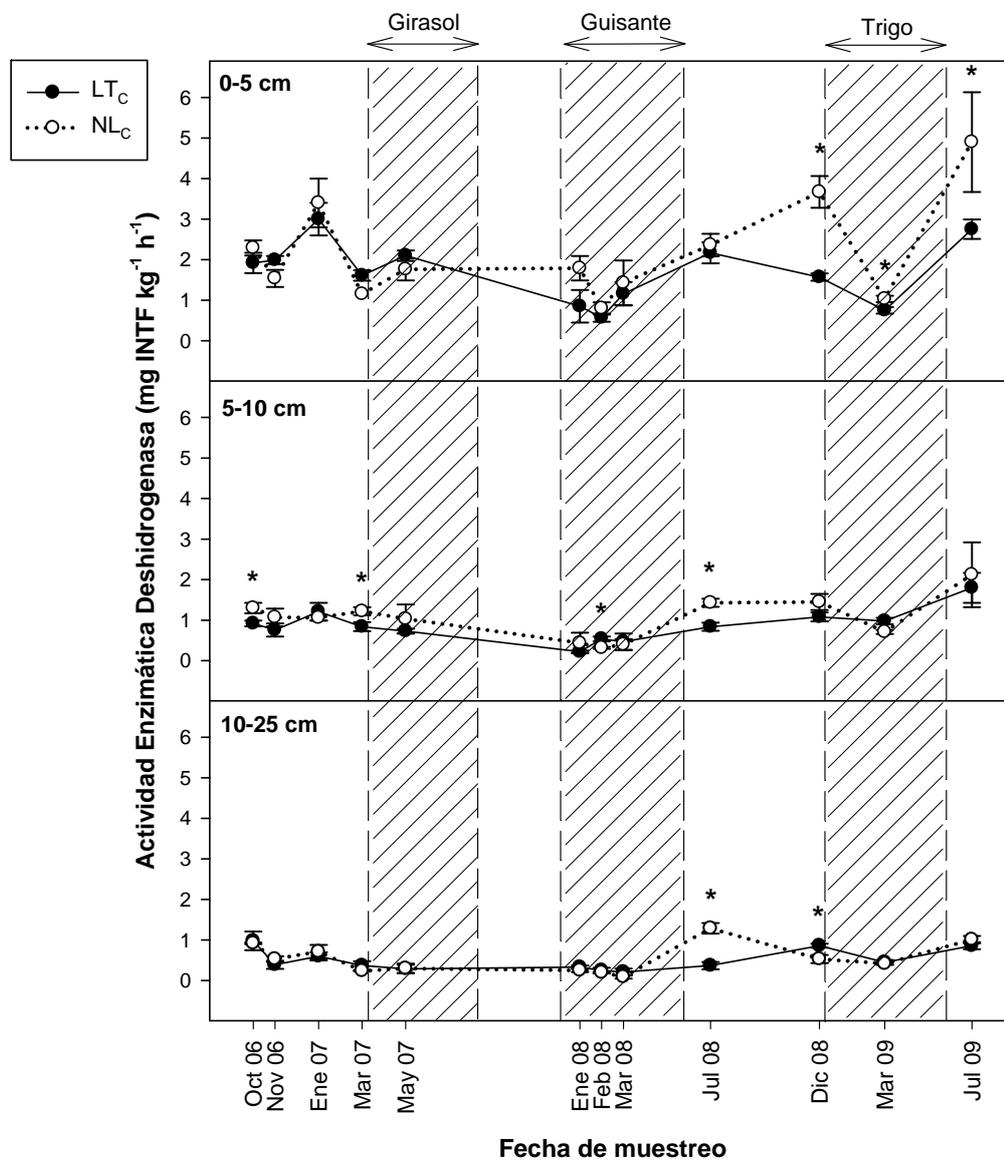
La AED es una actividad intracelular y está asociada a procesos respiratorios de los microorganismos (Nannipieri, 1994), por ello, se estima que es más dependiente del estado metabólico y de la actividad biológica general que cualquiera de las demás enzimas presentes en el suelo. De esta manera ha sido utilizada como un índice de fertilidad o como indicador de la actividad microbiana de los suelos (García et al., 1997). En nuestro caso, fue un buen indicador de las mejoras ocasionadas en el suelo debido a la aplicación de técnicas de LC, efecto también observado por otros autores (Madejón et al., 2007; Melero et al., 2007a,b). En el ELD (Figura IV.1.16), y en la capa más superficial (0-5 cm), los valores de AED fueron mayores en LR<sub>L</sub> con respecto a LT<sub>L</sub> en todos los muestreos, con diferencias estadísticas en algunos de ellos. En la profundidad 5-10 cm la tendencia no fue tan clara, invirtiéndose en algunos casos el comportamiento anterior. En 10-25 cm los valores de AED fueron muy similares para los dos tratamientos y en todos los muestreos. Se observa pues, que como en otras variables las diferencias entre tratamientos disminuyeron en profundidad.



**Figura IV.1.16.** Actividad enzimática deshidrogenasa ( $\text{mg INTF kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración ( $\text{LT}_L$  y  $\text{LR}_L$ ) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

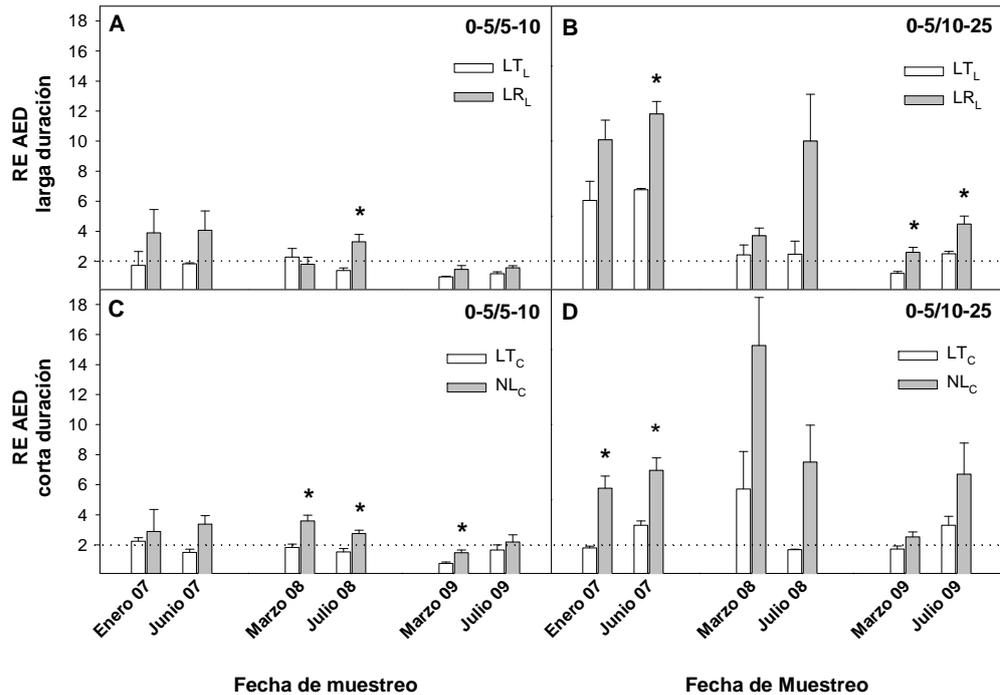
En el ECD (Figura IV.1.17), los valores de AED fueron superiores en  $\text{NL}_C$  que en  $\text{LT}_C$  en la mayoría de los casos (profundidades de 0-5 y 5-10 cm), aunque no siempre con diferencias significativas. Los valores más altos de la actividad se observaron en la campaña correspondiente al cultivo de trigo, donde en la primera profundidad se

obtuvieron valores en torno al doble bajo NL<sub>C</sub> en dos de los muestreos realizados (diciembre 2008, 1,57 y 3,67 mg INTF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente; julio 2009, 2,75 y 4,90 mg INTF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente).



**Figura IV.1.17.** Actividad enzimática deshidrogenasa (mg INTF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>) a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Se presentan diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos (p < 0,05).

Cabe destacar, que tanto en el experimento de larga como en el de corta duración, el cultivo de guisante tuvo repercusión en esta actividad, dado que tras su campaña, se produjeron aumentos importantes en la AED (sobre todo en los tratamientos de LC), seguramente por la permanencia del residuo de cultivo en el suelo. Como ya se comentó en el caso del CBM, el guisante, como leguminosa, aporta al suelo importantes cantidades de N produciendo un enriquecimiento del mismo, que posteriormente puede traducirse en el aumento de algunas variables biológicas como hemos visto en este caso.



**Figura IV.1.18.** Razón de estratificación (RE) de la actividad enzimática deshidrogenasa (AED)  $\pm$  error estándar en diferentes muestreos a lo largo de los tres años de estudio. Las figuras A y B corresponden al experimento de larga duración y razones de profundidad 0-5/5-10 y 0-5/10-25 cm, respectivamente. Las figuras C y D corresponden al experimento de corta duración con las mismas profundidades. Las diferencias estadísticas se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

La RE calculada a partir de los valores de AED (Figura IV.1.18), fue superior a 2 en la mayoría de los muestreos, sobre todo en los tratamientos de LC. Los valores de la razón 0-5/10-25 cm, fueron bastante altos, superándose en algunos casos el valor de 10, cinco veces por encima de los obtenidos para el COT. Además se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en algunos de los muestreos, incluso en el ECD (marzo 2008, julio 2008 y marzo 2009 para 0-5/5-10 cm; enero y junio 2007

para 0-5/10-25 cm), a pesar de su corto tiempo de establecimiento en comparación con el ELD. Se pone de manifiesto lo expresado anteriormente, que ligeros cambios en el COT dan lugar a mayores cambios en otras variables, como las biológicas, sobre todo en la AED (Madejón et al., 2007).

Además de la AED, se estudiaron dos hidrolasas:  $\beta$ -Glu y DfOx durante el segundo y tercer año de experimentación.

La actividad  $\beta$ -Glu es del grupo de actividades enzimáticas que cataliza la hidrólisis de diferentes glucósidos dando lugar a la producción de azúcares. Esta enzima es importante en el suelo, porque participa en la degradación de carbohidratos y proporciona sustrato a los microorganismos (De la Horra et al., 2003). De forma parecida a la AED, la  $\beta$ -Glu resultó ser un buen indicador de diferencias entre los distintos tratamientos de laboreo, siendo superior en los de LC ( $LR_L$  y  $NL_C$ ). Como en otros parámetros, las diferencias fueron más claras en la capa superficial (0-5 cm), tanto en el ELD (Tabla IV.1.8) como en el ECD (Tabla IV.1.9). De nuevo en el ELD se puso de manifiesto el tiempo de establecimiento, dado que en este caso se encontraron diferencias estadísticas entre  $LT_L$  y  $LR_L$  en todos los muestreos desde el verano de 2008 (Tabla IV.1.8). En nuestro caso, valores comparativamente más pequeños para esta actividad indicarán un manejo más agresivo del suelo, como es el caso del laboreo tradicional.

**Tabla IV.1.8.** Actividad enzimática  $\beta$ -glucosidasa ( $\text{mg PNF kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	$LT_L$	140 $\pm$ 18,8	122 $\pm$ 24,6	109 $\pm$ 11,7	150 $\pm$ 13,8	40,6 $\pm$ 7,73
	$LR_L$	169 $\pm$ 19,5	236 $\pm$ 20,5*	172 $\pm$ 19,6*	251 $\pm$ 21,8*	120 $\pm$ 7,93*
5-10	$LT_L$	84,2 $\pm$ 11,0	115 $\pm$ 19,0	93,2 $\pm$ 11,7	122 $\pm$ 15,0	41,2 $\pm$ 5,17
	$LR_L$	108 $\pm$ 13,1	136,1 $\pm$ 27,0	71,0 $\pm$ 13,3	178 $\pm$ 45,2	50,0 $\pm$ 4,64
10-25	$LT_L$	55,6 $\pm$ 11,2	84,0 $\pm$ 18,6	77,3 $\pm$ 2,18*	77,1 $\pm$ 10,2	33,0 $\pm$ 1,96
	$LR_L$	98,8 $\pm$ 4,70*	66,2 $\pm$ 16,4	32,0 $\pm$ 1,78	105 $\pm$ 28,0	26,2 $\pm$ 7,12

En el ECD también se observó una clara tendencia a mayores valores para  $NL_C$  en la profundidad 0-5 cm, con una diferencia significativa en diciembre de 2008 (incluso en 5-10 cm). Sin embargo a mayores profundidades el comportamiento se invirtió en cierta medida, apareciendo en ocasiones valores algo mayores bajo  $LT_C$  (con diferencias significativas en julio de 2008).

En el muestreo de julio de 2009 y en ambos experimentos, llama la atención el repentino descenso en los valores de la actividad  $\beta$ -Glu. Esta tendencia a valores más bajos en las últimas etapas de este estudio, se observó también en el CH e incluso en

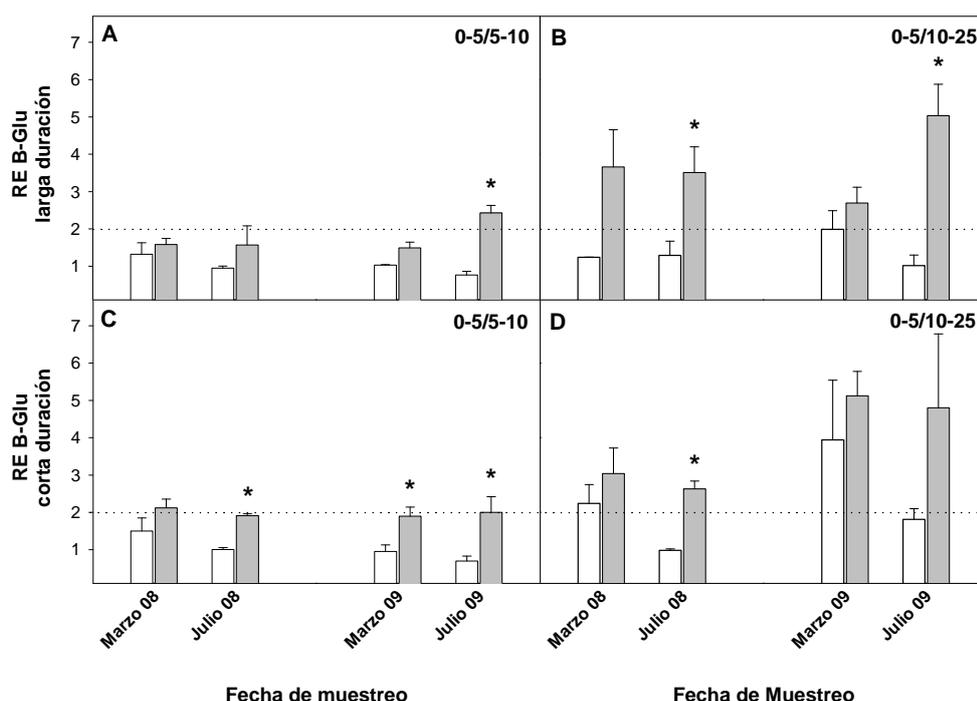
el CBM (aunque menos acusadamente), lo que podría indicar una disminución del ritmo de mineralización de la MO, especialmente en las últimas etapas de degradación por falta de sustrato (fracciones más lábiles de C). Esta teoría se fortalece con el estudio de nuevos muestreos posteriores a julio de 2009 (no englobados en esta tesis doctoral), donde se encontró la misma tendencia al descenso en las concentraciones de las fracciones más lábiles de C, así como de las actividades enzimáticas. No obstante, se requerirá el estudio minucioso de este hecho para llegar a resultados concluyentes.

**Tabla IV.1.9.** Actividad enzimática  $\beta$ -glucosidasa ( $\text{mg PNF kg}^{-1} \text{ h}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	LT <sub>C</sub>	97,2 $\pm$ 5,60	81,6 $\pm$ 4,60	126 $\pm$ 15,8	105 $\pm$ 19,7	40,7 $\pm$ 2,21
	NL <sub>C</sub>	103 $\pm$ 12,4	106 $\pm$ 11,0	219 $\pm$ 23,3*	160 $\pm$ 20,9	90,3 $\pm$ 30,9
5-10	LT <sub>C</sub>	71,6 $\pm$ 9,70	83,7 $\pm$ 3,50*	73,0 $\pm$ 8,42	131 $\pm$ 20,8	63,0 $\pm$ 12,8
	NL <sub>C</sub>	50,1 $\pm$ 7,36	55,2 $\pm$ 4,80	138 $\pm$ 29,3*	88,0 $\pm$ 16,8	42,1 $\pm$ 10,3
10-25	LT <sub>C</sub>	48,2 $\pm$ 8,41	85,2 $\pm$ 6,22	59,6 $\pm$ 7,72	40,0 $\pm$ 9,65	23,5 $\pm$ 3,79
	NL <sub>C</sub>	36,5 $\pm$ 3,92	40,2 $\pm$ 2,83*	60,5 $\pm$ 11,0	31,3 $\pm$ 1,71	19,2 $\pm$ 3,49

El cálculo de la RE para la actividad  $\beta$ -Glu (Figura IV.1.19), también se mostró como una herramienta válida para destacar los cambios ocasionados por el laboreo en la superficie del suelo. Nuevamente, y en todos los muestreos, los valores obtenidos en los tratamientos de laboreo de conservación (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>) se encontraron por encima de los de laboreo tradicional (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>), con algunas diferencias estadísticas significativas en ambos experimentos. En la RE 0-5/10-25 cm (Figura IV.1.19 B y D) los valores fueron superiores a 2 en los tratamientos bajo LC. Igual que para la AED, los valores de RE calculados a partir de la  $\beta$ -Glu fueron mucho más indicativos de las mejoras en la superficie del suelo cuando se emplean técnicas de LC. De esto, se confirma la validez de las relaciones de estratificación como índices de los beneficios del LC en las propiedades bioquímicas del suelo en nuestras condiciones climáticas.

También se estudió la actividad enzimática DfOx, que cataliza la oxidación de compuestos fenólicos a quinonas, participando en la formación de ácidos húmicos e indicando la capacidad de la microflora para degradar sustancias orgánicas recalcitrantes (Perucci et al., 2000). En nuestros suelos, esta actividad no presentó diferencias tan claras entre tratamientos como las que mostraron otros parámetros bioquímicos (Tablas IV.1.10 y IV.1.11).



**Figura IV.1.19.** Razón de estratificación (RE) de la actividad enzimática  $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -Glu)  $\pm$  error estándar en diferentes muestreos a lo largo de los dos años de estudio. Las figuras A y B corresponden al experimento de larga duración y razones de profundidad 0-5/5-10 y 0-5/10-25 cm, respectivamente. Las figuras C y D corresponden al experimento de corta duración con las mismas profundidades. Las diferencias estadísticas se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

**Tabla IV.1.10.** Actividad enzimática difenol oxidasa ( $\text{mg cathecol } 10 \text{ min}^{-1}\text{g}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos del experimento de larga duración a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	LT <sub>L</sub>	1,64 $\pm$ 0,03	1,33 $\pm$ 0,04	1,31 $\pm$ 0,22	0,58 $\pm$ 0,03	0,65 $\pm$ 0,06
	LR <sub>L</sub>	2,53 $\pm$ 0,37	1,55 $\pm$ 0,09	1,36 $\pm$ 0,09	0,54 $\pm$ 0,05	0,65 $\pm$ 0,04
5-10	LT <sub>L</sub>	1,82 $\pm$ 0,03	1,43 $\pm$ 0,48	1,36 $\pm$ 0,06	0,48 $\pm$ 0,02	0,75 $\pm$ 0,04
	LR <sub>L</sub>	2,31 $\pm$ 0,34	1,39 $\pm$ 0,03	1,44 $\pm$ 0,10	0,52 $\pm$ 0,01	0,85 $\pm$ 0,05
10-25	LT <sub>L</sub>	1,87 $\pm$ 0,15	1,41 $\pm$ 0,04	1,28 $\pm$ 0,03	0,46 $\pm$ 0,02	0,64 $\pm$ 0,07
	LR <sub>L</sub>	1,75 $\pm$ 0,02	1,61 $\pm$ 0,13	1,48 $\pm$ 0,06*	0,49 $\pm$ 0,05	0,80 $\pm$ 0,01

**Tabla IV.1.11.** Actividad enzimática difenol oxidasa (DfOx, mg catechol 10 min<sup>-1</sup>g<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos del experimento de corta duración a las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm en varios muestreos durante 2008 y 2009. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco (p<0,05).

Prof.	Trat.	Fecha de muestreo				
		Mar 08	Jul 08	Dic 08	Mar 09	Jul 09
0-5	LT <sub>c</sub>	1,97±0,07*	1,74±0,01*	1,34±0,09	0,46±0,03	0,82±0,20
	NL <sub>c</sub>	1,73±0,05	1,50±0,01	1,42±0,06	0,60±0,02*	0,59±0,02
5-10	LT <sub>c</sub>	2,04±0,04	1,79±0,02	1,30±0,12	0,60±0,04	0,69±0,03
	NL <sub>c</sub>	2,00±0,11	1,62±0,22	1,52±0,12	0,56±0,06	0,65±0,02
10-25	LT <sub>c</sub>	2,26±0,07*	1,94±0,04	1,50±0,04	0,63±0,02	0,70±0,08
	NL <sub>c</sub>	1,98±0,06	1,76±0,23	1,52±0,04	0,59±0,06	0,75±0,03

En algunos de los muestreos y en ambos experimentos, la DfOx aumentó en las profundidades 5-10 y 10-25 cm con respecto a 0-5 cm, lo que podría deberse a una menor proporción de MO disponible y humificada en las capas más profundas (Haynes, 1999).

#### IV.1.1.2.4. Correlaciones entre parámetros

Los parámetros estudiados están estrechamente relacionados con el contenido de C orgánico del suelo. En la Tabla IV.1.12 se observa que existe una correlación positiva entre COT y CH, CA, CBM, DHA y β-Glu, con alta significación estadística (p<0,01). No ocurre lo mismo en el caso de la DfOx, donde, aunque la correlación es positiva, es muy baja y sin significación.

**Tabla IV.1.12.** Coeficientes de correlación de Pearson entre el carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CH), carbono activo (CA), carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad enzimática deshidrogenasa (AED), β-glucosidasa (β-Glu) y difenol oxidasa (DfOx), N=215. Diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco (\*\* p < 0,01).

	COT	CH	CA	CBM	DHA	β-Glu	DfOx
COT	-	0,191**	0,433**	0,167**	0,436**	0,417**	0,041
CH		-	0,026	-0,310**	0,113**	0,354**	-0,079
CA			-	0,069	0,432**	0,505**	-0,069
CBM				-	0,032	0,049	0,412**
DHA					-	0,292**	-0,130
β-Glu						-	-0,048
DfOx							-

Esta relación positiva con la mayoría de parámetros es lógica, ya que a mayor contenido de COT, puede ser mayor el contenido de CH, que es la fuente de carbono más accesible para plantas y microorganismos, por lo que aumentaría la biomasa microbiana en el suelo (aumentando el CBM), y por lo tanto mayor sería la población y actividad de los mismos (AED,  $\beta$ -Glu). En resumen, un mayor índice de COT, además de representar un mayor contenido de C orgánico, indica un aumento de la actividad biológica del suelo, ya que supone un sustrato básico para la población microbiana.

Un caso que parece distinto es el de la actividad enzimática DfOx, que por su naturaleza, no está directamente relacionada con el contenido de MO sino más bien con la descomposición de ésta y la producción de compuestos fenólicos. Además está estrechamente relacionada con la degradación de pesticidas, donde se produciría un aumento de sustrato para esta actividad en la mayoría de los casos. Es por ello que los resultados obtenidos en este estudio con respecto a la DfOx pueden ser poco esclarecedores, por lo que no se trata de un indicador fiable en este caso.

#### **IV.1.1.2.5. Análisis de componentes principales y discriminante**

##### Análisis de componentes principales (ACP)

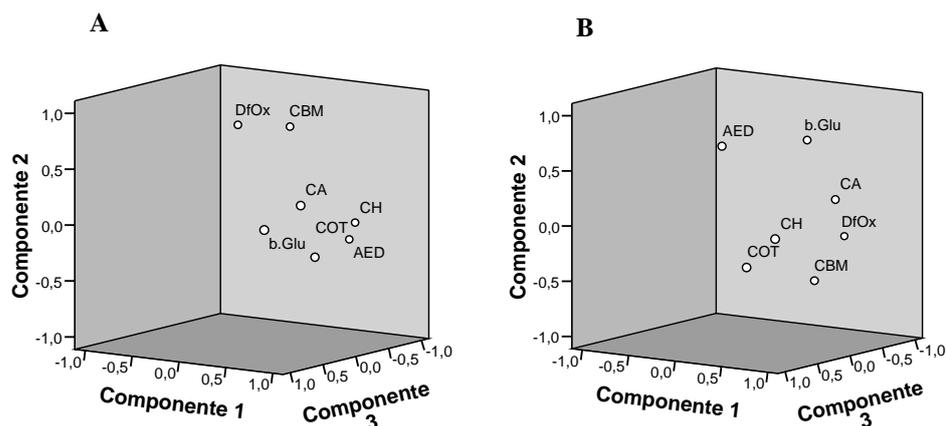
Teniendo en cuenta las numerosas correlaciones obtenidas (apartado anterior), se decidió realizar un ACP con el fin de determinar aquellos factores que expliquen la mayor parte de la variabilidad global del sistema. En la figura IV.1.20 se representan, en tres dimensiones, las componentes principales obtenidas en el análisis de los resultados para el ELD. Se analizaron las profundidades 0-5 y 5-10 cm conjuntamente (0-10 cm), por ser éstas las más representativas y similares entre sí (Figura IV.1.20A), y, por otro lado, se incluyó el análisis de la profundidad 10-25 cm (Figura IV.1.20B). En ambos casos se seleccionaron tres componentes principales.

Para la profundidad 0-10 cm las componentes principales fueron:

$$CP_1 = 0,803 \text{ COT} + 0,723 \text{ AED} + 0,760 \text{ CH} + 0,258 \text{ CBM} + 0,736 \text{ CA} + 0,590 \beta\text{-Glu} - 0,133 \text{ DfOx}$$

$$CP_2 = -0,228 \text{ COT} - 0,167 \text{ AED} - 0,019 \text{ CH} + 0,828 \text{ CBM} + 0,246 \text{ CA} + 0,062 \beta\text{-Glu} + 0,838 \text{ DfOx}$$

$$CP_3 = 0,183 \text{ COT} - 0,453 \text{ AED} - 0,489 \text{ CH} - 0,213 \text{ CBM} + 0,306 \text{ CA} + 0,653 \beta\text{-Glu} + 0,021 \text{ DfOx}$$



**Figura IV.1.20.** Gráfico de componentes principales para las profundidades 0-10 cm (A) y 10-25 cm (B) en el experimento de larga duración.

En el ACP, se observó que para la profundidad 0-10 cm, la primera componente explicó el 38,8% de la varianza total, la segunda el 21,9 % y la tercera el 14,9%. En total las tres componentes principales explicaron el 75,6% de la varianza. La primera componente principal estuvo fuertemente correlacionada con el COT y el CH, aunque también tuvieron bastante influencia sobre esta componente el CA y la AED. La segunda componente estuvo correlacionada con la DfOx y el CBM, y finalmente la tercera con la actividad  $\beta$ -Glu, aunque en este caso ya con menos relevancia, dado que el coeficiente obtenido fue menor de 0,7.

Para el caso de la profundidad 10-25 cm en el ELD, las tres componentes principales fueron:

$$CP_1 = 0,455 \text{ COT} + 0,057 \text{ AED} + 0,678 \text{ CH} + 0,701 \text{ CBM} + 0,776 \text{ CA} + 0,472 \beta\text{-Glu} + 0,692 \text{ DfOx}$$

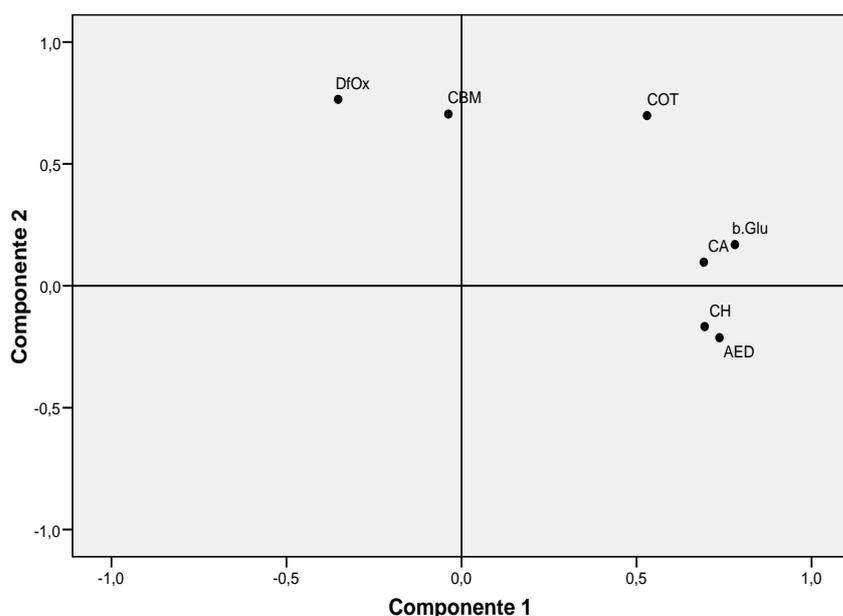
$$CP_2 = -0,282 \text{ COT} + 0,749 \text{ AED} - 0,020 \text{ CH} - 0,477 \text{ CBM} + 0,235 \text{ CA} + 0,742 \beta\text{-Glu} - 0,143 \text{ DfOx}$$

$$CP_3 = 0,658 \text{ COT} + 0,468 \text{ AED} + 0,536 \text{ CH} - 0,036 \text{ CBM} - 0,250 \text{ CA} - 0,250 \beta\text{-Glu} - 0,508 \text{ DfOx}$$

En este caso, en el ACP, la primera componente explicó el 35,2% de la varianza total, la segunda el 21,4 % y la tercera el 18,9%, siendo la aportación de las tres componentes a la varianza total del 75,5%. La primera componente estuvo fuertemente correlacionada con el CA y el CBM, la segunda con las actividades enzimáticas AED y  $\beta$ -Glu y la tercera con el COT. Del análisis realizado se deduce que en 0-10 cm de profundidad y para el ELD, el COT juega un papel muy relevante en el resto de propiedades físico-químicas estudiadas. Así mismo el CBM y la  $\beta$ -Glu parecieron estar menos relacionados con el resto de parámetros. Estos resultados concuerdan con el tiempo de establecimiento del experimento, dado que tras un largo

periodo, el COT, un parámetro de leve modificación temporal, nos puede marcar el comportamiento de estos tratamientos con respecto a otras variables. En la profundidad 10-25 cm no se observó el mismo efecto, pues las variables estudiadas no presentaron un comportamiento claro en ninguno de los tratamientos estudiados. Este hecho nos lleva de nuevo a afirmar que los primeros centímetros "la piel del suelo" son los más importantes, y los más representativos desde el punto de vista de actividad y calidad.

Para el ECD se seleccionaron dos componentes principales en la profundidad 0-10 cm (Figura IV.1.21) y tres en 10-25 cm (Figura IV.1.22).



**Figura IV.1.21.** Gráfico de componentes principales para la profundidad 0-10 cm en el experimento de corta duración.

Las dos componentes en 0-10 cm para el ECD fueron:

$$CP_1 = 0,530 \text{ COT} + 0,737 \text{ AED} + 0,695 \text{ CH} - 0,037 \text{ CBM} + 0,692 \text{ CA} + 0,781 \beta\text{-Glu} - 0,352 \text{ DfOx}$$

$$CP_2 = 0,698 \text{ COT} - 0,213 \text{ AED} - 0,167 \text{ CH} + 0,704 \text{ CBM} + 0,097 \text{ CA} + 0,169 \beta\text{-Glu} + 0,764 \text{ DfOx}$$

En el análisis de componentes, para esta profundidad, se observó que la primera componente explicó el 36,0% de la varianza total, la segunda el 24,0% y la tercera el 12,9%. En total las tres componentes principales explicaron el 72,9% de la varianza.

La primera componente principal estuvo fuertemente correlacionada con las actividades enzimáticas AED y  $\beta$ -Glu, mientras que la segunda componente lo estuvo con el CBM y la actividad DfOx.

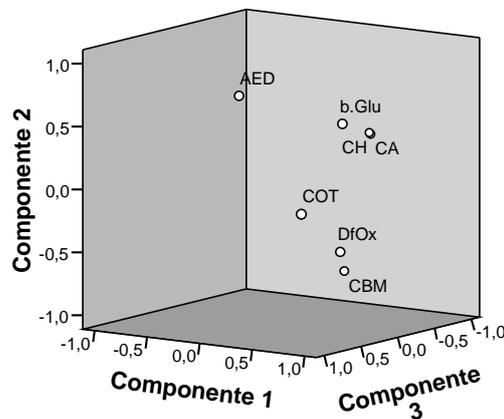
En el estudio de la profundidad 10-25 cm, las tres componentes principales fueron:

$$CP_1 = 0,581 \text{ COT} - 0,053 \text{ AED} + 0,523 \text{ CH} + 0,534 \text{ CBM} + 0,491 \text{ CA} + 0,677 \beta\text{-Glu} + 0,710 \text{ DfOx}$$

$$CP_2 = -0,105 \text{ COT} + 0,763 \text{ AED} + 0,392 \text{ CH} - 0,655 \text{ CBM} + 0,367 \text{ CA} + 0,562 \beta\text{-Glu} - 0,442 \text{ DfOx}$$

$$CP_3 = 0,557 \text{ COT} + 0,499 \text{ AED} - 0,451 \text{ CH} - 0,094 \text{ CBM} - 0,515 \text{ CA} + 0,135 \beta\text{-Glu} + 0,212 \text{ DfOx}$$

En esta profundidad, la primera componente explicó el 30,0% de la varianza total, la segunda el 26,0% y la tercera el 15,7%. En total las tres componentes principales explicaron el 71,8% de la varianza. De las tres componentes obtenidas, la primera estuvo fuertemente correlacionada con las actividades enzimáticas  $\beta$ -Glu y DfOx, la segunda con AED y la tercera con el COT.



**Figura IV.1.22.** Gráfico de componentes principales para la profundidad 10-25 cm en el experimento de corta duración.

De este estudio se deduce que para los primeros cm del suelo, al contrario que en el ELD, en el ECD el COT no fue la variable más importante que pudo explicar la variabilidad de las demás. Como se observa en la Figura IV.1.21, el COT quedó alejado del resto de variables. Sin embargo, se observó que las actividades enzimáticas AED y  $\beta$ -Glu fueron indicadores más tempranos de los cambios producidos en la calidad del suelo debido a la aplicación de las técnicas de LC. El hecho de que las actividades enzimáticas sean indicadores sensibles y tempranos de las diferentes prácticas de manejo en el suelo ha sido comprobado también por otros autores (Albiach et al.,

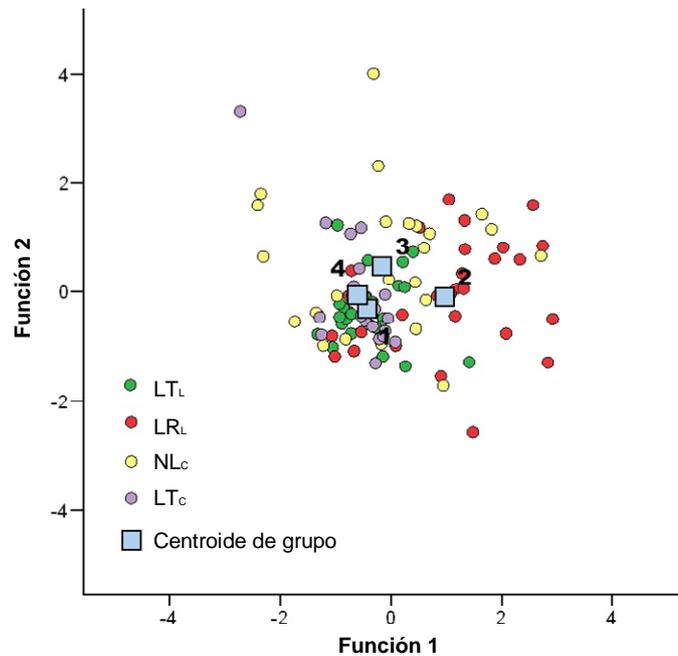
1999; Benítez et al., 2006; Melero et al., 2006). Por el contrario, los parámetros físico-químicos son indicadores más lentos de cambio, siendo necesario el paso de algunos años para que éstos sufran modificación (Nannipieri et al., 1990), como ocurre en nuestro caso para el COT. Éste hecho es de gran importancia, pues nos pone de manifiesto que los diferentes tiempos desde el establecimiento en cada experimento son fundamentales para explicar el comportamiento de sus variables relacionadas. En este caso, el corto tiempo desde el establecimiento del experimento, todavía no relaciona de forma acentuada al COT con el resto de variables, efecto que seguramente se observaría a más largo plazo, como ocurre con el ELD.

Como comentario general, resultado del estudio de los dos experimentos (larga y corta duración), podemos decir que en este caso el CBM no fue un indicador importante de los cambios producidos en los tratamientos debido a cada técnica de laboreo en particular. Por otro lado, ocurrió lo mismo con la actividad DfOx, que en nuestro caso de estudio tampoco nos sirvió para explicar las diferencias entre las distintas técnicas de laboreo.

#### Análisis discriminante

Además del análisis de componentes principales, se realizó un análisis discriminante con los datos de todos los tratamientos, analizando el ELD y el ECD conjuntamente (Figura IV.1.23). Al igual que en el análisis anterior, se estudió por un lado la profundidad 0-10 cm y por otro 10-25 cm.

En el análisis discriminante realizado con los dos experimentos, los grupos centroides así como la dispersión de puntos de los tratamientos de laboreo tradicional ( $LT_L$  y  $LT_C$ ) estuvieron prácticamente solapados. Ello significa que a pesar de tratarse de tratamientos de muy distinto tiempo de establecimiento, ambos tienen características muy similares en cuanto a sus propiedades se refiere, por lo que podemos decir que el uso de la vertedera provocó un efecto apreciable incluso a corto plazo. Por el contrario, el efecto del tiempo resultó fundamental en los tratamientos de LC. El tratamiento  $NL_C$ , a pesar de ser el más distinto al resto por la ausencia de labores, su grupo centroide se encontró todavía más cercano de  $LT_L$  y  $LT_C$ , que  $LR_L$ , posiblemente debido al corto plazo desde su establecimiento. Por otro lado,  $LR_L$  fue el tratamiento que más se alejó de todos los demás, debido a dos motivos combinados, el largo tiempo desde su establecimiento, y las diferencias producidas en el mismo debido a la aplicación de las técnicas de LC (chisel en este caso).



**Figura IV.1.23.** Funciones discriminantes canónicas para los tratamientos del experimento de larga y el de corta duración a la profundidad 0-10 cm. Números del grupo centroide: 1 =  $LT_L$ , 2 =  $LR_L$ , 3 =  $NL_C$  y 4 =  $LT_C$ .

Se ha demostrado por otros autores que el análisis multivariante es efectivo para identificar propiedades del suelo que responden a prácticas agronómicas y ofrecen una alternativa clara a los análisis univariantes para evaluar cambios en la calidad del suelo (Monreal y Bergstrom, 2000).

En el estudio de la profundidad 10-25 cm, al igual que en el análisis estadístico anterior, la tendencia no fue clara, encontrándose la disposición de los grupos centroides de cada tratamiento, así como la dispersión de los puntos, sin relación aparente (datos no mostrados).

#### **IV.1.1.3. Efecto de distintos sistemas de laboreo sobre los flujos de $CO_2$ del suelo**

Como hemos comentado en el apartado anterior, uno de los parámetros que más influye sobre la calidad de un suelo es su contenido en MO, que no suele ser muy elevado en suelos agrícolas, debido a la intensidad y a la agresividad de las prácticas a que éstos son sometidos (Paustian et al., 1997; Lal, 2004). La descomposición de la MO se favorece bajo nuestras condiciones de clima mediterráneo semi-árido, donde la temperatura del suelo es comparativamente alta. Las pérdidas de MO, además de

asociarse a una disminución de la productividad del suelo (Bauer y Black, 1994), suponen incrementos de las emisiones de CO<sub>2</sub> desde el suelo a la atmósfera (Paustian et al., 1998; Schlesinger, 2000). El CO<sub>2</sub> producido por la descomposición microbiana se almacena en los poros del suelo y se emite a la atmósfera, principalmente por un proceso de transporte difusivo debido al gradiente de concentración (Rolston, 1986). Sin embargo este proceso se ve alterado por el laboreo, produciéndose un incremento del flujo de CO<sub>2</sub> causado por la liberación física del gas inmediatamente después de las prácticas agrícolas (Reicosky y Lindstrom, 1993; Prior et al., 1997; Reicosky et al., 1997; Ellert y Janzen, 1999; Álvarez et al., 2001; Álvaro-Fuentes et al., 2007). Además del efecto inmediato de flujo de CO<sub>2</sub>, el laboreo intensivo también acelera la descomposición de la MO (Álvaro-Fuentes et al., 2007), contribuyendo a la mezcla de nuevo residuo fresco con el suelo, modificando las características del perfil (ejemplo: aireación, humedad y temperatura) y promoviendo la actividad microbiana (Doran, 1980; Reicosky et al., 1995; Peterson et al., 1998). Al mismo tiempo el laboreo favorece la rotura de macroagregados, poniendo a disposición de los microorganismos del suelo MO que estaba protegida (Six et al., 1998; Six et al., 1999). Numerosos autores han observado mayores flujos de CO<sub>2</sub> bajo LT frente a NL, incluso durante varios días e incluso semanas tras la aplicación de las labores, debido no sólo al posible efecto promotor del laboreo en la actividad microbiana del suelo (Reicosky, 1997; Dao, 1998; Rochette y Angers, 1999; Álvarez et al., 2001), sino también a la liberación de CO<sub>2</sub> procedente de los poros del suelo de capas más profundas, por el mayor volumen de suelo alterado bajo LT (Reicosky y Lindstrom, 1993).

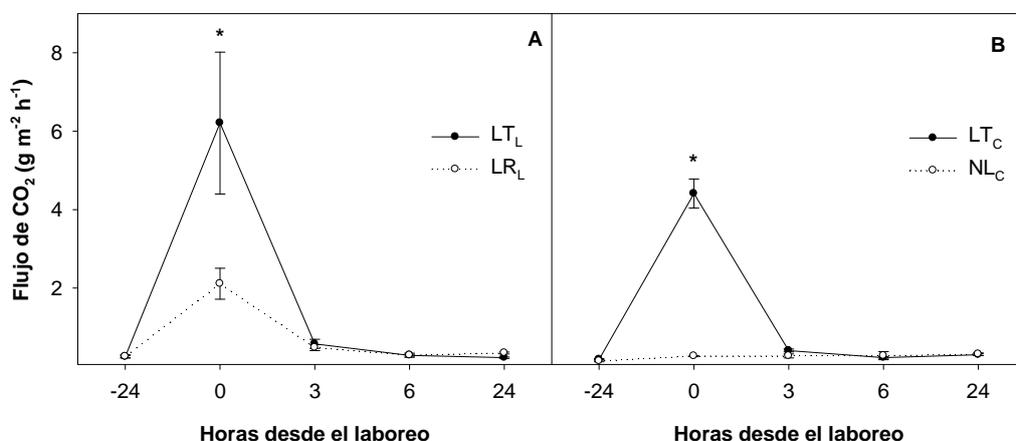
Por todo lo anterior, es esencial el conocimiento de la influencia de las prácticas agrícolas, especialmente del laboreo, sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> en cada escenario en particular (sistemas semiáridos en nuestro caso), para establecer estrategias que ayuden a reducir las pérdidas de MO y así mejorar la calidad del suelo y su productividad, y mitigar la emisión de gases de efecto invernadero.

### IV.1.1.3.1. Efecto del laboreo sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> a corto plazo

En la Figura IV.1.24 se muestran las emisiones puntuales medidas 24 horas antes de las labores, justo en el momento (0 h) y 3, 6 y 24 horas después de las mismas, en un ensayo llevado a cabo en febrero de 2007, tanto en el ELD (Figura IV.1.24A) como en el ECD (Figura IV.1.24B).

Las emisiones de CO<sub>2</sub> inmediatamente después de las labores supusieron pérdidas elevadas en los dos tratamientos de LT (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>), respecto a sus correspondientes de LC (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente), consecuencia de las labores de vertedera con volteo del suelo. La diferencia fue mayor entre LT<sub>C</sub> (4,38 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>)

y NL<sub>C</sub> (0,27 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) (x 16), que entre LT<sub>L</sub> (6,21 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) y LR<sub>L</sub> (2,11 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) (x 3), debido, lógicamente, a la ausencia total de labores en NL<sub>C</sub>.



**Figura IV.1.24.** Flujos de CO<sub>2</sub> antes (-24 h), en el momento (0 h) y después de las labores (3, 6 y 24 h), para los experimentos de larga (A) y corta duración (B). Se presentan los valores medios ± error estándar. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se indican mediante asterisco (p<0,05).

Los análisis de algunas propiedades bioquímicas del suelo (Tabla IV.1.13) demostraron que estas emisiones puntuales en el momento de las labores son debidas a causas físicas, sin clara relación con las actividades enzimáticas del suelo, que dan una idea de la actividad microbiana del mismo. En nuestro caso se analizaron las actividades enzimáticas AED y β-Glu antes (-24 h) y después de realizar las labores (0, 6 y 24 h), observándose que no existían diferencias significativas en las actividades, ni entre tratamientos ni al considerar los distintos tiempos (Tabla IV.1.13).

**Tabla IV.1.13.** Valores de medios ± error estándar de las actividades deshidrogenasa (AED, mg INTF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) y β-glucosidasa (β-Glu, mg PNF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) medidas a diferentes tiempos tras las labores (profundidad 0-25 cm, considerada globalmente). No existen diferencias significativas entre tratamientos en ninguno de los casos.

Experimento	Trat.	Actividad	Tiempo		
			0 h	6 h	24 h
Larga duración	LT <sub>L</sub>	AED	0,89 ± 0,36	0,94 ± 0,27	1,05 ± 0,15
			LR <sub>L</sub>	1,04 ± 0,25	0,84 ± 0,11
	LT <sub>L</sub>	β-Glu	84,3 ± 10,5	97,6 ± 8,91	112 ± 20,7
			LR <sub>L</sub>	90,8 ± 20,8	85,4 ± 4,79
Corta duración	LT <sub>C</sub>	AED	0,91 ± 0,11	0,58 ± 0,08	1,34 ± 0,29
			NL <sub>C</sub>	1,04 ± 0,56	0,94 ± 0,34
	LT <sub>C</sub>	β-Glu	60,6 ± 12,1	35,1 ± 3,90	64,6 ± 14,5
			NL <sub>C</sub>	73,3 ± 2,66	49,5 ± 7,28

En algunos casos se observaron leves aumentos de actividad (sin diferencias significativas) entre los diferentes tiempos estudiados, pero la magnitud de los aumentos no puede compararse con las diferencias observadas en las emisiones. Roberts y Chan (1990) también observaron este incremento de las emisiones de CO<sub>2</sub> después de medir a distintos tiempos en un experimento de laboreo simulado en laboratorio, concluyendo que una mayor respiración microbiana no era la principal razón de las pérdidas de COT del suelo y que el incremento de los flujos de CO<sub>2</sub> (emisiones puntuales tras las labores) era resultado de una liberación física de CO<sub>2</sub> atrapado en los poros del suelo por una actividad microbiana previa, y no por cambios inmediatos en la actividad.

Este tipo de emisiones (flujos de CO<sub>2</sub> a corto plazo) suele variar considerablemente según el escenario en particular, no sólo en función de las diferentes técnicas de medida que puedan utilizarse (Rochette et al., 1992; Rayment, 2000; Pumpanen et al., 2004), sino también en función de las complejas interacciones entre factores físicos, químicos y biológicos (Reicosky y Archer, 2007). Sin embargo, en nuestro caso los valores de CO<sub>2</sub> son muy similares a los obtenidos por Álvaro-Fuentes et al. (2007) para condiciones semi-áridas del NE de España, lo que parece probar la validez de nuestras determinaciones para estas latitudes y condiciones de aridez. Álvaro-Fuentes et al. (2007) obtuvieron medidas de flujo en un rango comprendido entre 0,17 CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> g bajo LR y 6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> bajo LT, flujos 3 y 15 veces mayores que los medidos inmediatamente antes de las labores. Kessavalou et al. (1998) en condiciones semiáridas en un sistema de trigo-barbecho, obtuvo flujos en torno a 1 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> inmediatamente después de las labores. Reicosky et al. (1997) comparó suelos bajo labor de vertedera y chisel con no-laboreo, obteniendo flujos tras las labores que oscilaron entre 0,7 y 2,2 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>.

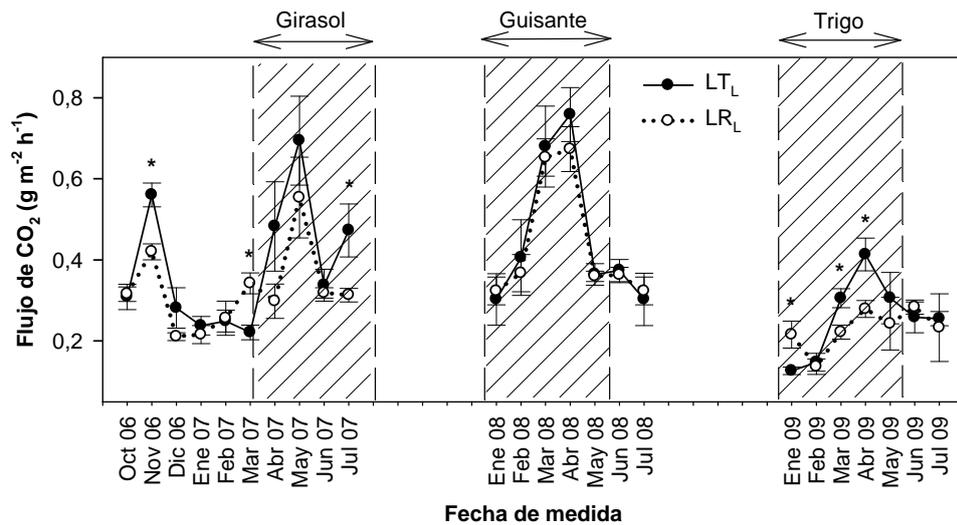
En nuestro caso, el flujo máximo tras el volteo de suelo en el LT<sub>L</sub>, resultó 3 veces mayor que bajo LR<sub>L</sub>, y unas 30 veces mayor que el medido inmediatamente antes de la labor, diferencias más altas que las obtenidas en el NE de España. Este mayor incremento de emisiones puede estar relacionado con mayores reservas de CO<sub>2</sub> en el suelo bajo nuestras condiciones (más meridionales), ya que la profundidad de la labor fue la misma en ambos casos (unos 25 cm).

### IV.1.1.3.2. Efecto del laboreo sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> a largo plazo

Las emisiones de CO<sub>2</sub> se midieron también mensualmente a lo largo de los tres años de experimentación, tanto en el ELD como en el ECD, para comprobar no sólo el efecto inmediato de las labores sobre los flujos de CO<sub>2</sub>, sino también el que pueden ocasionar indirectamente a largo plazo, con el fin de tener una idea aproximada de las

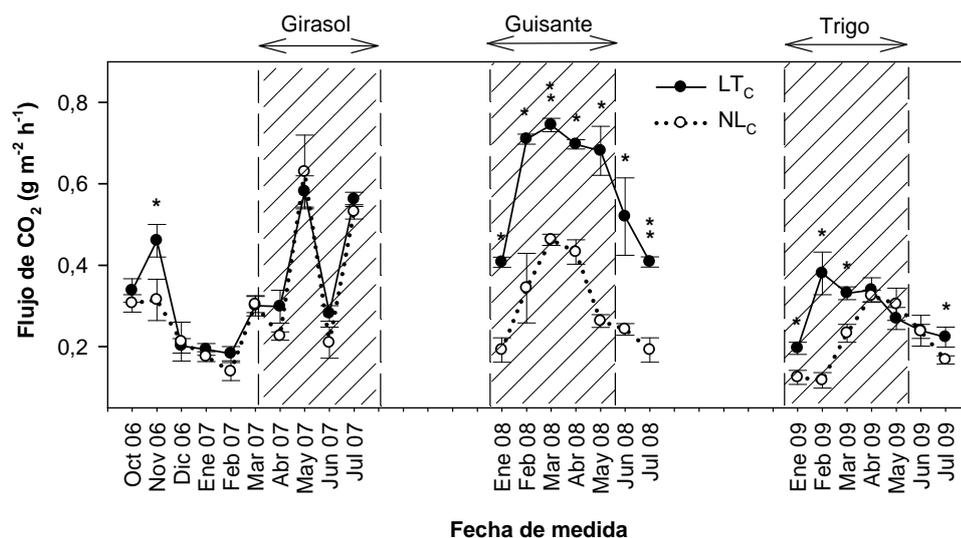
emisiones globales que pueden llegar a producirse bajo nuestras condiciones experimentales.

En el ELD, las emisiones mensuales de CO<sub>2</sub> a lo largo de los 3 años estudiados fueron mayores en el tratamiento de laboreo tradicional, LT<sub>L</sub>, que en el de conservación, LR<sub>L</sub>, en la mayoría de los muestreos realizados (Figura IV.1.25). Las diferencias entre tratamientos no siempre fueron significativas, debido a la alta variabilidad que caracteriza a los flujos de CO<sub>2</sub>. Estas diferencias se encontraron sobre todo en algunos de los muestreos correspondientes a las campañas de girasol y trigo. Las mayores diferencias entre tratamientos se dieron en el periodo del trigo, especialmente durante el tiempo de permanencia del cultivo. En la campaña del guisante las emisiones fueron en general más elevadas y las diferencias entre tratamientos fueron menos acusadas (aunque las mayores emisiones se observaron para LT<sub>L</sub>). La ausencia de diferencias significativas entre tratamientos puede explicarse por la abundante densidad vegetal que caracterizó a esa campaña (en el cultivo de guisante se produjo una elevada invasión de malas hierbas, ver apartado IV.1.2.1.2), que pudo haber aumentado la respiración radical y enmascarado las diferencias entre tratamientos debidas al laboreo.



**Figura IV.1.25.** Flujo mensual de CO<sub>2</sub> (octubre 2006-julio 2007, enero 2008-julio 2008 y enero 2009-julio 2009) en los tratamientos del experimento de larga duración (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>). Se presentan los valores medios ± error estándar. Las diferencias estadísticamente significativas se indican mediante asterisco (p<0,05).

En el ECD (Figura IV.1.26), el tratamiento  $LT_C$  presentó mayores emisiones con respecto a  $NL_C$ , con diferencias bastante acusadas entre tratamientos, sobre todo durante las campañas de guisante y trigo, siendo significativas en la mayoría de los muestreos. En este caso, las diferencias entre ambos tratamientos no quedaron enmascaradas por la elevada cubierta vegetal, como pudo haber ocurrido en el ELD, debido a que la ausencia de labores en  $NL_C$ , redujo considerablemente las emisiones de  $CO_2$  aumentando consecuentemente las diferencias respecto al laboreo tradicional.



**Figura IV.1.26.** Flujo mensual de  $CO_2$  (octubre 2006-julio 2007, enero 2008-julio 2008 y enero 2009-julio 2009) en los tratamientos del experimento de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Se presentan los valores medios  $\pm$  error estándar. Las diferencias estadísticamente significativas se indican mediante un asterisco ( $p < 0,05$ ) o dos ( $p < 0,01$ ).

Según Kessavalou et al. (1998), los valores medidos en la forma descrita deben considerarse como una estima aproximada de los valores reales, ya que se asume que las medidas realizadas representan la media del flujo de  $CO_2$  a lo largo del día. En cualquier caso, tanto en el ELD como en el ECD, las emisiones de  $CO_2$  se situaron en el intervalo de  $0,12$  y  $0,76\ g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$ . En ningún muestreo el flujo de  $CO_2$  superó el valor de  $1\ g\ CO_2\ m^{-2}\ h^{-1}$ . Estos valores están dentro del intervalo establecido por otros autores para áreas semiáridas (Kessavalou et al., 1998; Curtin et al., 2000; Sánchez et al., 2003; Álvaro-Fuentes et al., 2008).

Analizando cada campaña por separado, en el ELD, el flujo de  $CO_2$  durante el primer año de experimentación (cultivo de girasol), supuso una emisión media mensual de  $CO_2$  mayor en  $LT_L$  ( $2,9\ t\ CO_2\ ha^{-1}\ mes^{-1}$ ) que en  $LR_L$  ( $2,4\ t\ ha^{-1}\ mes^{-1}$ )

(Figura IV.1.27). En el ECD, la diferencia fue similar y siempre mayor en  $LT_C$  (2,10 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$ ) que en  $NL_C$  (1,89 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$ ) (Figura IV.1.27).

En el segundo año, correspondiente al cultivo de guisante, las emisiones fueron mayores que en el año anterior, especialmente en todos los tratamientos en los que se aplicó algún tipo de labor ( $LT_L$ ,  $LR_L$  y  $LT_C$ ). Esto pudo deberse, como se dijo anteriormente, a la gran densidad vegetal de esta campaña. En el ELD, las emisiones estuvieron muy igualadas entre tratamientos, con un valor de 3,39 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LT_L$  vs. 3,25 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LR_L$ . Distinto fue el caso del ECD, donde la diferencia entre tratamientos fue bastante más acusada (4,43 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LT_C$  y 2,26 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $NL_C$ ).

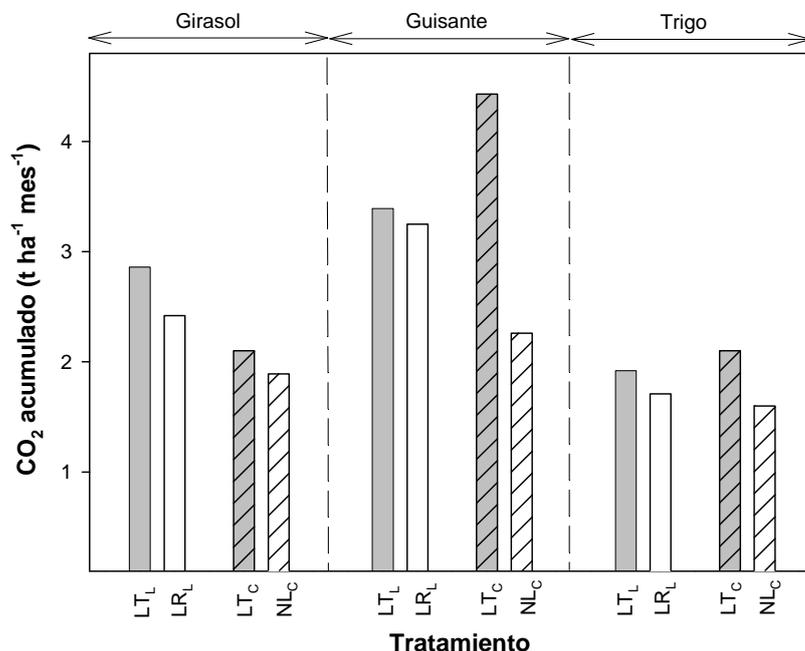
En el tercer año de experimentación, las emisiones disminuyeron con respecto a las de los dos años anteriores, en todos los tratamientos. El intenso desbroce de malas hierbas realizado tras la campaña anterior (mecánicamente en LT y con herbicida en LC), pudo haber influido en este hecho. Conviene tener presente que la respiración radical supone casi la mitad de la respiración total del suelo, aunque puede variar en un amplio margen, entre 10 y 90% del total (Hanson et al., 2000).

No obstante, continuaron observándose mayores emisiones bajo LT, aunque en el ELD la emisión bajo  $LT_L$  fue sólo ligeramente superior a la de  $LR_L$  (1,92 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LT_L$  vs. 1,71 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LR_L$ , Figura IV.1.27). En el ECD, las diferencias entre tratamientos fueron más acusadas (2,10 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $LT_C$  vs. 1,60 t  $CO_2$   $ha^{-1}$   $mes^{-1}$  en  $NL_C$ , Figura IV.1.27), como ya ocurriera en campañas anteriores por las razones indicadas.

Como se comentó anteriormente, tanto los valores de actividad microbiana (estimada a partir de las actividades DHA y  $\beta$ -Glu) como su población (representada por el CBM), fueron mayores en los tratamientos de LC (a 0-5 cm de profundidad fundamentalmente) que en los de LT. Ello nos indica que la mayor emisión de  $CO_2$  medida en los suelos bajo  $LT_L$  y  $LT_C$  (Figura IV.1.27) no sólo pudo deberse a una activación de su menor población microbiana, con mayor tasa de descomposición de MO (por la incorporación de la MO a capas más profundas y mayor entrada de oxígeno con la vertedera), sino también a una mayor pérdida de  $CO_2$  retenido en los poros del suelo.

Como indicaron Reicosky y Lindstrom (1993) y Reicosky y Archer (2007) el mayor flujo inicial de  $CO_2$  en el tratamiento de LT tras la aplicación de la vertedera se debía más a la profundidad de la labor y al volumen de suelo alterado que a la incorporación de residuo y actividad microbiana. Así mismo, estos autores afirmaron, que el menor flujo de  $CO_2$  en los tratamientos de laboreo de conservación estaba asociado al menor volumen de suelo alterado. Reicosky (2002) realizó un experimento (comparando laboreo tradicional con no-laboreo) en el que observó que las mayores

emisiones de CO<sub>2</sub> en LT tras las labores de vertedera podían observarse incluso 87 días tras la aplicación de la labor, lógicamente disminuyendo la emisión y diferencia entre tratamientos a medida que pasaba el tiempo.



**Figura IV.1.27.** Valores acumulados de emisión de CO<sub>2</sub> (t CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> mes<sup>-1</sup>) en los tratamientos de los experimentos de larga y corta duración en las tres campañas agrícolas estudiadas.

La Scala et al. (2008) atribuyó la mayor emisión de CO<sub>2</sub> tras las labores a la rotura de agregados y a la exposición de MO, que ahora sería fácilmente descompuesta. Todo esto explicaría el mayor flujo de CO<sub>2</sub> del suelo a la atmósfera en los tratamientos de LT, a pesar de encontrarse cantidades menores de MO (Schlesinger y Andrews, 2000).

En resumen, las pérdidas de CO<sub>2</sub> debidas al laboreo están muy relacionadas con la profundidad de la labor que se aplica, relacionada a su vez con el volumen de suelo alterado. Además, el laboreo intenso rompe los agregados y terrones del suelo, exponiendo mayor superficie y aumentando el intercambio gaseoso desde el interior de agregados que tenían una mayor concentración de CO<sub>2</sub> antes de su rotura. Este efecto se amplifica a profundidades de labor mayores, donde la concentración de CO<sub>2</sub> también es mayor (Reicosky y Archer, 2007). Excepto para el primer año, las diferencias entre tratamientos fueron más acusadas en el ECD, debido a la baja emisión de CO<sub>2</sub> en el tratamiento de NL<sub>C</sub>, provocada por la ausencia de labores

agrícolas, efecto también observado por otros autores (Reicosky et al., 1997; Álvaro-Fuentes et al., 2008).

De una forma aproximada, los flujos de CO<sub>2</sub> medidos implicarían pérdidas de carbono de 881 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> en LT<sub>L</sub>, 967 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> en LT<sub>C</sub>, 809 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> en LR<sub>L</sub> y 661 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> en NL<sub>C</sub>.

Sin embargo, los valores obtenidos en nuestro caso, son del mismo orden que los estimados por Álvarez et al. (1995) y Amos et al. (2005) en suelos cultivados de Argentina y Estados Unidos (1160 y 1155 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente). También Álvaro-Fuentes et al. (2008) obtuvieron valores similares en suelos bajo condiciones Mediterráneas semiáridas. Hay que tener en cuenta que en suelos de cultivo se producen mayores pérdidas de CO<sub>2</sub> que en sistemas naturales como bosques y praderas (Luo y Zhou, 2006). En suelos orgánicos las pérdidas pueden ser todavía mayores y se han llegado a estimar valores de hasta 26 g C m<sup>-2</sup> día<sup>-1</sup> (unos 9500 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup>) (Dawson y Smith, 2007).

#### **IV.1.1.3.3. Influencia de la temperatura y la humedad en las emisiones de CO<sub>2</sub>**

Los resultados obtenidos en este estudio, y en general en la literatura especializada, corroboran una vez más la idea de que es necesario evitar, o reducir en lo posible, estas emisiones de CO<sub>2</sub>. Bajo nuestras condiciones, semi-áridas Mediterráneas, la elevada temperatura del suelo puede potenciar con facilidad este tipo de pérdidas bajo prácticas agrícolas intensivas.

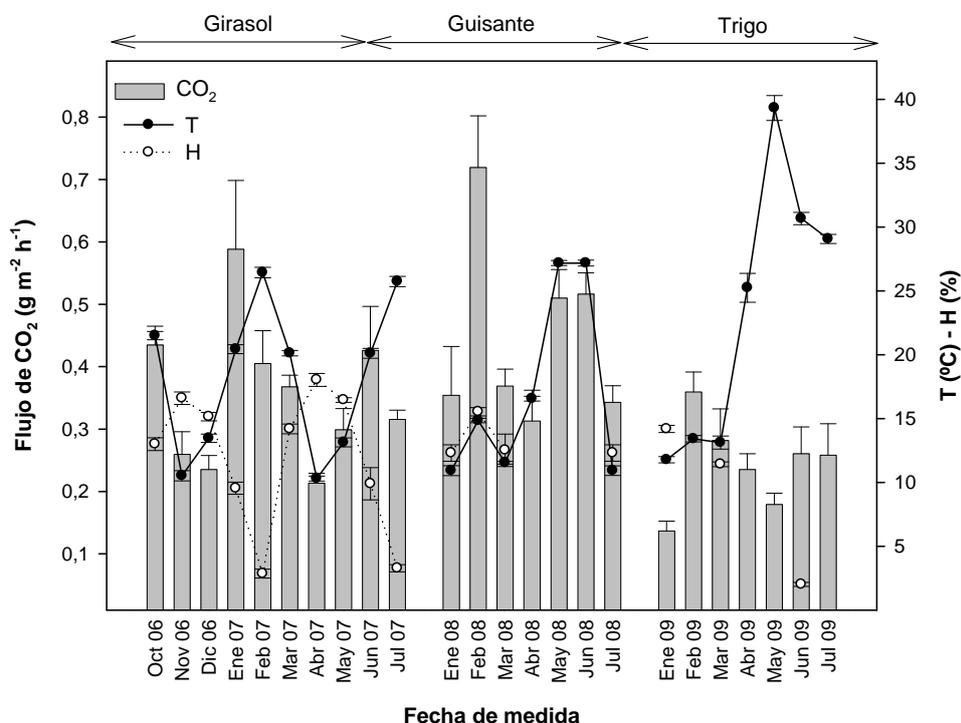
Las Figuras IV.1.28 IV.1.29, muestran los resultados de emisión de CO<sub>2</sub>, temperatura (T) y humedad (H), considerando conjuntamente, por un lado, los tratamientos del ELD, y por otro, los tratamientos del ECD, durante todo el periodo de muestreo (3 campañas agrícolas).

Puede comprobarse como en general, la T sigue un patrón similar al del flujo de CO<sub>2</sub> en la mayoría de los casos, mientras que la H no lo hace. En la figura IV.1.28, sobre el ELD, se observa que durante el primer año, la H tendió a descender a partir de febrero-marzo, mientras que el flujo de CO<sub>2</sub> mostró valores elevados. Posteriormente la H ascendió y el flujo de CO<sub>2</sub> presentó la tendencia contraria.

En el segundo y tercer año se observa algo similar, aunque con algunas excepciones. En febrero 2008 la emisión de CO<sub>2</sub> superó a la de cualquier otro mes, hecho que pudo haberse visto motivado por una combinación favorable de factores bióticos (fauna microbiana, flora, etc.) y abióticos (temperatura, humedad, etc.).

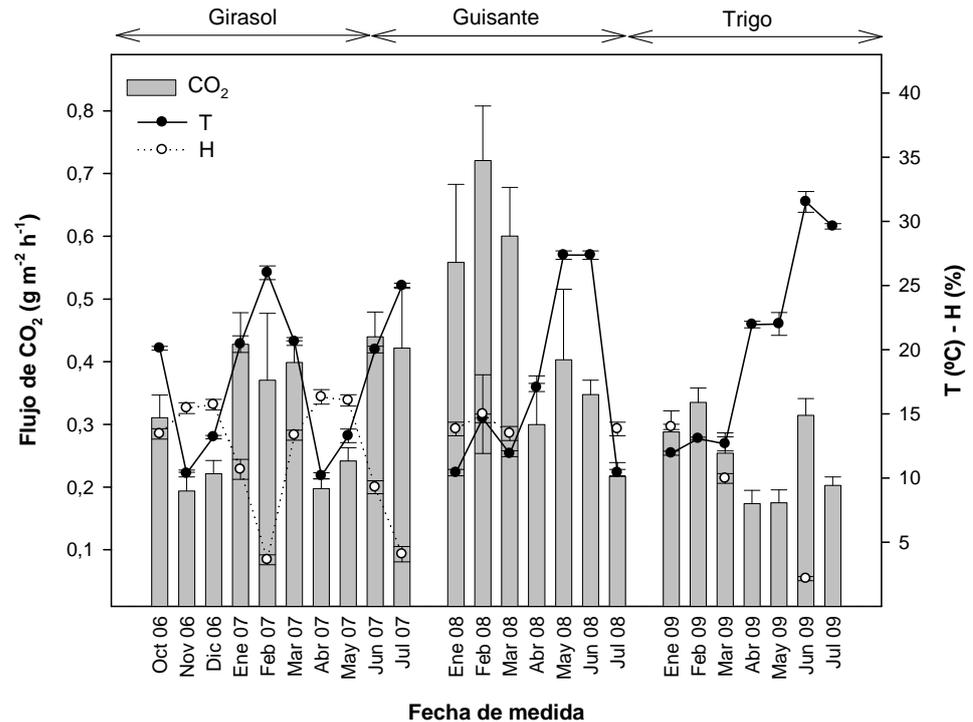
En el tercer año de estudio las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron menores que en años anteriores. En cuanto a T y H, se observan picos bastante acusados de ascenso y

descenso, sobre todo a partir de marzo, donde se dieron T bastante altas frente a valores de H muy bajos, lo que, además de otros factores, pudo haber provocado la disminución de la emisión.



**Figura IV.1.28.** Flujo mensual de CO<sub>2</sub>, temperatura (T) y humedad del suelo (H), obtenidos en los periodos octubre 2006 - julio 2007 (girasol), enero 2008 - julio 2008 (guisante) y enero 2009 - julio 2009 (trigo). Cada dato representa la media (± error estándar) de las medidas tomadas en los dos tratamientos del experimento de larga duración (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>).

Para el ECD (Figura IV.1.29) la tendencia fue la misma en los 3 años estudiados, con un comportamiento muy similar al del ELD. Además, tampoco cabía esperar modificaciones sustanciales en el patrón de emisiones de CO<sub>2</sub> teniendo en cuenta el corto periodo de tiempo transcurrido desde el establecimiento del experimento. También en este caso las emisiones de CO<sub>2</sub> fueron algo más bajas durante el tercer año de estudio en lo que pudieron influir todas las razones comentadas anteriormente.



**Figura IV.1.29.** Flujo mensual de CO<sub>2</sub>, temperatura (T) y humedad del suelo (H), obtenidos en los periodos octubre 2006 - julio 2007 (girasol), enero 2008 - julio 2008 (guisante) y enero 2009 - julio 2009 (trigo). Cada dato representa la media ( $\pm$  error estándar) de las medidas tomadas en los dos tratamientos del experimento de corta duración (LT<sub>c</sub> y NL<sub>c</sub>).

En nuestro estudio se obtuvo una correlación positiva y significativa entre flujos de CO<sub>2</sub> y la T (Tabla IV.1.14), lo que confirma una vez más que la T suele ser el factor más importante en la regulación de la intensidad de descomposición de MO en el suelo (Dawson y Smith, 2007), y con ello el factor más influyente en las emisiones de CO<sub>2</sub> (Fortin et al., 1996; Bajracharya et al., 2000b; Frank et al., 2002). Lampurlanés et al. (2001), Moret et al. (2006) y Álvaro-Fuentes et al. (2007), también observaron este efecto. Al contrario que para la T, en nuestro caso, la H del suelo no tuvo influencia sobre las emisiones de CO<sub>2</sub> (Tabla IV.1.14), hecho constatado también por otros autores (Álvaro-Fuentes et al., 2008). Esto no quiere decir que la H del suelo no influya sobre su respiración, sino que las medidas realizadas bajo condiciones de campo sugieren esta variable sólo limita significativamente las emisiones de CO<sub>2</sub> a muy bajos o muy altos niveles (Liu et al., 2002; Xu et al., 2004). Dicho con otras palabras, que más que una curva de respuesta con un estrecho margen de valores óptimos, hoy día se piensa en una curva con un amplio 'plateau' de valores óptimos, con marcados descensos ante niveles muy altos o muy bajos (Xu et al., 2004).

**Tabla IV.1.14.** Coeficientes de correlación de Pearson entre los flujos de CO<sub>2</sub>, temperatura del suelo (T) y contenido volumétrico de agua del suelo (H), para cada tratamiento (N=230) y todos los tratamientos (N=920) a lo largo del periodo de muestreo (3 años). \*, \*\*: significación al 0,05 y 0,01 respectivamente.

Variables	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>c</sub>	NL <sub>c</sub>	Todos los tratamientos
T (°C)	0,170*	0,079	0,068	0,268**	0,129**
H (%)	-0,050	-0,030	-0,195	-0,111	-0,102

De hecho, y especialmente en climas áridos y semi-áridos, los ocasionales episodios de lluvia pueden producir fuertes variaciones puntuales de respiración del suelo (Liu et al., 2002; Xu et al., 2004). Pero en general, aunque a gran escala la respiración del suelo incrementa linealmente con el régimen de precipitaciones en un amplio margen de < 200 - >2500 mm, (Luo y Zhou, 2006). A menor escala la relación respiración-humedad del suelo es bastante dispersa (Liu et al., 2002) y suele estar enmascarada por otras variables ambientales. Como indican Luo y Zhou (2006) para determinar con precisión el efecto de la H del suelo sobre la respiración habría que realizar experimentos manipulando la primera variable manteniendo constante la T y biología del suelo.

Por ello no es extraño que muchos estudios hayan concluido que la temperatura del suelo es el principal factor que afecta a las emisiones de CO<sub>2</sub> y que el contenido de agua no tiene efecto o muy poco (Fortin et al., 1996; Bajracharya et al., 2000a; Frank et al., 2006a). Frank et al. (2002) observaron bajo condiciones semiáridas que el principal factor que influencia a los flujos de CO<sub>2</sub> es la T, suponiendo aproximadamente un 65% de su variabilidad. Esta relación importante entre flujos de CO<sub>2</sub> y T, la encontramos también en nuestro estudio (Tabla IV.1.14), en el que se obtuvieron correlaciones positivas significativas para los tratamientos LT<sub>L</sub> y NL<sub>c</sub>, y una fuerte correlación (p<0,01) al considerar conjuntamente todos los tratamientos. Esto pone de manifiesto la necesidad de disponer de un número amplio de medidas cuando se establecen este tipo de relaciones, debido a que las interacciones entre variables pueden enmascarar la resultante, especialmente si se trata de parámetros que admiten un amplio margen de valores adecuados, como puede ser la H del suelo.

#### IV.1.2. EFECTO EN LOS CULTIVOS

En el apartado anterior se ha podido comprobar que el LC introduce mejoras que redundan en una mayor calidad del suelo, aspecto de gran importancia para el mantenimiento de sus funciones a largo plazo. Sin embargo, al agricultor lo que más le va a interesar es la respuesta del cultivo a corto plazo, de manera que difícilmente

implantaré esta técnica si comienza a observar pérdidas en el rendimiento, incluso contando con el ahorro de operaciones y combustible que conlleva su implantación (Hernández et al., 1995; Sombrero et al., 2001; Sánchez-Girón et al., 2004). Se trata de un aspecto de gran importancia porque, a pesar de que se acepta universalmente que el LC reduce la erosión del suelo y facilita el almacenamiento de agua (aspectos básicos para conseguir rendimientos sostenibles bajo condiciones semi-áridas), la implementación de este sistema ha ocasionado pérdidas de cosecha bajo determinadas circunstancias, especialmente el NL (Kirkegaard et al., 1995; Gajri et al., 2002).

Las pérdidas de cosecha ocasionadas por un inadecuado manejo del suelo pueden radicar en una excesiva compactación. Antes de que se adopten las técnicas de LC, el agricultor debe cerciorarse de que no existe este problema en sus suelos, de forma que se produzca un periodo de transición en el que la estructura del suelo mejore (establecimiento de macroporos) y la MO pueda aumentar (Holland, 2004).

Por consiguiente, es importante analizar bajo cada escenario edafo-climático en particular la influencia de distintos sistemas de laboreo sobre la emergencia y primeras fases del desarrollo de las plantas, así como su desarrollo posterior y el rendimiento de los cultivos.

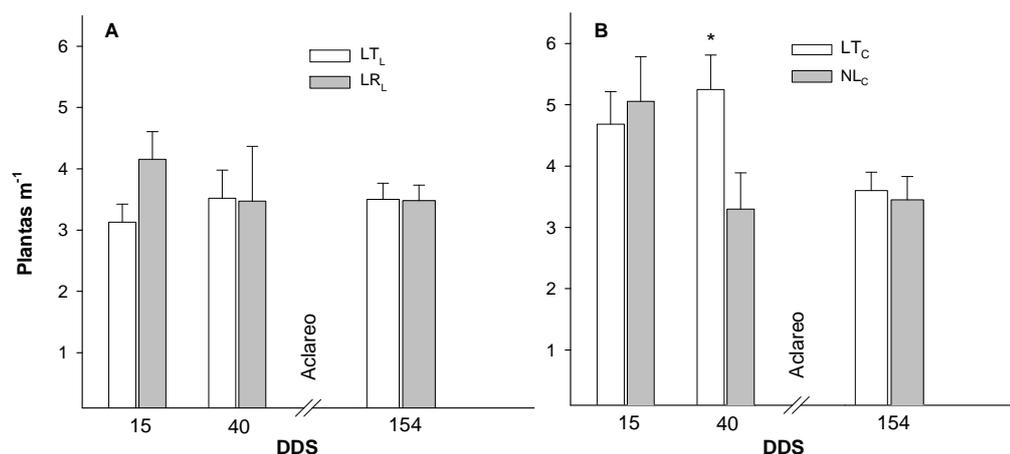
#### **IV.1.2.1. Emergencia y Desarrollo**

En este apartado se discuten los resultados de emergencia y desarrollo de los cultivos correspondientes a los tres años de estudio, según la rotación girasol (2006-2007)-trigo (2007-2008)-guisante (2008-2009) establecida, tanto en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) como en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ).

##### *Girasol*

La emergencia del girasol, 15 días después la siembra (DDS), fue mayor en los tratamientos de LC respecto a sus correspondientes de LT (Figura IV.1.30), aunque sin diferencias significativas (3,13 plantas  $m^{-1}$  en  $LT_L$  vs. 4,16 plantas  $m^{-1}$  en  $LR_L$ ; 4,68 plantas  $m^{-1}$  en  $LT_C$  vs. 5,06 plantas  $m^{-1}$  en  $NL_C$ ). Posteriormente (40 DDS) el número de plantas por  $m^2$  estuvo igualado entre los tratamientos del ELD (Figura IV.1.30A), aunque en el ECD se invirtió la tendencia con respecto a lo obtenido 15 DDS. En este caso el número de plantas emergidas en  $LT_C$  fue significativamente mayor que en  $NL_C$  (Figura IV.1.30B). En el último conteo (154 DDS) se obtuvieron valores similares en todos los tratamientos debido a que se realizó un aclareo general con el fin de conseguir una densidad final en torno a 50000 plantas  $ha^{-1}$ . El aumento del número de plantas en los tratamientos de LT ( $LT_L$  y  $LT_C$ ) 40 DDS con respecto al conteo anterior,

podría haberse debido a que LT entierra una fracción importante de semillas a mayor profundidad, circunstancia que pudo haber retrasado la emergencia inicial de algunas plántulas. Por el contrario, 40 DDS, el número de plantas en los tratamientos de LC ( $LR_L$  y  $NL_C$ ) disminuyó con respecto al muestreo anterior, especialmente en  $NL_C$ . Esto podría deberse a que algunas plántulas no lograron continuar su desarrollo ante las dificultades para emerger ocasionadas por sistema. El NL puede dificultar no sólo la emergencia de las plántulas sino también su desarrollo posterior, circunstancia frecuente en este cultivo. Pelegrín et al. (1990) y Murillo et al. (1998) obtuvieron resultados similares trabajando con girasol en estas mismas condiciones.



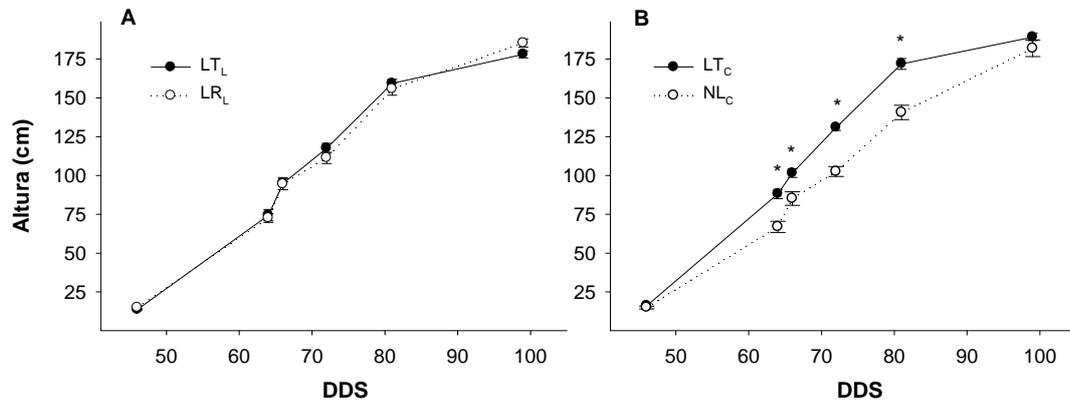
**Figura IV.1.30.** Plantas de girasol emergidas por metro lineal (valores medios  $\pm$  error estándar) a 15, 40 y 154 días desde la siembra (DDS). A) Experimento de larga duración. B) Experimento de corta duración. Diferencias significativas entre tratamientos se indican mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

En general el peso seco de planta resultó similar entre tratamientos, aunque se dieron algunas excepciones (Tabla IV.1.15). En los estados fenológicos V2 (22 DDS) y V11 (49 DDS), el peso seco de las plántulas fue significativamente inferior en  $NL_C$  respecto a  $LT_C$ , aunque esta diferencia desapareció en el último estado de desarrollo estudiado (72 DDS), en el que incluso se registró un peso de planta ligeramente superior bajo  $NL_C$ . Las dificultades de emergencia, algo mayores bajo LC fueron corroboradas por el peso de las plántulas, especialmente cuando interviene el tratamiento  $NL_C$ .

**Tabla IV.1.15.** Valores medios de peso seco (g) de plantas de girasol ( $\pm$  error estándar) en los experimentos de larga (ELD) y corta duración (ECD), a los 22, 42, 49 y 72 días después de la siembra (DDS). Para cada pareja de tratamientos ( $LT_L$  vs.  $LR_L$  y  $LT_C$  vs.  $NL_C$ ) diferencias significativas se indican con un asterisco ( $p < 0,05$ ).

Experimento	Trat.	22 DDS	42 DDS	49 DDS	72 DDS
ELD	$LT_L$	0,15 $\pm$ 0,01	1,53 $\pm$ 0,17	3,50 $\pm$ 0,13	152 $\pm$ 6,90
	$LR_L$	0,17 $\pm$ 0,01	1,33 $\pm$ 0,05	3,17 $\pm$ 0,18	128 $\pm$ 9,60
ECD	$LT_C$	0,17 $\pm$ 0,00*	1,71 $\pm$ 0,06	5,04 $\pm$ 0,30*	116 $\pm$ 8,40
	$NL_C$	0,14 $\pm$ 0,01	1,61 $\pm$ 0,13	3,75 $\pm$ 0,26	124 $\pm$ 13,0

El crecimiento en altura de las plantas de girasol confirmó en gran medida los resultados de emergencia y peso de planta (Figura IV.1.31). En el ELD la altura se mantuvo prácticamente igual en  $LT_L$  y  $LR_L$ . Sin embargo en el ECD se observó un mayor crecimiento inicial de las plantas de girasol en  $LT_C$  respecto a  $NL_C$ , con diferencias estadísticamente significativas para cuatro de los seis muestreos realizados. Finalmente, las plantas se recuperaron en altura, igualándose a las de  $LT_C$  en el último muestreo (99 DDS), como también ocurriera con el peso de planta.

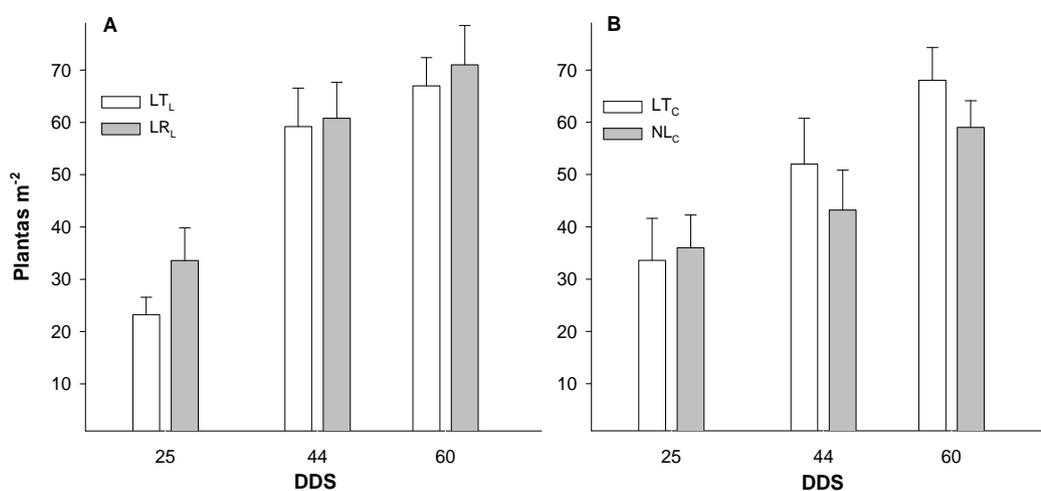


**Figura IV.1.31.** Crecimiento en altura de las plantas de girasol (valores medios  $\pm$  error estándar) según días desde la siembra (DDS) para los experimentos de larga (A) y corta duración (B). Para cada pareja de tratamientos, diferencias significativas se indican mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Por consiguiente, puede concluirse que bajo nuestras condiciones, el tratamiento de no-laboreo ( $NL_C$ ) podría ralentizar la emergencia y desarrollo inicial de las plantas de girasol, aunque las diferencias parecen desaparecer en fases más avanzadas del desarrollo. Las diferencias introducidas por  $LR_L$  frente a  $LT_L$ , en el ELD, fueron menos acusadas.

Guisante

La emergencia del guisante resultó similar en todos los tratamientos y muestreos realizados (Figura IV.1.32). A los 25 DDS, en ELD, los valores  $LT_L$ , fueron ligeramente inferiores a los obtenidos en  $LR_L$  (23,2 plantas  $m^{-2}$  en  $LT_L$  vs. 33,6 plantas  $m^{-2}$  en  $LR_L$ ), aunque la diferencia no fue significativa (Figura IV.1.32A). Lo mismo ocurrió en los tratamientos del ECD, siendo las diferencias todavía menos acusadas (Figura IV.1.32B). Tanto para girasol como para guisante se obtuvieron valores de emergencia iniciales algo más bajos en los tratamientos de LT respecto a los de LC. Como se indicó anteriormente, pudo haber influido el enterramiento de semillas a mayor profundidad por parte de LT, circunstancia que ralentizaría la emergencia inicial, necesitando la planta mayor tiempo para alcanzar la superficie (Holgado-Cabrera y García-Torres, 2004).



**Figura IV.1.32.** Plantas de guisante emergidas por metro cuadrado (valores medios  $\pm$  error estándar) a 25, 44 y 60 días desde la siembra (DDS). A) Experimento de larga duración y B) Experimento de corta duración.

Posteriormente (44 DDS) la densidad de plantas resultó mayor en todos los tratamientos respecto al primer muestreo. En esta ocasión se produjo una ligera diferencia entre los tratamientos de los experimentos larga y corta duración, siendo algo inferior en éstos últimos (59,2 plantas  $m^{-2}$  en  $LT_L$  y 60,8 plantas  $m^{-2}$  en  $LR_L$  vs. 52,0 plantas  $m^{-2}$  en  $LT_C$  y 43,2 plantas  $m^{-2}$  en  $NL_C$ ). Se observó de nuevo la tendencia hacia una menor emergencia bajo  $NL_C$ , aunque la diferencia respecto a  $LT_C$  no fue significativa. Probablemente algunas plantas no lograron continuar su desarrollo, como ocurrió en el caso del girasol bajo  $NL_C$ , lo que corrobora como se comentó

anteriormente que esta modalidad de laboreo, puede dificultar no sólo la emergencia (que no sería nuestro caso), sino también la continuidad en su establecimiento. En este muestreo se obtuvo una densidad de plantación media de 54 plantas  $m^{-2}$ , inferior a la densidad agronómica típica para el guisante, 80 plantas  $m^{-2}$  (Frank et al., 2006b), valor que tampoco se alcanzó a los 60 DDS, donde estuvo en torno a 70 plantas  $m^{-2}$  en todos los tratamientos, y algo más baja para NL<sub>C</sub>.

En cuanto al peso de plantas, se observó una ligera diferencia en el estado fenológico H6 (44 DDS) entre los tratamientos del ELD, alcanzando las plantas de LT<sub>L</sub> mayores pesos secos que las de LR<sub>L</sub> (0,23±0,02 g y 0,18±0,01 g en LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>, respectivamente), aunque la diferencia no resultó significativa. Se comprobó de nuevo que el LC puede tener una cierta influencia negativa en las primeras fases de desarrollo del cultivo. Algo similar ocurrió a los 98 DDS, donde se obtuvieron pesos secos de planta de 6,76±0,45 g y 5,50±1,21 g en LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>, respectivamente.

En los tratamientos del ECD se registró un comportamiento similar, pues inicialmente (44 DDS) no hubo diferencia en el peso de las plántulas (0,17±0,05 g y 0,19±0,01 g en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente). Posteriormente (98 DDS) la tendencia fue similar y sin diferencias estadísticas entre tratamientos, aunque en este caso ya se registró un peso medio ligeramente superior en LT<sub>C</sub> (6,47 ± 0,76 g y 6,18 ± 0,25 g en LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, respectivamente).



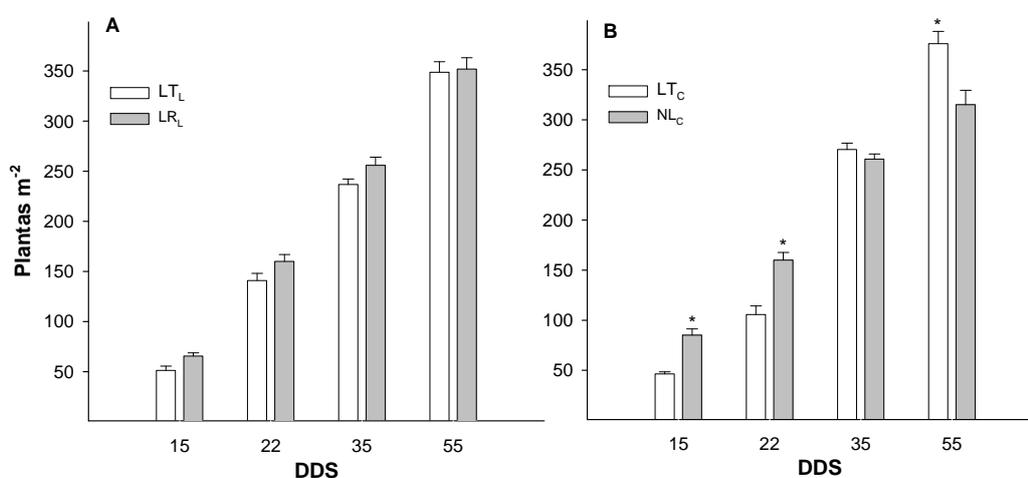
**Foto IV.1.1.** Detalle de planta de guisante atacada por *Erysiphe polygoni* (Oidio del guisante).

No obstante, los resultados obtenidos a los 98 DDS deben contemplarse con cautela, debido a que gran parte del cultivo se perdió hacia la mitad de su ciclo debido a la proliferación de malas hierbas y al ataque del hongo *Erysiphe polygoni* (comúnmente conocido como Oidio del guisante). Las plantas afectadas se cubren con un polvo blanquecino que ocupa el haz de los folíolos y estípulas, e incluso invade los

tallos y vainas. En la foto IV.1.1 se muestra una planta de guisante atacada por el hongo. Desconocemos si durante la última fase estudiada (98 DDS) algunas de las plantas podían haber estado ya afectadas por dicho hongo, aunque sin síntomas todavía visibles. Por esta razón no se muestran los datos de altura; únicamente indicar que los valores fueron muy similares para todos los tratamientos y no se produjeron diferencias significativas entre tratamientos.

### Trigo

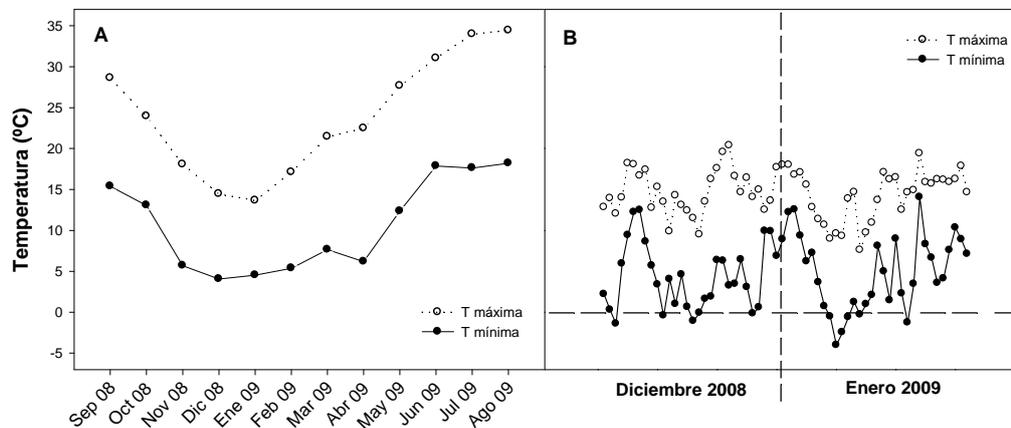
En ambos experimentos, la emergencia inicial (15 DDS) fue superior en los tratamientos de LC, respecto a sus correspondientes tratamientos de LT (Figura IV.1.33). En el ELD estas diferencias no fueron significativas (Figura IV.1.33A), aunque sí lo fueron en el de corta, donde se obtuvieron 46,4 plantas  $m^{-2}$  en  $LT_C$  frente a 85,1 plantas  $m^{-2}$  en  $NL_C$  (Figura IV.1.33B). En este caso, el enterrado de semillas bajo LT pudo tener más influencia que en los cultivos precedentes (girasol y guisante), pues el menor peso de las semillas de trigo podría haber dificultado en mayor medida su crecimiento hasta la superficie. Esta tendencia se mantuvo 22 DDS, aunque posteriormente, 35 DDS, todos los tratamientos se igualaron en emergencia, produciéndose una notable recuperación de  $LT_C$  con respecto al muestreo anterior, hasta el punto de que en el último conteo, 55 DDS, los valores obtenidos fueron significativamente superiores a los encontrados en  $NL_C$  ( $p < 0,05$ ).



**Figura IV.1.33.** Plantas de trigo emergidas por metro cuadrado (valores medios  $\pm$  error estándar) a 15, 22, 35 y 55 días desde la siembra (DDS). A) Experimento de larga duración y B) Experimento de corta duración. Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Aunque al inicio la emergencia fue normal en todos los tratamientos, posteriormente se produjo una disminución drástica de la densidad de plantas en algunas zonas de los tratamientos de LC, que pudo estar relacionada tanto por las bajas temperaturas como por la doble aplicación de herbicida que hubo que realizar como consecuencia de una elevada presencia de adventicias.

La primera aplicación de plaguicida se realizó el 30/10/2008, antes de llevar a cabo las labores de preparación del terreno para la siembra y la segunda el 11/11/2008, poco antes de la siembra del trigo. Tras la aplicación del herbicida hubo un período de temperaturas muy bajas durante los meses de diciembre 2008 y enero 2009 (Figura IV.1.34A), lo que pudo ralentizar la descomposición en el subsuelo (donde pudo concentrarse en algunos puntos, tras su lixiviación), de forma que, paulatinamente, pudo afectar a las raíces de las plántulas emergidas, disminuyendo la densidad de plantas en determinados 'rodales' (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>), dando lugar a evidentes "calvas".

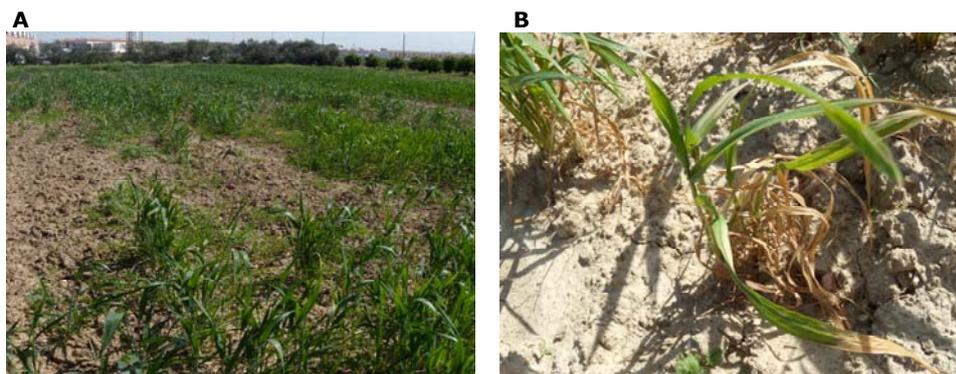


**Figura IV.1.34. A:** Valores de temperaturas (T) medias mínimas y máximas mensuales (septiembre 2008 - agosto 2009). **B:** Detalle de temperaturas medias mínimas y máximas diarias, durante los meses de diciembre 2008 y enero 2009.

Este hecho no se produjo en los tratamientos de laboreo tradicional (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>), en el que no se aplicó herbicida (donde la proliferación de malas hierbas se controla mediante el volteo del suelo). Además las temperaturas mínimas anormalmente bajas (por debajo de los 0° C) registradas durante varios días consecutivos en diciembre y enero (Figura IV.1.34B) pudo propiciar la afección negativa de las plántulas de trigo (Foto IV.1.2). Cabe pensar que este efecto combinado (elevada concentración de herbicida y baja temperatura) no afectó a la emergencia inicial debido a que las lluvias

otoñales habrían desplazado ligeramente el herbicida en profundidad, afectando posteriormente al crecimiento de la radícula. Dadas estas circunstancias es importante puntualizar que las últimas medidas de emergencia realizadas en los tratamientos de LC están referidas a aquellas zonas que no se vieron afectadas.

En general, a los 55 DDS el número de plantas por  $m^2$  se mantuvo en el nivel recomendado para trigo duro de 350-450 plantas  $m^{-2}$  ( $3,5-4,5 \times 10^6$  plantas  $ha^{-1}$ , Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs, 2006), excepto en  $NL_C$ , donde la densidad fue ligeramente más baja (unas 315 plantas  $m^{-2}$ ).

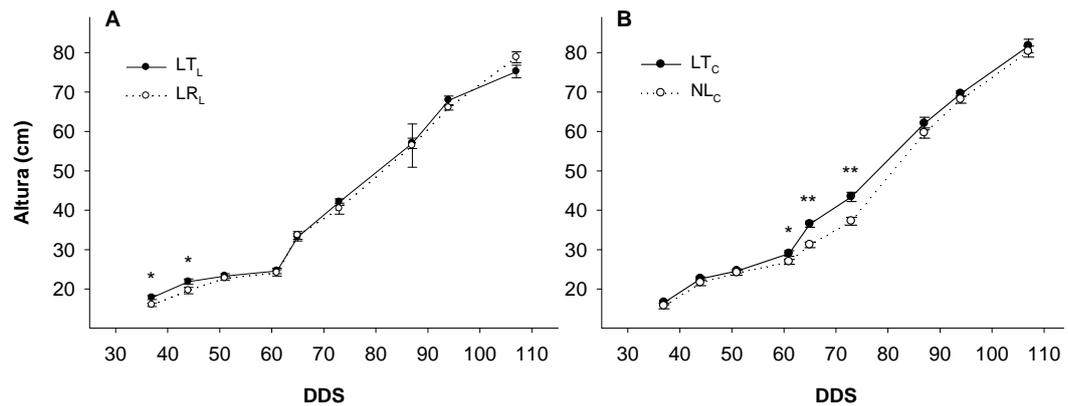


**Foto IV.1.2. A.** Detalle de las calvas producidas en el cultivo de trigo en las parcelas de  $NL_C$  (izquierda) y  $LR_L$  (derecha). Febrero de 2009. **B.** Planta de trigo afectada por herbicida y bajas temperaturas.

Durante el cultivo de trigo se realizaron dos muestreos de biomasa, el primero el (88 DDS) y el segundo en su fase de madurez, (167 DDS). En el ELD y a los 88 DDS, la biomasa aérea (materia seca) resultó ligeramente superior en  $LT_L$ , aunque la diferencia con respecto a  $LR_L$  no fue significativa ( $342 \pm 139$  g  $m^{-2}$  en  $LT_L$  vs.  $287 \pm 71,6$  g  $m^{-2}$  en  $LR_L$ ). En el ECD la biomasa fue ligeramente superior bajo  $NL_C$  comparado con  $LT_C$  ( $252 \pm 10,6$  g  $m^{-2}$  en  $LT_C$  vs.  $271 \pm 6,32$  g  $m^{-2}$  en  $NL_C$ ). A los 167 DDS, tanto en el ELD como en el ECD, los tratamientos de LT alcanzaron valores de biomasa aérea inferiores que los obtenidos bajo LC. En el ELD, la biomasa obtenida en el tratamiento  $LR_L$  supuso unos 200 g  $m^{-2}$  más que en  $LT_L$  ( $2330 \pm 238$  g  $m^{-2}$  en  $LT_L$  vs.  $2541 \pm 31,3$  g  $m^{-2}$  en  $LR_L$ ), aunque las diferencias no fueron significativas. En el ECD, las diferencias fueron más acusadas y significativas, ( $2219 \pm 137$  g  $m^{-2}$  en  $LT_C$  vs.  $3185 \pm 289$  g  $m^{-2}$  en  $NL_C$ ).

El crecimiento en altura del trigo fue similar en todos los tratamientos, según se indica en la Figura IV.1.35 (excluyendo, lógicamente, las zonas afectadas por el herbicida), lo que demuestra que las técnicas de LC no incidieron negativamente en esta variable.

En general, los resultados de emergencia, crecimiento y peso de planta de los tres cultivos ensayados muestran que el LT suele favorecer el desarrollo inicial de las plantas. Sin embargo, los cultivos bajo LC tienden a igualarse progresivamente, e incluso superar en algunos casos, al cultivado bajo LT, lo que justificaría la implantación de técnicas conservacionistas, al menos bajo condiciones de clima y suelo similares a las ensayadas en este estudio. No obstante, todavía habría que considerar aspectos tan importantes como el estado nutricional y rendimiento de los cultivos que se discuten a continuación.



**Figura IV.1.35.** Crecimiento en altura de las plantas de trigo ( $\pm$  error estándar) para los experimentos de larga (A) y corta duración (B). Para cada pareja de tratamientos, diferencias significativas se indican mediante asterisco (\*  $p < 0,05$ , \*\*  $p < 0,01$ ).

#### IV.1.2.2. Nutrición

##### Estado nutricional del girasol

A lo largo del ciclo de cultivo del girasol se estudiaron los estados fenológicos V2 (22DDS), V7 (42 DDS), V11 (49 DDS) y R1 (72 DDS). Una vez analizados los resultados, hemos considerado oportuno presentar sólo los datos más representativos (V11 y R1).

##### - Nutrición en el estado V11

Coincidiendo con el aclareo del girasol, se recolectaron diversas plantas de cada tratamiento para analizar tanto la parte aérea como el sistema radical. El estado V11 correspondió a los 49 DDS. Los resultados de la parte aérea, mostraron que las concentraciones de N en ambos experimentos estuvieron por debajo al 4%, valor

referenciado como adecuado en estos estadios de crecimiento (Reuter y Robinson, 1997). En los tratamientos del ECD los valores de N fueron algo más bajos, especialmente en LT<sub>C</sub>. No obstante, hay que tener en cuenta que las plantas de los tratamientos del ECD alcanzaron, en general, pesos medios algo mayores (Tabla IV.1.15), por lo que pudo haberse producido cierta dilución de nutrientes, más acentuada en LT<sub>C</sub>, donde se registraron las menores concentraciones de N y N-NO<sub>3</sub> con respecto al resto de tratamientos (Tabla IV.1.16). Las concentraciones de P durante este estado resultaron adecuadas (Reuter y Robinson, 1997). Para 59 DDS, 0,22% se considera como nivel crítico, concentración ampliamente superada en todos los tratamientos (Tabla IV.1.16). Además en el ELD, el tratamiento LT<sub>L</sub> presentó una concentración de P significativamente mayor ( $p < 0,01$ ) que la obtenida para LR<sub>L</sub>. Lo mismo ocurrió para el K (significativamente mayor en LT<sub>L</sub>), y con concentraciones superiores a las críticas (Reuter y Robinson, 1997). De cualquier forma, el K es un nutriente que puede experimentar fácilmente un "consumo de lujo", por lo que no pensamos que estas diferencias puedan tener una influencia fisiológica importante.

**Tabla IV.1.16.** Valores medios de concentración (% , mg kg<sup>-1</sup> para N-NO<sub>3</sub>) ± error estándar, de macronutrientes por planta en la parte aérea de girasol en el estado V11 (49 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) y en el de corta duración (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asteriscos (\*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>C</sub>	NL <sub>C</sub>
<b>N</b>	3,80±0,13	3,64±0,18	3,30±0,25	3,45±0,18
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	4495±323	3820±675	2050±437	3175±569
<b>S</b>	0,35±0,01	0,34±0,01	0,31±0,01	0,31±0,01
<b>P</b>	0,35±0,006**	0,29±0,01	0,33±0,01	0,31±0,01
<b>K</b>	5,66±0,05**	5,26±0,07	5,41±0,06	5,53±0,09
<b>Ca</b>	1,99±0,06	2,13±0,07	1,56±0,05	1,69±0,05
<b>Mg</b>	0,54±0,01	0,55±0,02	0,65±0,02	0,71±0,01*
<b>Na</b>	0,03±0,00	0,04±0,00	0,04±0,00	0,04±0,00

Las concentraciones de Ca y Na fueron muy similares entre tratamientos. El Mg fue superior en los tratamientos del ECD, siendo significativamente mayor en NL<sub>C</sub> con respecto a LT<sub>C</sub>.

Para los micronutrientes en la parte aérea del girasol (Tabla IV.1.17), el Fe presentó concentraciones ligeramente superiores en los tratamientos de LC (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>), aunque las diferencias no fueron significativas. Lo mismo ocurrió con el Mn, aunque en este caso se obtuvieron valores significativamente mayores en LR<sub>L</sub> con

respecto a  $LT_L$  ( $p < 0,01$ ). El Cu y el Zn presentaron concentraciones inferiores en los tratamientos de LC, con diferencias significativas en el ECD para ambos elementos.

**Tabla IV.1.17.** Valores medios de concentración ( $mg\ kg^{-1}$ )  $\pm$  error estándar, de micronutrientes por planta en la parte aérea de girasol en el estado V11 (49 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asteriscos (\*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>Fe</b>	121 $\pm$ 7,97	128 $\pm$ 8,06	119 $\pm$ 8,66	131 $\pm$ 12,2
<b>Mn</b>	48,1 $\pm$ 0,19	52,4 $\pm$ 0,78**	46,9 $\pm$ 2,93	51,3 $\pm$ 0,72
<b>Cu</b>	18,0 $\pm$ 0,37	16,5 $\pm$ 1,00	17,9 $\pm$ 0,46*	15,6 $\pm$ 0,68
<b>Zn</b>	40,1 $\pm$ 1,49	37,7 $\pm$ 1,87	37,2 $\pm$ 1,04*	33,3 $\pm$ 1,20

A nivel radical y para el ELD, se registró mayor concentración de  $N-NO_3$  en el tratamiento  $LT_L$  con respecto a  $LR_L$ , aunque las diferencias no fueron significativas (Tabla IV.1.18). Para el resto de elementos las concentraciones resultaron similares entre tratamientos, excepto el P, cuya concentración fue significativamente mayor en  $LT_L$  con respecto a  $LR_L$ . Cabe destacar las elevadas concentraciones de K en todos los casos, corroborando de nuevo la existencia de un "consumo de lujo".

**Tabla IV.1.18.** Valores medios de concentración (% ,  $mg\ kg^{-1}$  para  $N-NO_3$ )  $\pm$  error estándar de macronutrientes por planta en la raíz de girasol en el estado V11 (49 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asteriscos (\*,  $p < 0,05$ ; \*\*,  $p < 0,01$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>N</b>	1,46 $\pm$ 0,07	1,50 $\pm$ 0,13	1,12 $\pm$ 0,09	1,14 $\pm$ 0,09
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	2858 $\pm$ 503	2404 $\pm$ 779	1106 $\pm$ 411	1503 $\pm$ 370
<b>S</b>	0,15 $\pm$ 0,01	0,14 $\pm$ 0,01	0,14 $\pm$ 0,01	0,13 $\pm$ 0,00
<b>P</b>	0,29 $\pm$ 0,01*	0,25 $\pm$ 0,01	0,28 $\pm$ 0,01	0,25 $\pm$ 0,00
<b>K</b>	6,48 $\pm$ 0,16	6,09 $\pm$ 0,09	6,43 $\pm$ 0,21	5,95 $\pm$ 0,08
<b>Ca</b>	0,37 $\pm$ 0,01	0,40 $\pm$ 0,04	0,36 $\pm$ 0,01	0,40 $\pm$ 0,02
<b>Mg</b>	0,19 $\pm$ 0,01	0,17 $\pm$ 0,01	0,19 $\pm$ 0,01	0,20 $\pm$ 0,01
<b>Na</b>	0,26 $\pm$ 0,04	0,24 $\pm$ 0,06	0,29 $\pm$ 0,02**	0,17 $\pm$ 0,01

En el ECD, todos los macronutrientes presentaron concentraciones similares entre tratamientos, excepto el Na, que fue significativamente mayor en  $LT_C$  ( $p < 0,01$ ).

Para los micronutrientes la tendencia fue la misma, con valores muy similares entre los tratamientos del ELD, excepto para el Fe, superior en  $LT_L$  (Tabla IV.1.19). Entre los tratamientos del ECD no se encontró ninguna diferencia estadística, siendo las concentraciones de todos los micronutrientes muy similares.

**Tabla IV.1.19.** Valores medios de concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar de micronutrientes por planta en la raíz de girasol en el estado V11 (49 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asteriscos (\*,  $p < 0,05$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>Fe</b>	331 $\pm$ 43,0*	202 $\pm$ 22,1	237 $\pm$ 12,9	238 $\pm$ 30,2
<b>Mn</b>	21,5 $\pm$ 1,14	19,8 $\pm$ 0,69	18,2 $\pm$ 1,32	20,2 $\pm$ 1,17
<b>Cu</b>	10,8 $\pm$ 0,54	9,31 $\pm$ 1,44	11,2 $\pm$ 0,64	11,0 $\pm$ 0,29
<b>Zn</b>	35,3 $\pm$ 3,58	28,2 $\pm$ 2,44	21,5 $\pm$ 1,18	21,3 $\pm$ 0,37

- *Nutrición en el estado R1*

Además se analizaron los nutrientes en las plantas de girasol a los 72 DDS (fase R1), realizando en este caso el estudio por fracciones de la parte aérea: hoja, pecíolo y tallo. En pecíolo y tallo los resultados no mostraron diferencias entre tratamientos en ninguno de los dos experimentos, (datos no mostrados). Únicamente se muestran los resultados de nutrientes obtenidos en la fracción hoja, la más importante desde un punto de vista fisiológico (Tablas IV.1.20 y IV.1.21).

**Tabla IV.1.20.** Valores medios de concentración (% ,  $\text{mg kg}^{-1}$  para  $\text{N-NO}_3$ )  $\pm$  error estándar de macronutrientes por hoja en plantas de girasol en el estado R1 (72 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>N</b>	3,63 $\pm$ 0,19	3,72 $\pm$ 0,15	3,27 $\pm$ 0,20	3,31 $\pm$ 0,17
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	97,5 $\pm$ 7,80	111 $\pm$ 9,16	109 $\pm$ 3,38	94,9 $\pm$ 13,2
<b>S</b>	0,28 $\pm$ 0,04	0,26 $\pm$ 0,01	0,27 $\pm$ 0,02	0,24 $\pm$ 0,04
<b>P</b>	0,25 $\pm$ 0,01	0,22 $\pm$ 0,02	0,22 $\pm$ 0,01	0,24 $\pm$ 0,00
<b>K</b>	3,56 $\pm$ 0,11	3,50 $\pm$ 0,17	3,57 $\pm$ 0,02	3,49 $\pm$ 0,06
<b>Ca</b>	2,42 $\pm$ 0,20	2,88 $\pm$ 0,21	2,63 $\pm$ 0,14	2,77 $\pm$ 0,14
<b>Mg</b>	0,58 $\pm$ 0,05	0,65 $\pm$ 0,05	0,57 $\pm$ 0,03	0,59 $\pm$ 0,03
<b>Na</b>	0,03 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,00	0,03 $\pm$ 0,00

En este caso no se produjeron diferencias significativas entre tratamientos en el ELD ni en macro ni en micronutrientes. En el ECD tampoco se encontraron diferencias de concentración en lo que a macronutrientes se refiere (Tabla IV.1.20), sin embargo en micronutrientes, se obtuvieron concentraciones significativamente mayores ( $p < 0,05$ ) en  $NL_C$  para Mn y Cu. El N estuvo dentro de los valores considerados adecuados (3,3 %) según Reuter y Robinson (1997).

**Tabla IV.1.21.** Valores medios de concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar de micronutrientes por hoja en plantas de girasol en el estado R1 (72 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y en el de corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asterisco (\*,  $p < 0,05$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>Fe</b>	153 $\pm$ 6,42	154 $\pm$ 13,5	126 $\pm$ 15,8	126 $\pm$ 17,2
<b>Mn</b>	62,1 $\pm$ 3,80	72,3 $\pm$ 14,1	60,0 $\pm$ 3,61	73,1 $\pm$ 0,37*
<b>Cu</b>	17,1 $\pm$ 1,47	12,8 $\pm$ 1,28	11,1 $\pm$ 0,55	15,5 $\pm$ 0,31*
<b>Zn</b>	29,6 $\pm$ 2,21	25,6 $\pm$ 1,32	21,2 $\pm$ 0,93	25,9 $\pm$ 3,65

- *Equilibrio nutricional del girasol según el criterio DRIS*

Con el fin de comprobar la importancia relativa de cada nutriente, se decidió aplicar el criterio DRIS, que permite estudiar conjuntamente la influencia de varios nutrientes sobre el estado nutricional de un cultivo. Se realizó en los estados fenológicos V11 y R1 (49 y 72 DDS).

Según este criterio, 49 DDS las plantas tendrían contenidos de K en exceso, debido al "consumo de lujo" ya mencionado, y N por defecto, siendo el P el nutriente más equilibrado en los tratamientos del ELD ( $LT_L$  y  $LR_L$ ), y Mg en los tratamientos del de corta ( $LT_C$  y  $NL_C$ ) (Tablas IV.1.22 y IV.1.23).

**Tabla IV.1.22.** Índices DRIS para el cultivo de girasol en función del tipo de laboreo aplicado y período de muestreo (DDS, días desde la siembra).

DDS	Experimento	Trat.	IN	IP	IK	ICa	IMg
<b>49</b>	Larga duración	$LT_L$	- 25,8	- 7,95	+ 37,6	+ 14,8	- 18,6
		$LR_L$	- 25,3	- 14,4	+ 35,5	+ 20,9	- 16,8
	Corta duración	$LT_C$	- 31,1	- 8,75	+ 39,1	+ 4,35	- 4,68
		$NL_C$	- 33,1	- 5,96	+ 39,3	+ 2,18	- 2,42
<b>72</b>	Larga duración	$LT_L$	- 14,3	- 22,9	+ 16,0	+ 33,7	- 12,5
		$LR_L$	- 9,64	- 30,8	+ 8,93	+ 39,3	- 5,78
	Corta duración	$LT_C$	- 18,0	- 28,2	+ 14,2	+ 41,1	- 9,16
		$NL_C$	- 19,3	- 20,7	+ 11,1	+ 40,1	- 11,2

En una fase más avanzada del crecimiento (72 DDS), las deficiencias relativas de P (encontradas anteriormente en los tratamientos del ECD) fueron más acusadas, dándose en todos los tratamientos de los dos experimentos. Por el contrario, la acumulación progresiva de Ca en los tejidos de las plantas hizo que este elemento apareciera, comparativamente, como el más abundante (Tablas IV.1.22 y IV.1.23). En este caso los comportamientos de K y Ca se invirtieron respecto al periodo de 49 DDS, reflejando una absorción todavía comparativamente alta de K en esta fase.

En general, no se observaron diferencias importantes entre tratamientos para el equilibrio nutricional, según reflejaron los sumatorios de índices DRIS (Tabla IV.1.23), variable que suele relacionarse con el equilibrio nutricional global de una planta, de forma que, por lo general, sumatorios totales bajos suelen corresponder a mayores cosechas (Walworth y Sumner, 1987). En nuestro caso, los sumatorios fueron prácticamente del mismo orden, especialmente 72 DDS. En el muestreo de 49 DDS, se obtuvieron sumatorios ligeramente más bajos para los tratamientos del ECD (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>, Tabla IV.1.23), patrón que no se mantuvo en el muestreo realizado 72 DDS, en el que resultaron ligeramente más bajos en los tratamientos del ELD (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>).

**Tabla IV.1.23.** Orden carencial de macronutrientes según DRIS y sumatorio de índices DRIS ( $\Sigma I$ ) para el cultivo de girasol en función del tipo de laboreo aplicado y período de muestreo (DDS, días desde la siembra).

DDS	Experimento	Trat.	Orden carencial	Sumatorio
49	Larga duración	LT <sub>L</sub>	N > Mg > P > Ca > K	105
		LR <sub>L</sub>	N > Mg > P > Ca > K	113
	Corta duración	LT <sub>C</sub>	N > P > Mg > Ca > K	88,3
		NL <sub>C</sub>	N > P > Mg > Ca > K	83,0
72	Larga duración	LT <sub>L</sub>	P > N > Mg > K > Ca	99,3
		LR <sub>L</sub>	P > N > Mg > K > Ca	94,4
	Corta duración	LT <sub>C</sub>	P > N > Mg > K > Ca	111
		NL <sub>C</sub>	P > N > Mg > K > Ca	102

Los sumatorios a los 72 DDS resultaron ligeramente más bajos en las dos modalidades de LC (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>) con respecto a LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>, lo que indica que desde un punto de vista nutricional las técnicas de conservación no afectaron negativamente al estado nutricional, lo que concuerda con lo anteriormente observado en las variables relacionadas con el desarrollo y crecimiento.

#### Estado nutricional del guisante

El guisante fue analizado en el estado fenológico H6 (44 DDS); posteriormente (unos 100 DDS) comenzaron a observarse síntomas del ataque del hongo *Erysiphe polygoni* en algunas plantas, por lo que, aunque se analizaron las plantas más sanas de

los distintos tratamientos, no se considera oportuno recoger en esta memoria los resultados obtenidos para esa fase.

Durante el estado H6, las concentraciones de macronutrientes fueron muy similares entre tratamientos (Tabla IV.1.24), y, en general, éstas estuvieron dentro de los valores considerados normales según Reuter y Robinson (1997). En el ELD sólo se dieron valores significativamente mayores en el caso del K (superior en LR<sub>L</sub>), con diferencia significativa ( $p < 0,05$ ), lo que pudo deberse a una mayor dilución de este nutriente en LT<sub>L</sub>, a causa del peso ligeramente mayor de las plantas de guisante. También pudo haber influido un enriquecimiento superficial de K en este tratamiento, LR<sub>L</sub>, procedente de los restos orgánicos que deja en superficie el laboreo reducido (González-Fernández, 1997). En cualquier caso las concentraciones de K resultaron suficientes en todos los tratamientos (Reuter y Robinson, 1997), pudiéndose admitir cierto "consumo de lujo".

**Tabla IV.1.24.** Valores medios de concentración (% , mg kg<sup>-1</sup> para N-NO<sub>3</sub>) ± error estándar de macronutrientes por planta de guisante en el estado H6 (44 DDS, días desde la siembra) en el experimento de larga (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) y en el de corta duración (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>). Diferencias significativas para cada pareja de tratamientos se indican mediante asteriscos (\*,\*\*  $p < 0,05$ ,  $p < 0,01$  respectivamente).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>C</sub>	NL <sub>C</sub>
<b>N</b>	4,80±0,11	4,70±0,16	4,44±0,10	4,33±0,05
<b>N-NO<sub>3</sub></b>	150±33,5	58,5±17,0	139±4,84**	34,0±6,00
<b>S</b>	0,30±0,01	0,29±0,00	0,32±0,03	0,30±0,01
<b>P</b>	0,31±0,02	0,33±0,01	0,30±0,01	0,36±0,02
<b>K</b>	3,12±0,09	3,46±0,02*	3,55±0,16	3,56±0,07
<b>Ca</b>	1,04±0,02	1,11±0,07	1,28±0,06	1,12±0,03
<b>Mg</b>	0,27±0,01	0,26±0,00	0,42±0,01*	0,37±0,01
<b>Na</b>	0,07±0,01	0,06±0,00	0,08±0,00**	0,06±0,00

En el ECD (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>), sólo en el caso de N-NO<sub>3</sub>, Mg y Na se registraron concentraciones significativamente superiores en LT<sub>C</sub> con respecto a NL<sub>C</sub>, aunque sin significado fisiológico aparente.

Considerando conjuntamente ambas modalidades de laboreo (tradicional y de conservación), N-NO<sub>3</sub> y P fueron los nutrientes que presentaron un comportamiento similar, independientemente a la duración de los tratamientos. En el caso del N-NO<sub>3</sub>, cabe destacar la influencia positiva del LT (LT<sub>L</sub> y LT<sub>C</sub>) sobre sus concentraciones, ya que en ambos casos fueron mayores que bajo las modalidades de conservación (LR<sub>L</sub> y

NL<sub>c</sub>), aunque para el ELD las diferencias no resultaron significativas debido a la dispersión de valores (Tabla IV.1.24). En este caso si hubo coincidencia con lo observado para el girasol, según se comentó en el apartado correspondiente, donde se resaltó el hecho que se viene observando desde el inicio de estos experimentos, relativo al efecto positivo de LT sobre la absorción de nitratos durante las primeras fases de desarrollo de los cultivos (Murillo et al., 1998).

En cuanto al P se produjo un ligero aumento de concentración en los tratamientos de conservación (LR<sub>L</sub> y NL<sub>c</sub>) respecto a LT<sub>L</sub> y LT<sub>c</sub> (Tabla IV.1.24), comportamiento que contrasta con el observado en el girasol, en el que se registraron concentraciones ligeramente más altas de P en los tratamientos de LT. No obstante, en este caso se trata de un ligero aumento, no significativo, insuficiente para asegurar una adecuada nutrición fosfórica. Para este nutriente, una concentración inferior a 0,55 % a los 44 DDS se considera deficitaria (Reuter y Robinson, 1997), valor que no se alcanza en ninguno de los tratamientos en esta fase. Otras fuentes bibliográficas consideran deficiente una concentración menor de 0,40 %, para plantas que posean entre 4-8 nudos. Atendiendo a estos criterios, las plantas de guisante también presentarían contenidos deficientes de P, circunstancia que según se ha indicado anteriormente no resulta extraña bajo nuestros suelos calcáreos, en los que el P se fija con facilidad. De cualquier forma, también hay que tener en cuenta que las concentraciones críticas o deficientes son sólo valores orientativos que pueden no ser los mismos para cada escenario edafo-climáticos en particular.

Indicar por último que, en general, las concentraciones de micronutrientes resultaron suficientes (Tabla IV.1.25), especialmente en el caso del Fe, para el que se estima como nivel adecuado una concentración de 120 mg kg<sup>-1</sup>, ligeramente inferior a los valores registrados en este estudio. En los micronutrientes estudiados no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos en ningún caso.

Para este cultivo no se dispone de normas DRIS, por lo que no pudo realizarse un análisis de su equilibrio nutricional.

**Tabla IV.1.25.** Valores medios de concentración (mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar de micronutrientes por planta de guisante en el estado H6 (44 DDS, días desde la siembra) en los tratamientos del experimento de larga (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) y en los de corta duración (LT<sub>c</sub> y NL<sub>c</sub>).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>c</sub>	NL <sub>c</sub>
<b>Fe</b>	134±0,33	143±7,44	206±63,7	184±3,00
<b>Mn</b>	36,3±1,17	40,2±3,61	55,7±3,12	49,5±1,47
<b>Cu</b>	10,6±0,10	10,3±0,22	11,7±0,45	12,0±0,26
<b>Zn</b>	43,5±3,34	38,0±1,04	54,9±10,2	43,0±5,65

Estado nutricional del trigo

El trigo fue analizado a mediados de marzo de 2009, en el estado 33 de la escala de Zadok, 88 DDS (F7 de la escala de Feekes). Analizarlo en fases posteriores de su desarrollo no tiene mucho sentido desde un punto de vista nutricional (Reuter y Robinson, 1997); dado que las variaciones que puedan producirse, tendrán menor influencia sobre la producción.

En general, las concentraciones de los principales nutrientes se mantuvieron dentro de intervalos adecuados. En el caso del N, la información bibliográfica es muy amplia (Reuter y Robinson, 1997). Para la fase y fracción que nos ocupa, estados 7–8 de la escala de Feekes y parte aérea, se considera adecuado el intervalo 2,88–3,12%, y un nivel siempre superior a 2,25%. En nuestro caso, todos los valores registrados fueron superiores a 2,25%, y próximos a 3% (Tabla IV.1.26). Todo ello hace pensar que, en general, el cultivo no experimentó deficiencias de N durante su desarrollo, a pesar de que no fue fertilizado en cobertera.

**Tabla IV.1.26.** Valores medios de concentración (%)  $\pm$  error estándar de nutrientes en plantas de trigo en el estado fenológico F7 (88 DDS) en los tratamientos de los experimentos de larga ( $LT_L$  y  $LR_L$ ) y corta duración ( $LT_C$  y  $NL_C$ ).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	$LT_L$	$LR_L$	$LT_C$	$NL_C$
<b>N</b>	2,94 $\pm$ 0,44	3,38 $\pm$ 0,23	2,87 $\pm$ 0,01	2,64 $\pm$ 0,11
<b>S</b>	0,28 $\pm$ 0,00	0,32 $\pm$ 0,01	0,28 $\pm$ 0,05	0,24 $\pm$ 0,01
<b>P</b>	0,36 $\pm$ 0,01	0,34 $\pm$ 0,01	0,39 $\pm$ 0,01	0,38 $\pm$ 0,01
<b>K</b>	3,16 $\pm$ 0,24	3,15 $\pm$ 0,02	2,90 $\pm$ 0,08	2,87 $\pm$ 0,02
<b>Ca</b>	0,32 $\pm$ 0,01	0,35 $\pm$ 0,01	0,26 $\pm$ 0,01	0,23 $\pm$ 0,01
<b>Mg</b>	0,12 $\pm$ 0,07	0,14 $\pm$ 0,00	0,14 $\pm$ 0,01	0,12 $\pm$ 0,00
<b>Na</b>	0,13 $\pm$ 0,02	0,26 $\pm$ 0,08	0,24 $\pm$ 0,05	0,15 $\pm$ 0,05

Las concentraciones de S resultaron adecuadas; según la escala de Feekes, para el que concentraciones <0,18% resultarían críticas; en nuestro caso se alcanzaron concentraciones más altas para una fase inmediatamente anterior (F7-F8), >0,30% en  $LR_L$  (Tabla IV.1.26). Los valores de la relación N/S corroboran que efectivamente las concentraciones de S fueron comparativamente altas. La bibliografía indica que esta relación tiene mayor interés que la concentración de S y/o de  $SO_4^{=}$ , variables muy influenciadas por las condiciones medioambientales. Para esta razón, la bibliografía atribuye un valor crítico de 15. Si atendemos a esta variable, los valores obtenidos

(10,7 en  $LT_L$  y  $LR_L$  y 11,1 en  $LT_C$  vs. 10,9 en  $NL_C$ ) demuestran que en todos los tratamientos el valor es inferior a 15, confirmando que, respecto al N, las concentraciones de S resultaron ligeramente elevadas.

Cabe destacar que en este ensayo las concentraciones de P comprendidas entre 0,34 y 0,39% resultaron adecuadas, en todos los tratamientos. Se trata de un aspecto interesante teniendo en cuenta que en otras ocasiones las concentraciones de P registradas en estas mismas parcelas resultaron algo deficitarias, lo que puede estar relacionado con una mayor eficacia para la absorción de P de la variedad de trigo ensayada en esta ocasión.

Como cabía esperar, las concentraciones de K siempre fueron superiores al valor crítico (2% para la fase F7, adecuada  $>2,3\%$ ), circunstancia que ya se había observado en estudios anteriores (Murillo et al., 2004). No son frecuentes bajo nuestras latitudes deficiencias de K en los cultivos, donde con relativa frecuencia se asiste incluso a "consumos de lujo" de este elemento, como hemos visto en el caso de los anteriores cultivos estudiados.

Para Ca y Mg la información es más limitada y menos precisa. Los intervalos de suficiencia de Westfall et al. (1990) están referidos a los estados 3-10 de la escala de Feekes (planta completa): 0,2-0,5 % para el Ca y 0,15-0,50 % para el Mg. Por otra parte, concentraciones del orden de 0,25% para el Ca y 0,13% para el Mg serían críticas durante la fase F10 (Reuter y Robinson, 1997). En nuestro caso, las concentraciones de Ca (Tabla IV.1.26) resultaron adecuadas en los tratamientos del ELD, donde se registraron niveles superiores al 0,3%. En los del ECD, fueron algo más bajas, aunque no creemos que llegaran a suponer situaciones deficitarias tratándose de suelos calcáreos. Realmente, las concentraciones de Mg próximas a valores críticos, pudieron estar influenciadas por niveles comparativamente altos de Ca en el suelo. Como indican Fageria et al. (1997), son frecuentes las interacciones entre nutrientes de similar tamaño, carga, geometría de coordinación y configuración electrónica; este sería el caso de nutrientes como Ca, Mg, K y Na.

Las concentraciones de micronutrientes fueron adecuadas (Tabla IV.1.27), de acuerdo con los intervalos de suficiencia recogidos en la bibliografía, no obteniéndose diferencias significativas entre tratamientos en ningún caso. Aunque la información para el Fe es limitada, se considera adecuado un intervalo de 25-100  $\text{mg kg}^{-1}$  en la parte aérea para las fases 10 y 10,1 de la escala de Feekes. En nuestro caso, el intervalo de 83-104  $\text{mg kg}^{-1}$  (todos los tratamientos) se supone suficiente teniendo en cuenta que las concentraciones de Fe en tejidos vegetales suelen ser superiores a las necesidades fisiológicas reales. Algo similar ocurre en el caso del Mn (Mengel y Kirkby, 1982), para el que se propone un intervalo de suficiencia de 30-100  $\text{mg kg}^{-1}$  (fases F7-8), en el que estarían comprendidas las concentraciones registradas en este estudio

(38-52 mg kg<sup>-1</sup>). Las concentraciones de Zn, para el que se considera adecuado un intervalo de 20-70 mg kg<sup>-1</sup> para las fases F7-8 de la escala de Feekes, resultaron igualmente adecuadas. Para el Cu se acepta una concentración crítica (fase F10) de 3,2 mg kg<sup>-1</sup> (Reuter y Robinson, 1997), muy por debajo de las concentraciones registradas en nuestro estudio. Para las fases 5-6 un intervalo comprendido entre 7 y 15 mg kg<sup>-1</sup> sería suficiente; el intervalo de 7,61-9,95 mg kg<sup>-1</sup> obtenido en este estudio se supone pues adecuado.

**Tabla IV.1.27.** Valores medios de concentración (mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar de micronutrientes en plantas de trigo en el estado fenológico F7 (88 DDS) en el experimento de larga (LT<sub>L</sub> y LR<sub>L</sub>) y en el de corta duración (LT<sub>C</sub> y NL<sub>C</sub>).

	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>C</sub>	NL <sub>C</sub>
<b>Fe</b>	95,3±15,6	104±4,90	100±36,9	83,6±1,35
<b>Mn</b>	37,7±5,45	44,3±2,30	44,1±1,30	53,1±9,95
<b>Cu</b>	10,4±2,48	9,13±0,60	8,01±1,62	7,33±0,63
<b>Zn</b>	37,5±5,15	39,7±0,60	38,4±0,95	35,0±1,60

Cabe destacar que el LC, observado tanto en LR<sub>L</sub> como en NL<sub>C</sub>, parece potenciar en cierta medida la absorción de Mn y Zn por la planta de trigo, debido quizás a que favorecen la aparición de condiciones ligeramente más reductoras. Algo similar se observó en el caso del girasol, aunque no así en el guisante, donde desconocemos si la presencia del hongo podría haber estado afectando a las plantas, aunque sin síntomas visibles todavía.

- *Equilibrio nutricional del trigo según el criterio DRIS*

Para comprobar la importancia relativa de cada nutriente se realizó un análisis DRIS para trigo en el estado fenológico F7 (88 DDS). Según este criterio, el equilibrio nutricional del cultivo (Tabla IV.1.28) de todos los tratamientos estaría dentro de los intervalos considerados normales (entre ±10 y ±15). No obstante, y de acuerdo con los sumatorios de índices DRIS, el equilibrio nutricional sería ligeramente mejor bajo el laboreo tradicional, tanto en el experimento de larga como en el de corta duración. Como es sabido, sumatorios bajos se relacionan con mejores cosechas (Walworth y Sumner, 1987), aunque en nuestro caso las diferencias resultaron demasiado pequeñas como para poder predecir mayores rendimientos bajo LT.

**Tabla IV.1.28.** Índices DRIS y sumatorio de valores absolutos para el trigo (88 DDS) en función de la variedad, tratamientos y años que se indican.

Experimento	Trat.	IN	IP	IK	IS	Sumatorio
Larga duración	LT <sub>L</sub>	- 1,03	+ 2,95	+ 4,07	+ 0,09	+ 8,14
	LR <sub>L</sub>	+ 1,35	- 7,12	+ 2,64	+ 3,12	+ 14,2
Corta duración	LT <sub>C</sub>	- 1,61	+ 2,01	+ 2,15	+ 2,55	+ 8,32
	NL <sub>C</sub>	- 3,23	+ 2,90	+ 3,68	+ 3,35	+ 13,2

En cuanto al orden carencial de nutrientes (Tabla IV.1.29), las mayores variaciones correspondieron al P y S. En ambos tratamientos del ELD el P apareció como el elemento comparativamente más deficitario mientras que el S estuvo equilibrado, comportamiento que se invirtió en el ECD. Nitrógeno y K mostraron el mismo comportamiento en ambos ensayos, equilibrado el primero y el más suficiente de los cuatro nutrientes analizados el segundo. No obstante se trata, como en el caso anterior, de pequeñas variaciones relativas posiblemente de escasa o nula influencia fisiológica, a tenor de los valores tan bajos alcanzados en todos los tratamientos tanto por los índices individuales como por sus sumatorios.

**Tabla IV.1.29.** Orden carencial de nutrientes en el trigo (88 DDS) en función de los tratamientos que se indican

DDS	Experimento	Trat.	Orden carencial de nutrientes según DRIS
88	Larga duración	LT <sub>L</sub>	P > N > S > K
		LR <sub>L</sub>	P > N > S > K
	Corta duración	LT <sub>C</sub>	S > N > P > K
		NL <sub>C</sub>	S > N > P > K

La principal conclusión que se deriva de este estudio es que el LC no afectó negativamente el equilibrio nutricional del cultivo en ninguno de los casos, por lo que tampoco cabría esperar disminución alguna de su rendimiento.

#### IV.1.2.3. Rendimiento y Análisis del Grano

En este apartado sólo nos referiremos a trigo y girasol pues como se ha comentado anteriormente, no se pudo determinar el rendimiento del cultivo de guisante, debido a que fue atacado por el hongo en el estado de maduración del fruto.

#### Rendimiento y análisis de aquenios de girasol

En consonancia con el análisis nutricional DRIS, las diferencias de rendimiento del girasol no resultaron significativas entre tratamientos. En los de conservación (LR<sub>L</sub> y NL<sub>C</sub>) se obtuvieron rendimientos ligeramente mayores que en los correspondientes tratamientos de LT (Tabla IV.1.30). Además, en los tratamientos del ELD se obtuvieron rendimientos algo mayores que en los del ECD, todo ello siguiendo un patrón similar al indicado por los índices DRIS. Es importante destacar el hecho de que el rendimiento del girasol en NL<sub>C</sub> resultó algo mayor que en LT<sub>C</sub>, aspecto muy interesante ya que cuando se han detectado pérdidas de cosecha bajo LC, casi siempre han ocurrido bajo técnicas de NL.

**Tabla IV.1.30.** Valores medios ± error estándar de rendimiento, peso de 1000 granos y análisis de aquenios de girasol.

Variables	Experimento larga duración		Experimento corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>C</sub>	NL <sub>C</sub>
<b>Rendimiento</b> (Mg ha <sup>-1</sup> )	3,62±0,07	3,76±0,07	3,51±0,10	3,54±0,07
<b>Peso de 1000</b> <b>aqueños (g)</b>	56,7±0,68	56,8±0,63	55,5±0,39	56,2±0,45
<b>N (%)</b>	2,19±0,03	2,13±0,06	2,24±0,02	2,19±0,05
<b>P (%)</b>	0,29±0,01	0,30±0,01	0,28±0,01	0,28±0,01
<b>S (%)</b>	0,26±0,01	0,25±0,01	0,25±0,01	0,26±0,01
<b>K (%)</b>	0,53±0,01	0,51±0,01	0,52±0,01	0,54±0,01
<b>Ca (%)</b>	0,13±0,01	0,14±0,01	0,14±0,01	0,13±0,01
<b>Mg (%)</b>	0,19±0,01	0,18±0,01	0,20±0,01	0,20±0,02
<b>Cu (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	13,2±0,60	14,1±1,00	14,4±1,00	14,8±0,90
<b>Fe (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	34,3±0,81	34,2±1,13	35,6±1,02	34,6±1,20
<b>Mn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	12,0±0,73	13,7±0,63	14,2±0,63	14,5±1,10
<b>Zn (mg kg<sup>-1</sup>)</b>	23,3±0,67	25,7±0,35	25,4±1,16	23,1±0,80

Es necesario indicar que los datos de rendimiento constituyen sólo una estima aproximada, al haberse obtenido de una serie de cabezas de girasol que habían sido cubiertas con mallas antes de la madurez del grano, para evitar la posible acción de los pájaros. Además fueron desgranadas manualmente. Por consiguiente, se trata de rendimientos potenciales, mayores que los reales, que siempre engloban pérdidas por recolección y consumo por aves.

La composición de los aquenios tampoco experimentó cambios en función del sistema de laboreo. El contenido de N resultó ligeramente inferior, en todos los tratamientos, al umbral considerado adecuado para los aquenios de girasol (3%, Reuter y Robinson (1997)) (Tabla IV.1.30). Sin embargo, hay que tener en cuenta que pueden producirse variaciones en la composición de los frutos en función de marco edafo-climático, y manejo, de que se trate. Murillo et al. (2004) también observaron este hecho trabajando en estos suelos con otra variedad de girasol. El resto de nutrientes presentaron concentraciones que pueden considerarse normales en

aquenos de girasol. Fósforo y S, por ejemplo, alcanzaron concentraciones por encima de los umbrales considerados 'críticos' para estos frutos (0,20% y 0,22% respectivamente; Reuter y Robinson (1997)). En ningún caso se produjeron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos (Tabla IV.1.30).

#### Rendimiento y análisis de granos de trigo

Como en el caso del girasol, para el trigo se obtuvieron mayores rendimientos en los tratamientos de LC, tanto en el ELD como en el ECD, siendo incluso mayores las diferencias entre tratamientos (aunque no significativas) que en el caso del girasol (Tabla IV.1.30). Esto corrobora cuanto se ha venido observando en este (Tabla IV.1.31) y otros estudios anteriores, realizados en estas mismas parcelas experimentales, que también pusieron de manifiesto el hecho de que un mejor desarrollo inicial de las plántulas bajo LT no implicaba que finalmente se obtengan mejores rendimientos en este tratamiento (Moreno et al., 1997; Murillo et al., 1998; Murillo et al., 2004). Este efecto resultó especialmente llamativo en años muy secos, en los que el rendimiento bajo LC superaba con creces al obtenido bajo LT, consecuencia del efecto positivo que tuvo el LC sobre la conservación de agua en el suelo (Moreno et al., 1997).

En relación con los datos obtenidos por RAEA (campaña 2003/04), puede decirse que el rendimiento obtenido en todos los tratamientos ha estado dentro de los valores normales aunque hay que tener en cuenta que este parámetro es orientativo, al proceder de parcelas preservadas con mallas y haberse efectuado la recolección a mano, al igual que ocurrió para el caso del girasol. Para los efectos de este estudio, insistimos en que lo importante es comprobar que la producción en los tratamientos de LC ( $LR_L$  y  $NL_C$ ) resultó superior o igual a la obtenida en LT ( $LT_L$  y  $LT_C$ ).

También se obtuvieron valores altos de peso de 1000 granos, en relación con los datos facilitados por RAEA (campaña 2003/04). Especialmente altos resultaron los valores obtenidos en los tratamientos del ECD (45,2 en  $LT_C$  y 46,2 en  $NL_C$ ), aunque no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos.

El valor de índice de cosecha (IC) estuvo dentro de los rangos normales para la mayoría de los cultivos (0,35-0,50).

En suma, y refiriéndonos a los rendimientos obtenidos en cada una de las campañas agrícolas estudiadas, podemos decir que el LC no da lugar a peores cosechas, es más, en nuestro caso se han registrado aumentos respecto a LT que, aun sin ser significativos desde un punto de vista estadístico, sí podrían serlo desde un punto de vista económico. Estos resultados vuelven a corroborar que el LC es una

práctica altamente recomendable, al menos para las condiciones semi-áridas mediterráneas ensayadas.

**Tabla IV.1.31.** Valores medios  $\pm$  error estándar de rendimiento, índice de cosecha (IC), peso de 1000 granos y análisis de granos de trigo. Diferencias significativas entre tratamientos del mismo experimento se indican mediante asterisco,  $p < 0,05$ .

Variables	Experimento de larga duración		Experimento de corta duración	
	LT <sub>L</sub>	LR <sub>L</sub>	LT <sub>C</sub>	NL <sub>C</sub>
<b>Grano</b> (Kg ha <sup>-1</sup> )	4311 $\pm$ 1481	4561 $\pm$ 1110	4979 $\pm$ 817	6059 $\pm$ 414
<b>Paja</b> (Kg ha <sup>-1</sup> )	4835 $\pm$ 1740	6461 $\pm$ 583	6086 $\pm$ 821	6306 $\pm$ 1429
<b>IC</b>	0,50 $\pm$ 0,12	0,40 $\pm$ 0,20	0,35 $\pm$ 0,04	0,49 $\pm$ 0,04
<b>Peso de 1000 granos</b> (g)	39,8 $\pm$ 6,30	39,0 $\pm$ 4,90	45,2 $\pm$ 5,10	46,2 $\pm$ 8,40
<b>N</b> (%)	2,30 $\pm$ 0,06	2,50 $\pm$ 0,07	2,63 $\pm$ 0,06	2,27 $\pm$ 0,07
<b>P</b> (%)	0,28 $\pm$ 0,02	0,30 $\pm$ 0,02	0,30 $\pm$ 0,03	0,30 $\pm$ 0,02
<b>K</b> (%)	0,50 $\pm$ 0,04	0,54 $\pm$ 0,05	0,42 $\pm$ 0,03	0,49 $\pm$ 0,04
<b>Ca</b> (%)	0,07 $\pm$ 0,00	0,09 $\pm$ 0,01*	0,05 $\pm$ 0,03	0,06 $\pm$ 0,02
<b>Mg</b> (%)	0,09 $\pm$ 0,00	0,10 $\pm$ 0,00	0,12 $\pm$ 0,01	0,10 $\pm$ 0,01
<b>Cu</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	6,27 $\pm$ 0,38	6,89 $\pm$ 0,73	7,13 $\pm$ 0,23	6,50 $\pm$ 0,31
<b>Fe</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	36,7 $\pm$ 2,74	41,0 $\pm$ 1,86	39,0 $\pm$ 1,14	41,8 $\pm$ 1,98
<b>Mn</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	16,7 $\pm$ 1,54	19,1 $\pm$ 0,50	24,4 $\pm$ 3,05	22,0 $\pm$ 2,22
<b>Zn</b> (mg kg <sup>-1</sup> )	31,6 $\pm$ 1,67	39,1 $\pm$ 0,95*	34,6 $\pm$ 2,78	38,6 $\pm$ 3,16

Las concentraciones de N del grano resultaron mayores que las facilitadas por Reuter y Robinson (1997) como concentración adecuada (1,83 % N), pero dentro del intervalo normal según Mills y Jones (1997) (1,75-3,00 %). Nuestros valores estuvieron comprendidos entre 2,27 % en NL<sub>C</sub> y 2,63 % en LT<sub>C</sub> (Tabla IV.1.31). A nivel comparativo, en el ELD se observó que el porcentaje de N fue ligeramente superior en el tratamiento LR<sub>L</sub>, no apareciendo esta tendencia en el ECD, donde las plantas de NL<sub>C</sub> alcanzaron una concentración menor que las de LT<sub>C</sub>. Las concentraciones comparativamente altas de N pueden deberse en parte a diferencias entre variedades, y a que el cultivo anterior fue una leguminosa (guisante forrajero), que pudo aumentar la disponibilidad de N para la planta (Mahler y Hemamda, 1993).

En el caso del P, a pesar de que puede ser un nutriente que plantee problemas bajo nuestras condiciones, sus concentraciones parecen ser adecuadas en todos los tratamientos (Reuter y Robinson, 1997; Mills y Jones, 1997), no habiendo diferencias estadísticas en ningún caso (Tabla IV.1.31). En el caso del K, las concentraciones obtenidas siempre estuvieron por encima del valor crítico (0,37 %) (Reuter y Robinson, 1997). Los valores obtenidos en el grano de trigo de nuestros tratamientos, se situaron entre 0,42 en LT<sub>C</sub> y 0,54 en LR<sub>L</sub>. En las parcelas de LC, la concentración de este nutriente fue ligeramente superior que en las de LT. Estos niveles de K estarían

en consonancia con el "consumo de lujo" ya reseñado cuando se habló del estado nutricional de la planta (Tabla IV.1.24).

Los valores obtenidos para el Ca fueron superiores al nivel normal de 0,032% (Reuter y Robinson, 1997). Tanto en el ELD como en el ECD, los porcentajes de Ca son mayores en los tratamientos de LC ( $LR_L$ ), con diferencias estadísticamente significativas con respecto al LT ( $LT_L$ ) para el ELD (Tabla IV.1.31). Para el Mg, prácticamente no se encuentran diferencias entre tratamientos, situándose todos los valores en el rango de 0,09-0,12% (Tabla IV.1.29), ligeramente inferior al valor facilitado por Reuter y Robinson (1997) de 0,123%, pero dentro del intervalo indicado por Mills y Jones (1997). En ambos casos, las concentraciones siguen un patrón de comportamiento bastante similar al observado en el análisis de la planta (Tabla IV.1.26).

Las concentraciones de micronutrientes del grano resultaron en general adecuadas (Tabla IV.1.31). Sólo en el caso del Mn se registraron concentraciones por debajo del nivel considerado normal por Reuter y Robinson (1997), 37,8 mg kg<sup>-1</sup>, circunstancia que podría deberse a algún proceso competitivo entre nutrientes durante el transporte hacia el grano. No obstante, los valores mínimos adecuados según Mills y Jones (1997) estarían por debajo de este valor, por lo que según estos autores los resultados obtenidos en nuestro caso para el Mn podrían considerarse adecuados. Los valores del Cu fueron superiores a 4,74 mg kg<sup>-1</sup> (Reuter y Robinson, 1997) y estuvieron dentro de intervalos adecuados (Mills y Jones, 1997), sin diferencias significativas entre tratamientos.

Las concentraciones Fe también fueron bastante similares entre tratamientos, con valores ligeramente superiores en los tratamientos de LC. Como en el caso del Cu, las concentraciones de Fe fueron superiores a 34,8 mg kg<sup>-1</sup> (adecuada según Reuter y Robinson (1997) y Mills y Jones (1997)).

En el caso del Zn, los tratamientos de LC presentaron valores mayores en todos los casos, con diferencias estadísticas significativas entre tratamientos en el ELD. En todos los casos las concentraciones resultaron superiores a la facilitada por Reuter y Robinson (1997) como adecuada (14,7 mg kg<sup>-1</sup>).

Por consiguiente, podemos indicar que la mayoría de los micronutrientes satisficieron los requerimientos mínimos de esta planta para el llenado del grano, teniendo en cuenta que las concentraciones de Mn no suelen resultar problemáticas al estar casi siempre muy por encima de las necesidades reales de una planta (Mengel y Kirkby, 1982).

En general, y dadas las condiciones meteorológicas e hidrología de los tres años de estudio (Figura IV.1.6), los tres cultivos tuvieron un desarrollo normal. Esto demuestra que bajo condiciones normales, los tratamientos de LC no perjudican al

desarrollo y rendimiento de los cultivos. Es por ello, que no consideramos necesario un estudio más a fondo de los cultivos.



## **IV.2. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN UNA FINCA AGRÍCOLA COMERCIAL**

## **IV.2. EFECTOS DE DISTINTOS SISTEMAS DE LABOREO SOBRE SUELO Y PLANTA EN UNA FINCA AGRÍCOLA COMERCIAL**

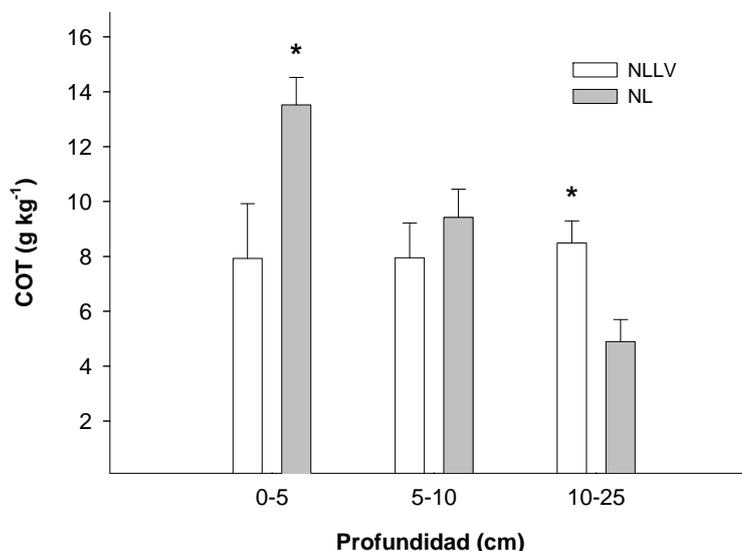
En áreas semi-áridas mediterráneas, numerosos estudios sobre la aplicación de sistemas de LC han demostrado sus ventajas en el rendimiento de los cultivos, almacenamiento de agua y protección del suelo. Sin embargo, los beneficios observados en ensayos experimentales, como los comentados en el apartado anterior, con parcelas de pequeñas dimensiones, no son tan evidentes en grandes fincas comerciales, debido a la variabilidad espacial de las propiedades físico-químicas del suelo (acentuada por tratarse de grandes extensiones) y el manejo llevado a cabo por los agricultores. Por otra parte, como se ha comentado en la introducción, la aplicación continuada de técnicas de labranza conservacionistas puede ocasionar algunos inconvenientes. Cuando esto ocurre, diversos autores han observado que un pase de vertedera, que remueva el suelo, suele tener un efecto positivo sobre las fases iniciales de crecimiento y nutrición de algunos cultivos (Murillo et al., 1998), razón por la que algunos agricultores en muchas áreas del sur-oeste de España realizan esta práctica ocasionalmente. Sin embargo, ya se ha indicado que cuando se trata de suelos fácilmente erosionables, como el que nos ocupa es muy importante calibrar la necesidad de este tipo de prácticas.

En el presente apartado se estudia el efecto de la aplicación puntual del arado de vertedera sobre la calidad del suelo (COT, CBM, CA, AED,  $\beta$ -Glu y DfOx) y el desarrollo de los cultivos (trigo) en una finca comercial dedicada a NL desde 1995. Se evaluó el efecto directo de la aplicación de una LVO y el efecto residual de la misma en los dos años consecutivos a su aplicación.

### IV.2.1. EFECTO EN SUELOS

#### IV.2.1.1. Aplicación de la labor de vertedera (1<sup>er</sup> año de estudio)

En el primer año de estudio, la aplicación de la LVO tuvo un efecto importante sobre la distribución de COT. En 0-5 cm de profundidad la concentración fue 1,7 veces menor en NLLV que en NL (Figura IV.2.1). Este efecto también se observó a 5-10 cm de profundidad, aunque las diferencias no fueron significativas (1,2 veces menos en NLLV vs. NL). En la capa más profunda estudiada (10-25 cm), esta tendencia se invirtió, obteniéndose concentraciones de COT significativamente mayores en NLLV con respecto a NL (1,7 veces mayor en NLLV). Esto se debe a la parcial redistribución del COT tras el volteo del suelo, quedando MO en capas más profundas.



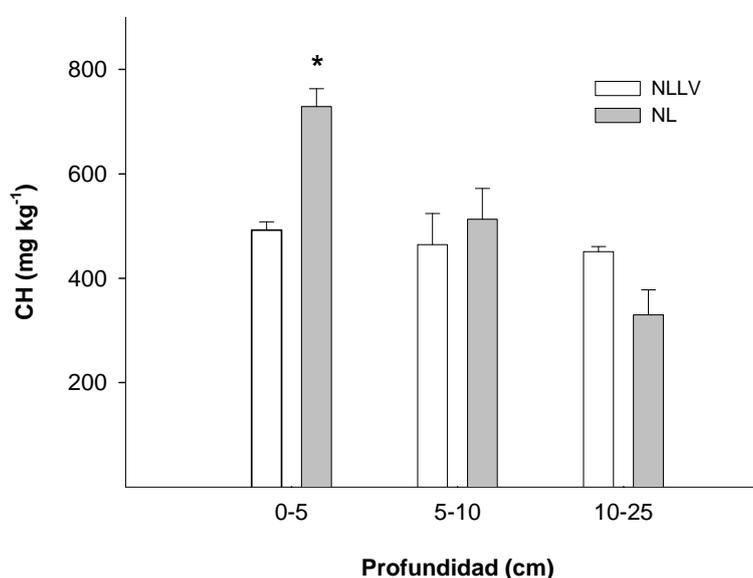
**Figura IV.2.1.** Carbono orgánico total (COT, g kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en año hidrológico 2006-2007 (muestreo de marzo 2007) para los tratamientos NLLV y NL a las tres profundidades estudiadas (0-5, 5-10 y 10-25 cm). Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco ( $p < 0,05$ ).

En general, y en los primeros 25 cm de suelo se observaron cantidades de COT del mismo orden en ambos tratamientos. Se obtuvieron 30800 kg ha<sup>-1</sup> en NLLV vs. 29334 kg ha<sup>-1</sup> en NL, sin diferencias estadísticas significativas entre tratamientos.

Varios autores (Díaz-Zorita y Grove, 2002; Madejón et al., 2007; Melero et al., 2009b) han demostrado que los sistemas de LC mantienen contenidos mayores de MO del suelo que el LT, especialmente en superficie. En nuestro caso, la notable disminución de COT en superficie en el tratamiento NLLV respecto a NL sólo unos

meses tras el pase de vertedera, podría deberse, además de la redistribución a capas más profundas, al incremento de actividad microbiana resultante del aumento de la destrucción de agregados del suelo y la exposición derivada de la inversión del suelo en el tratamiento NLLV. Esto también implicaría un aumento de flujo de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera (por aumento de respiración microbiana y por emisión física), como vimos en el apartado IV.1.1.3. Este mismo hecho ha sido observado por otros autores en estudios en zonas mediterráneas bajo condiciones semi-áridas (Álvaro-Fuentes et al., 2008; López-Garrido et al., 2009).

En el primer año de estudio, tras el pase de la LVO, también se analizó el CH. En la profundidad 0-5 cm la concentración de CH fue significativamente mayor en NL con respecto a NLLV (Figura IV.2.2).

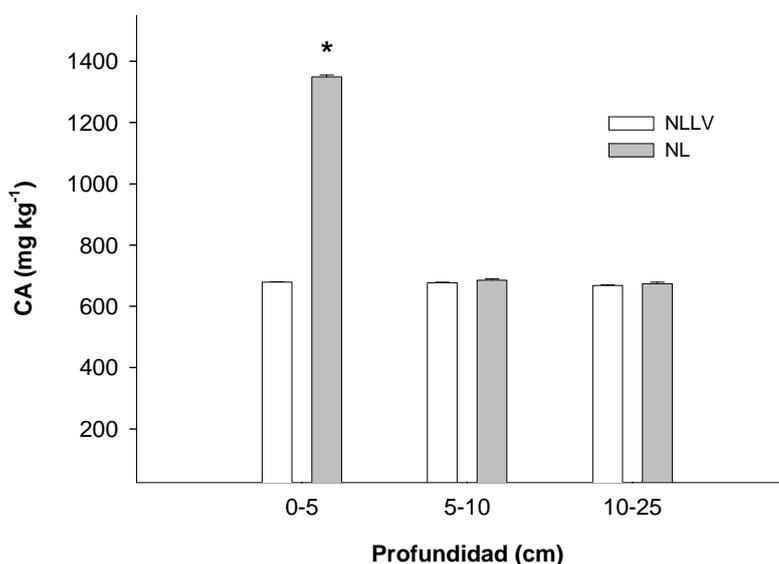


**Figura IV.2.2.** Carbono hidrosoluble (CH,  $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en año hidrológico 2006-2007 (muestreo de marzo 2007) para los tratamientos NLLV y NL a las tres profundidades estudiadas (0-5, 5-10 y 10-25 cm). Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco ( $p < 0,05$ ).

En las profundidades de 5-10 y 10-25 cm, no se encontraron diferencias estadísticas entre tratamientos, aunque en esta última los valores obtenidos fueron ligeramente mayores bajo NLLV, coincidente con el mayor COT obtenido en este tratamiento. Estos resultados coinciden con los obtenidos para las parcelas experimentales estudiadas en la presente memoria (apartado IV.1.1.2) y por otros

autores, como Linn y Doran (1984), que encontraron mayores valores de CH en tratamientos de NL comparado con LT hasta unos 7,5 cm de profundidad.

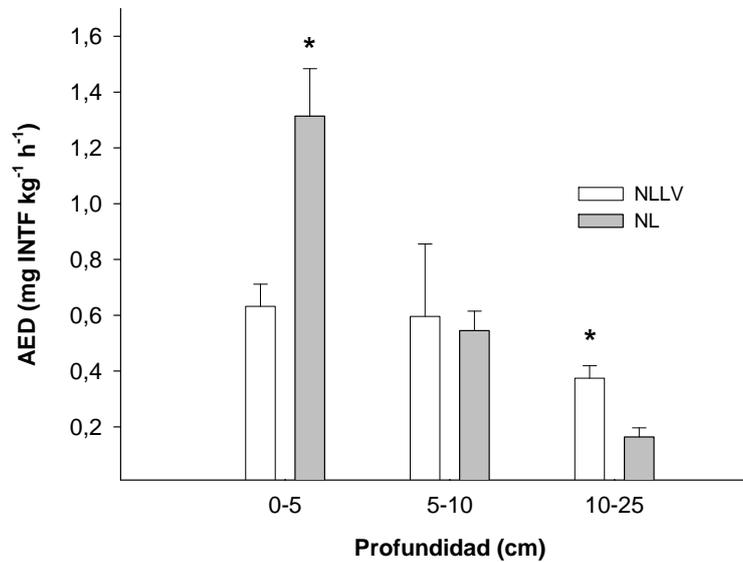
Para el CA también se obtuvieron resultados muy interesantes, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la aplicación de la LVO (Figura IV.2.3). En 0-5 cm de profundidad, este parámetro fue significativamente mayor en el tratamiento NL con respecto a NLLV. En 5-10 y 10-25 cm los valores obtenidos fueron prácticamente del mismo orden en ambos tratamientos, no encontrándose diferencias significativas en ninguno de los casos. Como se indicó en el bloque anterior, el CA es una fracción lábil de C fácilmente utilizable por microorganismos del suelo y es considerado como una fracción más sensible al manejo del suelo que el COT (Weil et al., 2003), evaluándose por algunos autores (Melero et al., 2009a; Melero et al., 2009b) como índice de calidad bajo condiciones mediterráneas semiáridas.



**Figura IV.2.3.** Carbono activo (CA, mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en año hidrológico 2006-2007 (muestreo de marzo 2007) para los tratamientos NLLV y NL a las tres profundidades estudiadas (0-5, 5-10 y 10-25 cm). Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco ( $p < 0,05$ ).

El estudio de la AED, como indicador general de la actividad microbiana en el suelo, puso de manifiesto que, en superficie, la actividad se mantuvo más alta en NL que en NLLV, con diferencias significativas para 0-5 cm de profundidad (Figura IV.2.4). En 5-10 cm no se encontraron diferencias, aunque en 10-25 cm se obtuvieron valores de AED significativamente mayores en NLLV, debido a la acumulación de MO en capas

más profundas por el volteo del suelo, como ocurría también con los contenidos de COT y CH.



**Figura IV.2.4.** Actividad enzimática deshidrogenasa (AED, mg INTF kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) ± error estándar en año hidrológico 2006-2007 (muestreo de marzo 2007) para los tratamientos NLLV y NL a las tres profundidades estudiadas (0-5, 5-10 y 10-25 cm). Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco (p<0,05).

Durante este primer año de experimentación, además de los diferentes parámetros presentados, se estudiaron sus razones de estratificación (RE). En la Tabla IV.2.1, se muestran los valores de RE del COT, CH, CA y AED para 0-5/5-10 cm y 0-5/10-25 cm en los dos tratamientos estudiados.

**Tabla IV.2.1.** Razón de estratificación (RE) del carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CH), carbono activo (CA) y actividad enzimática deshidrogenasa (AED) ± error estándar, a las profundidades 0-5/5-10 y 0-5/10-25 en año hidrológico 2006-2007 (muestreo de marzo 2007) para los tratamientos NLLV y NL. Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco (p<0,05).

Parámetro	Tratamiento	RE	RE
		0-5/5-10	0-5/10-25
COT	NLLV	0,95 ± 0,16	0,82 ± 0,22
	NL	1,46 ± 0,09*	2,87 ± 0,27*
CH	NLLV	1,06 ± 0,08	1,09 ± 0,18
	NL	1,42 ± 0,10*	2,21 ± 0,15*
CA	NLLV	1,24 ± 0,24	1,26 ± 0,25
	NL	1,97 ± 0,02	1,98 ± 0,01
AED	NLLV	1,76 ± 0,69	1,95 ± 0,53
	NL	2,44 ± 0,27	9,92 ± 3,21

Los valores de RE del COT fueron significativamente mayores en el tratamiento NL con respecto a NLLV, lo que confirma el efecto a corto plazo de la vertedera sobre la pérdida MO. Sólo en el caso de NL para la razón 0-5/10-25 cm se obtuvo un valor superior a 2, umbral general establecido por Franzluebbers (2002a), como indicador general de calidad del suelo. Valores por debajo de 2 confirmarían la relativa pobreza de los suelos, mejorada en los casos de NL, con valores más altos y cercanos a este valor crítico. La RE del CH mostró también diferencias significativas tanto en 0-5/5-10 cm como en 0-5/10-25 cm, siempre superior en NL y con valores mayores de 1 en todos los casos. La RE del CA mostró algo similar a lo observado para el COT y el CH, aunque no se encontraron diferencias estadísticas en este caso. Para la AED la RE también fue mayor en NL con respecto a NLLV en los dos cocientes estudiados, aunque sin diferencias estadísticas entre tratamientos, debido a alta variabilidad que se dio en los resultados. Cabe destacar el valor cercano a 10 en el caso de 0-5/10-25 cm para NL, lo que refleja que moderados incrementos de COT en superficie, se traducen normalmente en aumentos más pronunciados de determinadas variables relacionadas con la biología del suelo (Madejón et al., 2007), como es la AED en este caso, al igual que se observó en las parcelas experimentales estudiadas en el apartado IV.1.

### **IV.2.1.2. Efecto residual de la labor de vertedera (2º y 3º año de estudio)**

En los dos años siguientes a la aplicación de la LVO se continuó el estudio de los parámetros vistos anteriormente, además de incluirse el CBM, y las actividades enzimáticas  $\beta$ -Glu y DfOx como posibles indicadores del estado del suelo en cada uno de los tratamientos.

El COT analizado en abril de 2008 y 2009, siguió un patrón similar al del primer año tras la aplicación de la LVO (Tabla IV.2.2). De nuevo se observaron mayores concentraciones en NL a 0-5 cm de profundidad, con diferencias significativas entre tratamientos, que se mantuvieron en los dos años estudiados. En 5-10 y 10-25 cm NLLV presentó mayores valores en el muestreo de 2008 (por el efecto del volteo del suelo), aunque sin significación estadística. En 2009 los valores de COT obtenidos fueron del mismo orden en ambos tratamientos para estas dos últimas profundidades. La razón NL/NLLV para el COT a 0-5 cm de profundidad, fue de 1,26 y 1,33 en el 2º y 3º años tras la aplicación de la LVO, respectivamente, lo que indica una mejora de la calidad del suelo en superficie para el NL en el tercer año con respecto al segundo, o lo que es lo mismo una disminución de dicha calidad en el tratamiento NLLV, como consecuencia de la aplicación de técnicas de laboreo tradicional. La razón de COT entre

tratamientos ha sido calculada por otros autores (Franzluebbbers, 2002a), llegando a la conclusión de que, aunque la determinación de COT puede mostrar la mejora causada por las técnicas de LC, no es el mejor índice especialmente bajo condiciones áridas y semiáridas, donde no se esperan acumulaciones altas de COT en superficie.

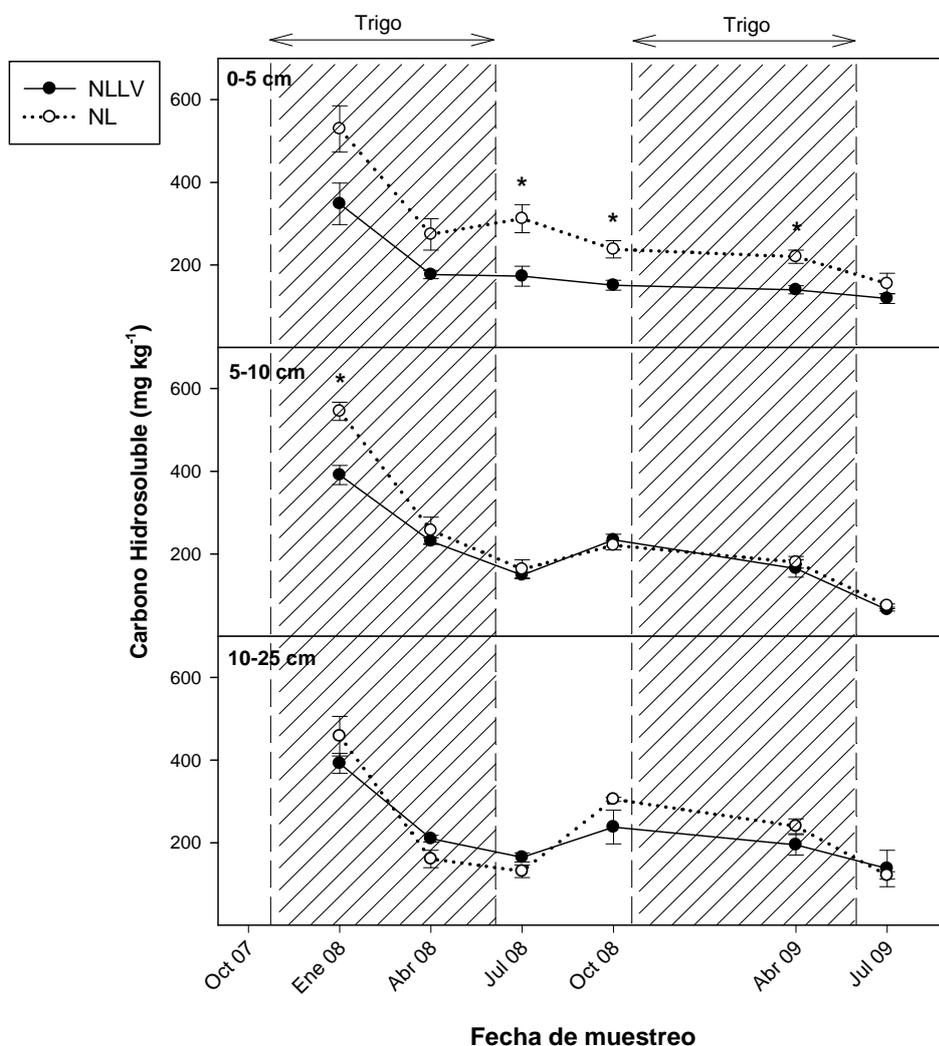
**Tabla IV.2.2.** Carbono orgánico total ( $\text{g kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en muestreos realizados en abril de 2008 y 2009 para las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. Diferencias estadísticas significativas entre tratamientos se muestran con asterisco ( $p < 0,05$ ).

Muestreo	Trat.	Profundidad		
		0-5	5-10	10-25
<b>Abril 2008</b>	NLLV	10,9 $\pm$ 0,87	11,3 $\pm$ 0,71	8,69 $\pm$ 0,72
	NL	13,7 $\pm$ 0,69*	9,51 $\pm$ 0,41	7,44 $\pm$ 0,24
<b>Abril 2009</b>	NLLV	9,70 $\pm$ 0,81	8,90 $\pm$ 0,00	9,16 $\pm$ 0,03
	NL	12,9 $\pm$ 0,76*	8,90 $\pm$ 0,05	9,13 $\pm$ 0,03

Las RE 0-5/5-10 para NL fueron 1,44 y 1,45, mientras que los valores para NLLV fueron 0,96 y 1,09 (2<sup>o</sup> y 3<sup>er</sup> año, respectivamente). En el caso de 0-5/10-25, se obtuvieron valores de 1,84 y 1,41 para NL y 1,25 y 1,06 para NLLV, también en el 2<sup>o</sup> y 3<sup>er</sup> año, respectivamente. Los valores obtenidos ponen de manifiesto la mayor acumulación de C en superficie bajo NL, manteniéndose concentraciones mayores con respecto al resto de profundidades estudiadas, mejorando así la calidad de la "piel del suelo". La redistribución del COT por el laboreo profundo (acumulación parcial en profundidad), ciertamente podría ser una modalidad de secuestro de C, minimizando diferencias entre el LT y el LC (Baker et al., 2007). Sin embargo, el laboreo profundo conduce a una progresiva pérdida de COT en superficie, mientras que el LC da lugar a una mejora sustancial de la calidad del suelo en superficie. El mantenimiento de niveles adecuados de MO en superficie, es importante en condiciones semiáridas mediterráneas, donde los niveles en suelos agrícolas están normalmente por debajo de  $10 \text{ g kg}^{-1}$  (Costa et al., 1991). La superficie del suelo es una capa vital, que recibe los fertilizantes y pesticidas aplicados a los suelos de cultivo; éste también recibe el impacto de la lluvia y es fundamental en los flujos de gases y agua dentro y fuera del suelo. La MO de superficie es también esencial para el control de la erosión, la infiltración de agua, y la conservación de nutrientes, todas ellas importantes funciones del suelo (Franzluebbbers, 2004).

En general y en los primeros 25 cm de suelo, se observó una mayor acumulación de COT en NL con respecto a NLLV, tanto en el segundo como en el tercer año desde la aplicación de la LVO. En abril de 2008 se obtuvieron  $30558 \text{ kg ha}^{-1}$  en NLLV vs.  $32120 \text{ kg ha}^{-1}$  en NL, siendo la razón entre ambos valores (NL/NLLV) de 1,05. Para el tercer año, los valores obtenidos en abril de 2009 fueron de  $35008 \text{ kg ha}^{-1}$  en NLLV vs.  $38497 \text{ kg ha}^{-1}$  en NL, aumentando en este caso la razón hasta 1,10.

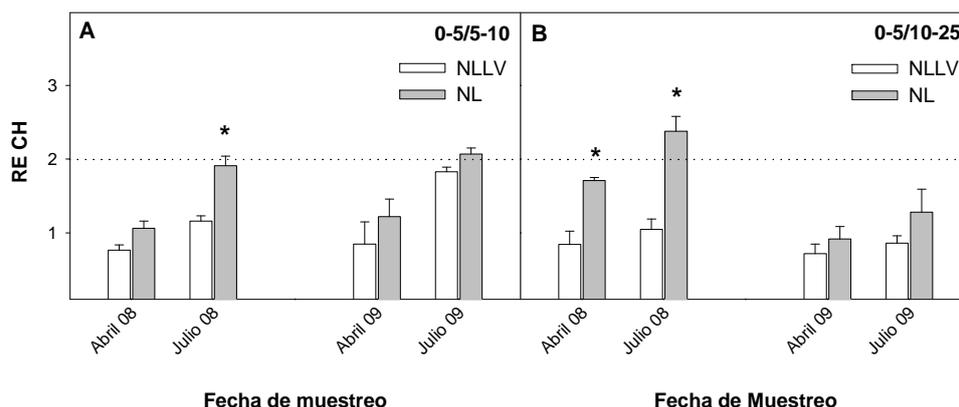
Otras fracciones de C, como fracciones lábiles, también reflejaron una mejor calidad del suelo en superficie para el NL en el segundo y tercer año tras el pase de la LVO. Los valores de CH fueron superiores en NL que en NLLV a 0-5 cm de profundidad en todos los muestreos estudiados (Figura IV.2.5), con diferencias significativas en los muestreos realizados entre julio de 2008 y abril de 2009.



**Figura IV.2.5.** Carbono hidrosoluble ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2º y 3º año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

En 5-10 cm de profundidad las concentraciones de CH fueron del mismo orden en ambos tratamientos, exceptuando el muestreo de enero de 2008, donde se obtuvieron valores significativamente mayores para NL. Para 10-25 cm la tendencia no fue clara. Además se observa un descenso de concentración de CH a lo largo del tiempo en ambos tratamientos, que podría deberse a la lixiviación a capas más profundas, además de un posible consumo por parte de los microorganismos, como refleja el leve aumento de las actividades enzimáticas DHA y DfOx.

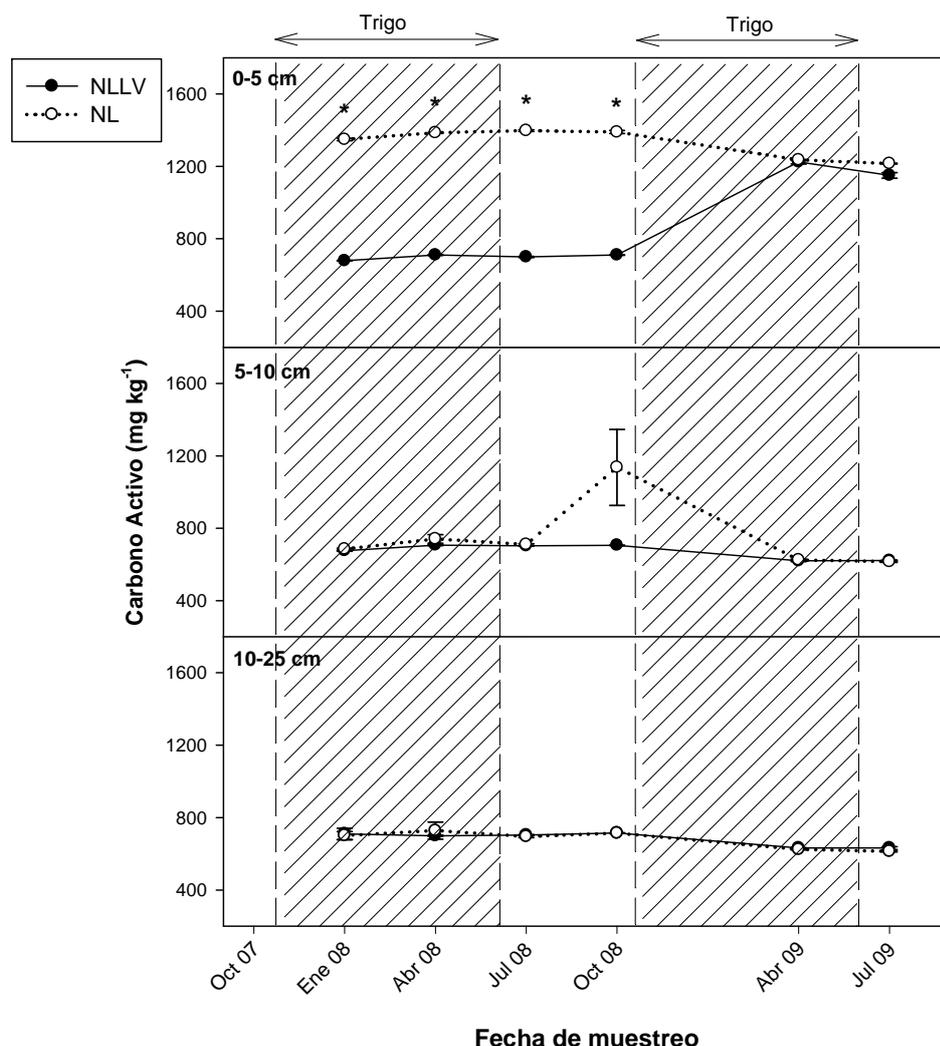
La RE del CH fue siempre mayor para NL, en todos los muestreos y tanto para 0-5/5-10 cm (Figura IV.2.6A), como para 0-5/10-25 cm (Figura IV.2.6B). En el primer caso se encontraron diferencias estadísticas en el muestreo de julio 2008 y para el segundo en los muestreos de abril y julio de 2008. Según los resultados obtenidos se observa que las RE para el CH fueron más acusadas en el segundo año tras la aplicación de la LVO, atenuándose las diferencias entre tratamientos ya en el tercer año. Los resultados correspondientes a 2009, mostraron RE mayores para 0-5/5-10 cm respecto a 0-5/10-25 cm. Este hecho pone de manifiesto la posible lixiviación de CH, observándose mayores concentraciones de CH en capas más profundas (10-25 cm en nuestro caso).



**Figura IV.2.6.** Razón de estratificación (RE) del carbono hidrosoluble (CH) ± error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco (p<0,05).

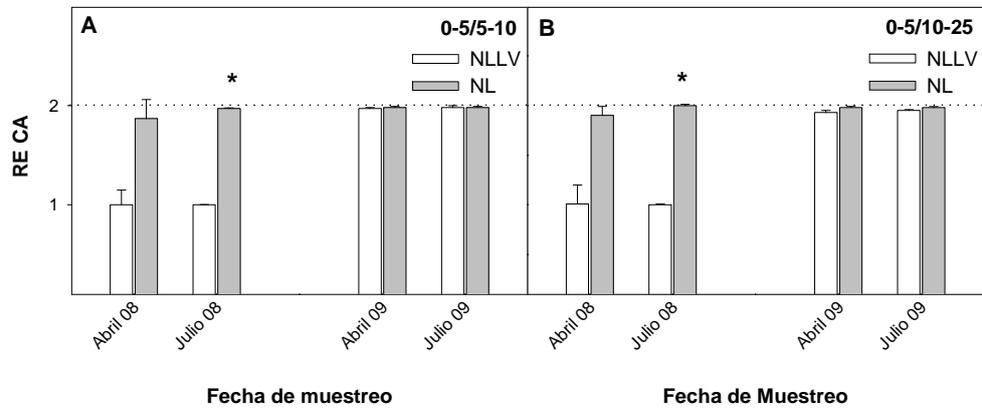
Durante el segundo año de estudio también se obtuvieron valores mayores de CA en NL respecto a NLLV a 0-5 cm de profundidad (con diferencias estadísticas en todos los casos), aunque en el tercer año los valores tendieron a igualarse en ambos tratamientos a partir de abril de 2009 (Figura IV.2.7). En las profundidades 5-10 y 10-25 cm prácticamente no se encontraron diferencias entre tratamientos. Los resultados

obtenidos indican que el CA es un rápido indicador de los cambios originados en el suelo debido a las diferentes prácticas agrícolas, resultado que también obtuvimos en el apartado IV.1.1.2. No obstante observamos que las diferencias desaparecen con el tiempo si no se repite la labor de vertedera. El CA es un parámetro no sólo afectado por procesos biológicos, sino también por procesos químicos de oxidación en el suelo (Weil et al., 2003) siendo un valioso índice de calidad de suelo, bajo condiciones semiáridas mediterráneas, especialmente en sistemas donde el arado de vertedera se aplica anualmente (Melero et al., 2009a; Melero et al., 2009b).



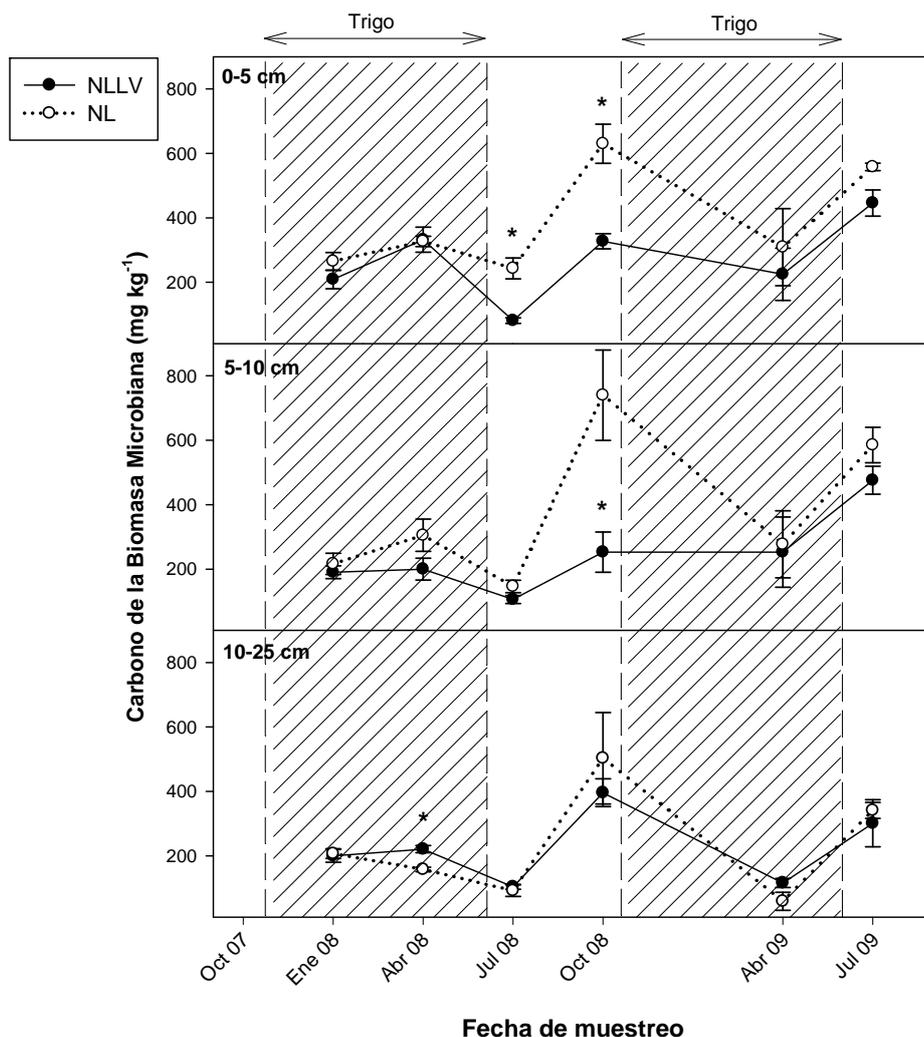
**Figura IV.2.7.** Carbono activo (mg kg<sup>-1</sup>) ± error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2º y 3º año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos (p<0,05).

Los valores de RE del CA, muestran diferencias entre tratamientos en los muestreos correspondientes a 2008 (Figura IV.2.8), con significación estadística en julio, tanto para la razón 0-5/5-10 cm como para 0-5/10-25 cm.



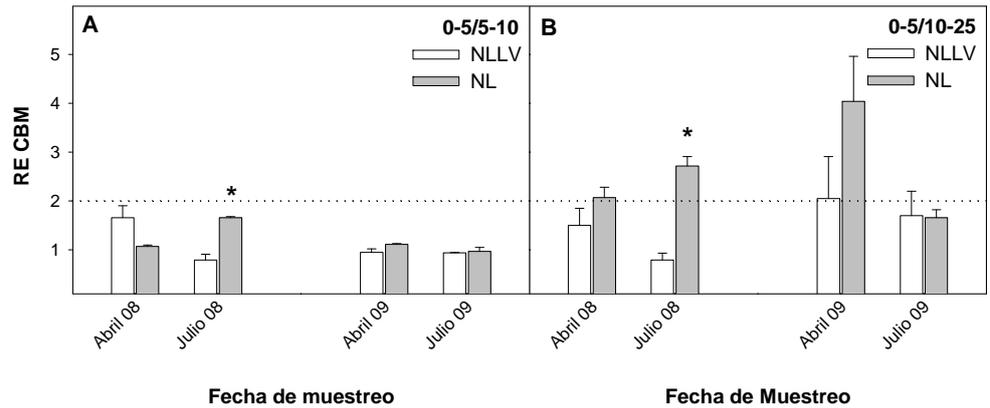
**Figura IV.2.8.** Razón de estratificación (RE) del carbono activo (CA) ± error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

El CBM también presentó valores mayores en el tratamiento NL con respecto a NLLV, con diferencias significativas en algunos muestreos para las profundidades 0-5 y 5-10 cm (Figura IV.2.9). En este caso las diferencias más acusadas entre tratamientos se obtuvieron en los muestreos sin cultivo (julio 2008, octubre 2008 y julio 2009), debido a la acentuación de diferencias entre tratamientos ante la ausencia de rizosfera. En 10-25 cm de profundidad prácticamente no se encontraron diferencias entre tratamientos, excepto alguna excepción donde incluso se invirtió la tendencia (abril 2008). Aunque el aumento de COT está normalmente asociado con incrementos similares en la biomasa microbiana, algunos autores han comprobado que la biomasa microbiana total no parece ser un indicador temprano de los cambios que se producen por las diferentes técnicas de gestión del suelo (Álvarez y Álvarez, 2000). Esto coincide con lo observado en el estudio del caso que nos ocupa, donde las diferencias entre tratamientos no comienzan a observarse hasta julio de 2008, casi dos años después del pase de la LVO.



**Figura IV.2.9.** Carbono de la biomasa microbiana ( $\text{mg kg}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2<sup>o</sup> y 3<sup>er</sup> año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

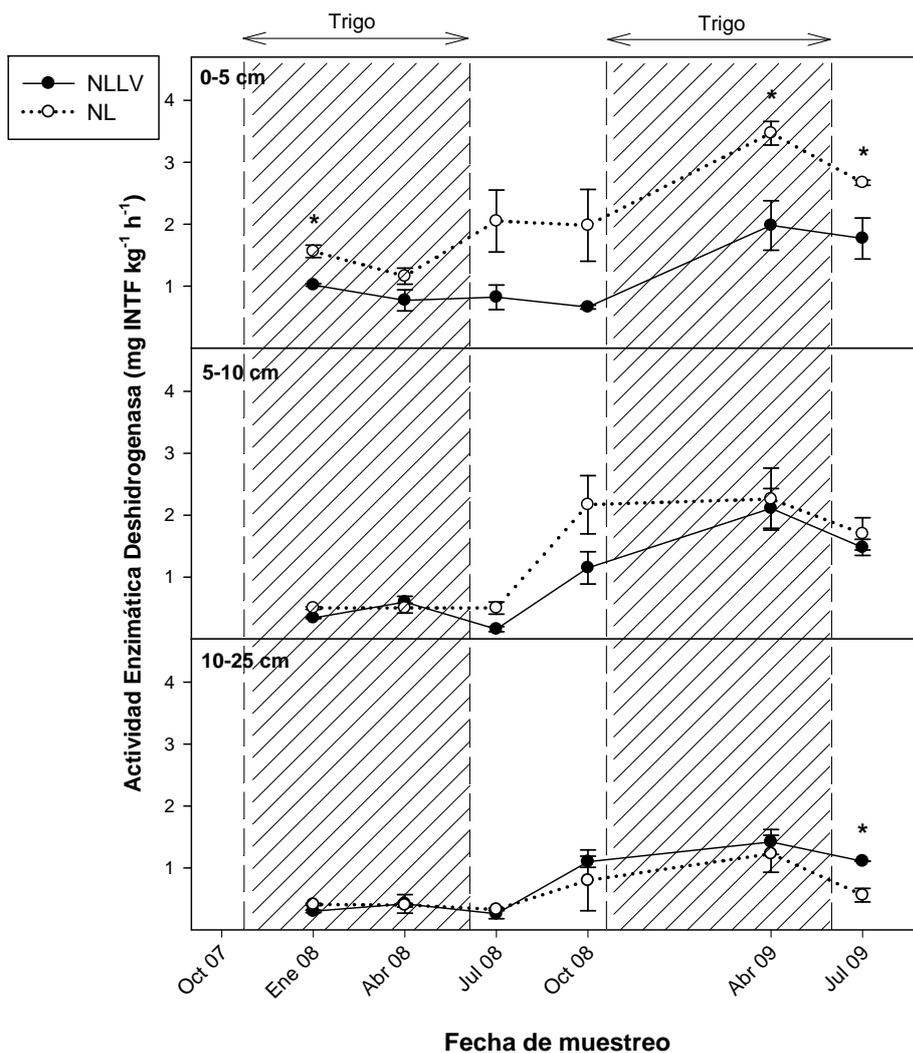
La RE para el CBM (Figura IV.2.10) puso de manifiesto la mejora ocasionada en la superficie del suelo cuando se aplican técnicas de LC de manera continuada. También en este parámetro se obtuvieron diferencias estadísticas entre tratamientos en julio de 2008, con diferencias más acusadas para la razón 0-5/10-25 cm en todos los casos. No obstante, también se aprecia que las diferencias van atenuándose en 2009. En el último muestreo realizado (julio de 2009) los valores obtenidos fueron del mismo orden en ambos tratamientos.



**Figura IV.2.10.** Razón de estratificación (RE) del carbono de la biomasa microbiana (CBM) ± error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

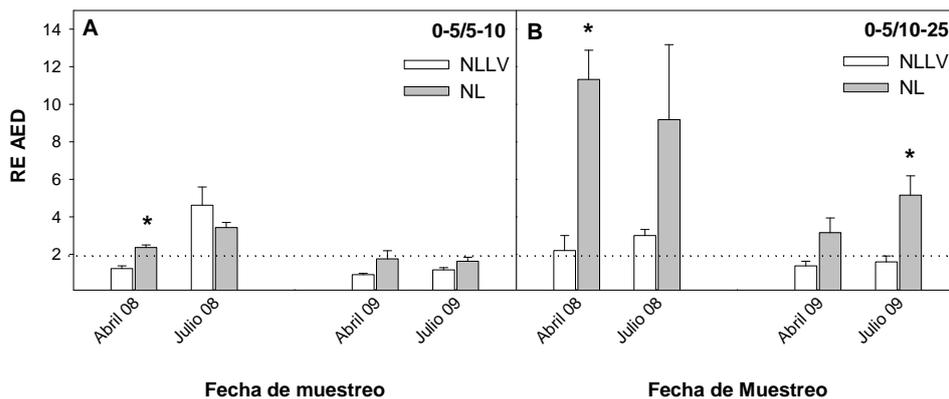
La mejor calidad del suelo en el NL, sobre todo en superficie (0-5 cm), se corroboró también tras el análisis de las actividades enzimáticas DHA,  $\beta$ -Glu y DfOx.

La AED fue un indicador claro y continuado de las diferencias entre tratamientos a lo largo de los años de estudio (Figura IV.2.11), sobre todo a 0-5 cm. El tratamiento NL presentó valores mayores que NLLV en todos los muestreos realizados para la primera profundidad, con diferencias estadísticas en enero de 2008 y abril y julio de 2009. En 5-10 y 10-25 cm no se encontraron diferencias apreciables, aunque en 10-25 cm los valores tendieron a ser ligeramente superiores en NLLV, destacando el valor significativamente mayor en NLLV vs. NL en julio de 2009, tendencia seguramente producida por el efecto ya indicado de la inversión del suelo tras el pase de la LVO.



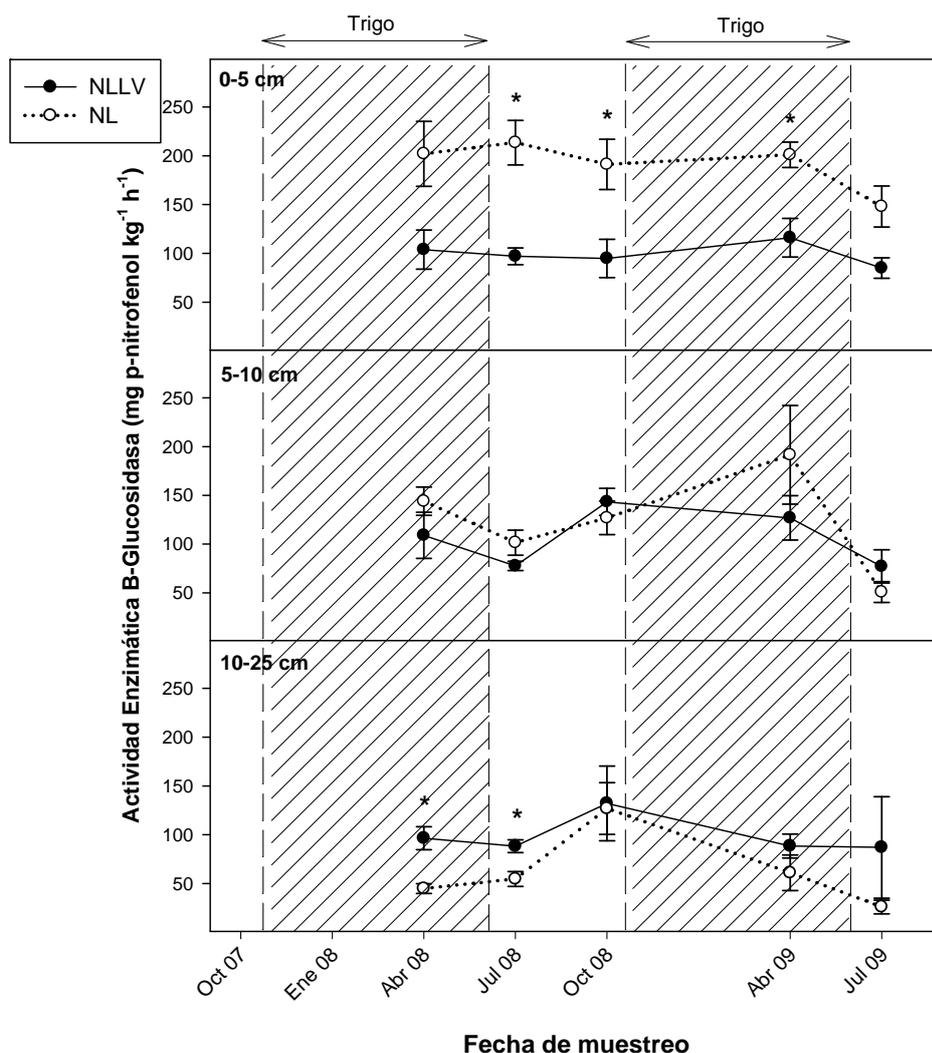
**Figura IV.2.11.** Actividad enzimática deshidrogenasa (AED,  $\text{mg INTF kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2º y 3º año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

La RE de la AED fue un buen indicador de la pérdida de calidad del suelo ocasionada en superficie debido a la aplicación de la LVO (Figura IV.2.12), sobre todo en la razón 0-5/10-25 cm, ya que las diferencias entre tratamientos fueron bastante acusadas, superándose sustancialmente en NL el valor de 2 en todos los casos. Como se ha indicado anteriormente, pequeños cambios en el COT pueden verse reflejado en cambios más acusados de otras variables, como las biológicas, sobre todo en la AED (Madejón et al., 2007).



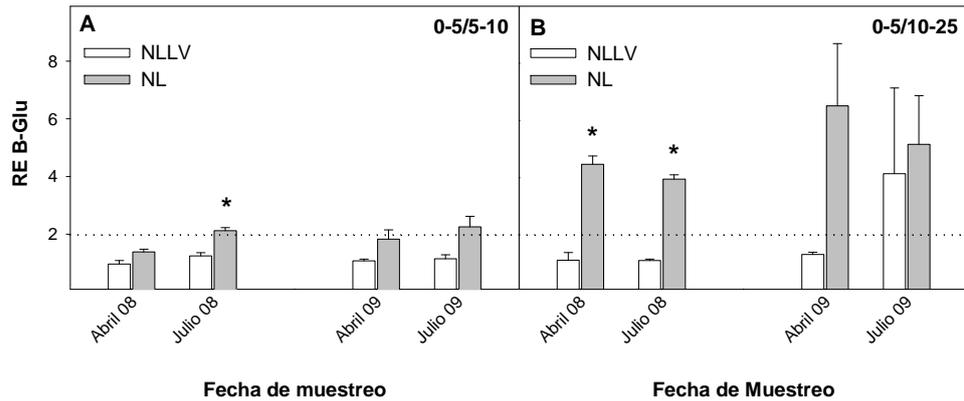
**Figura IV.2.12.** Razón de estratificación (RE) de la actividad enzimática deshidrogenasa (AED)  $\pm$  error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

La actividad  $\beta$ -Glu presentó una tendencia muy similar a la observada para la AED, obteniéndose valores significativamente mayores en NL respecto a NLLV a la profundidad de 0-5 cm para la mayoría de los muestreos (Figura IV.2.13). En 5-10 cm de profundidad no se observaron diferencias apreciables entre tratamientos. En 10-25 cm la  $\beta$ -Glu estimada para NLLV fue mayor que para NL, con diferencias significativas en los muestreos de abril y julio de 2008.



**Figura IV.2.13.** Actividad enzimática  $\beta$ -Glucosidasa ( $\text{mg p-nitrofenol kg}^{-1} \text{h}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2º y 3º año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).

También la RE para  $\beta$ -Glu presentó una tendencia similar a la observada en la AED. De nuevo el tratamiento NL destacó por su altas razones (sobre todo 0-5/10-25 cm) en comparación a NLLV, con diferencias significativas en los muestreos correspondientes al segundo año tras el pase de la LVO (Figura IV.2.14).

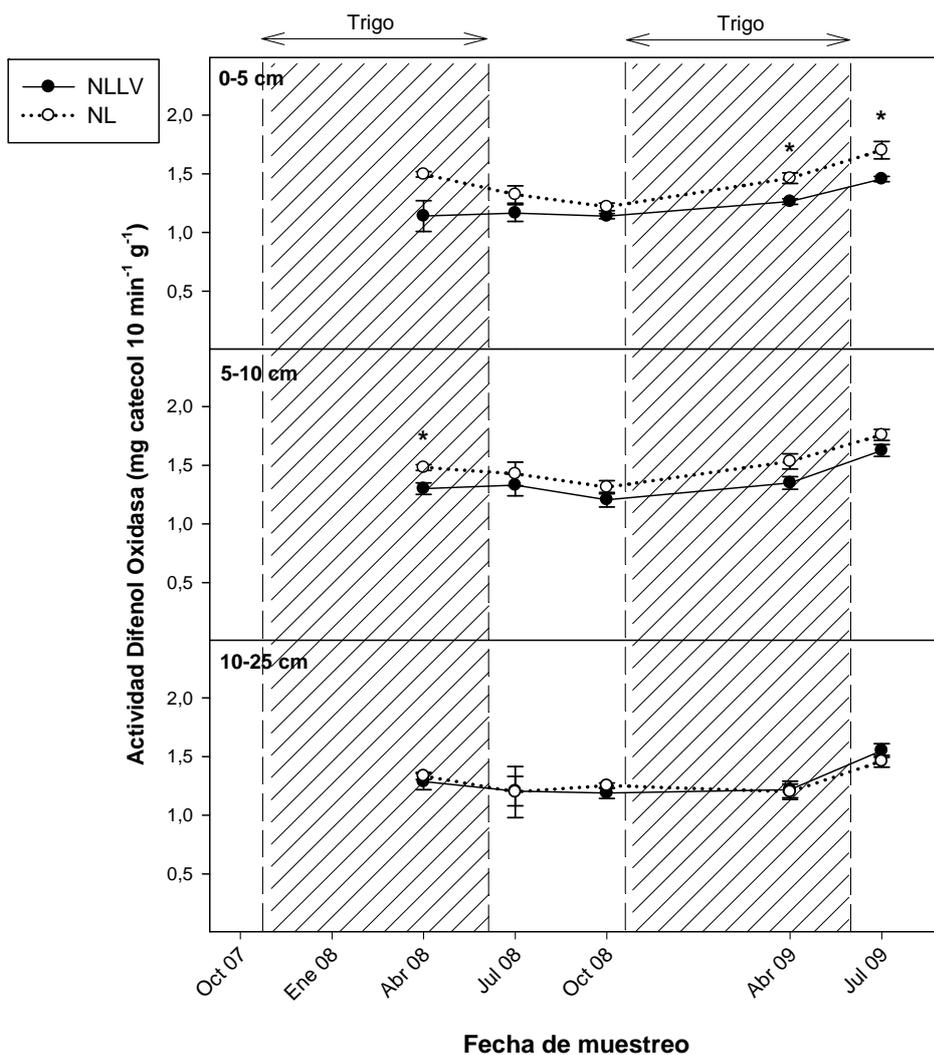


**Figura IV.2.14.** Razón de estratificación (RE) de la actividad enzimática  $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -Glu)  $\pm$  error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

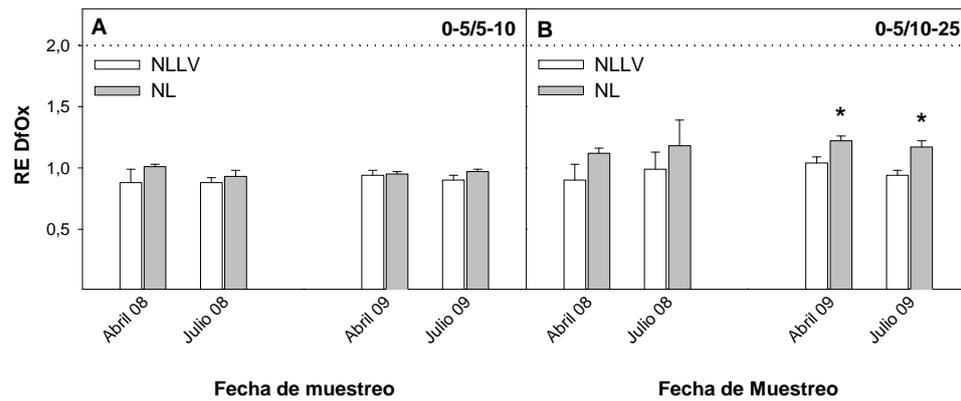
La actividad DfOx presentó valores mayores en NL no sólo en 0-5 cm de profundidad, sino también en 5-10 cm (con diferencias significativas en algunos de los muestreos) (Figura IV.2.15). En la profundidad 10-25 cm los valores de ambos tratamientos tendieron a igualarse.

Los resultados obtenidos en la RE para la actividad DfOx fueron los más homogéneos en lo que a diferencias entre tratamientos se refiere (Figura IV.2.16), sobre todo para la razón 0-5/5-10 cm, donde no se observaron diferencias significativas en ningún caso. Para la razón 0-5/10-25 cm las diferencias significativas entre tratamientos se observaron en muestreos de abril y julio de 2009 (mayores valores para NL), de lo que puede deducirse que esta actividad podría ser un indicador más a medio-largo plazo de las diferencias producidas entre los distintos tratamientos. La RE de esta actividad, no alcanzó el valor umbral de 2 en ninguno de los casos.

Otros autores (De la Horra et al., 2003; Eivazi et al., 2003; Roldán et al., 2005; Madejón et al., 2007; Wang et al., 2008) han observado mejoras en la superficie del suelo relativas a las actividades enzimáticas para el no-laboreo. Eivazi et al. (2003) observó que los cambios en las actividades enzimáticas en los perfiles de suelos labrados y no labrados, podrían ser una consecuencia de los grandes cambios producidos en las poblaciones de microorganismos aerobios y anaerobios facultativos. Estos cambios podrían deberse al ambiente bioquímico de los suelos bajo NL, menos oxidante que bajo LT (Eivazi et al., 2003).



**Figura IV.2.15.** Actividad enzimática difenoil oxidasa ( $\text{mg catecol } 10 \text{ min}^{-1} \text{ g}^{-1}$ )  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en diferentes muestreos en el 2<sup>o</sup> y 3<sup>er</sup> año tras la aplicación de la labor de vertedera en las profundidades 0-5, 5-10 y 10-25 cm. El área rayada corresponde al periodo con cultivo. Los asteriscos muestran diferencias estadísticas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ).



**Figura IV.2.16.** Razón de estratificación (RE) de la actividad enzimática difenol oxidasa (DfOx)  $\pm$  error estándar en abril y julio de 2008 y 2009. La figura A corresponde a la razón 0-5/5-10 y la B a 0-5/10-25. Las diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Mantener la calidad del suelo en superficie es fundamental para sus funciones. En este sentido, las técnicas de LC son esenciales para mantener unos niveles adecuados de C orgánico, especialmente si hablamos de suelos erosionables, como es el caso de estudio. Los Leptosoles están ampliamente extendidos por la zona mediterránea (Ryan et al., 2006). El limitado volumen de suelo da a éstos una alta escorrentía, los hace vulnerables a la sequía y por lo tanto, no son aptos para el cultivo. Por esta razón, la mayoría de los Leptosoles permanecen bajo vegetación natural y se utilizan para el pastoreo extensivo o forestales, aunque, en ocasiones, pueden ser utilizados para la producción de cultivos resistentes, como la cebada o el olivo (Ryan et al., 2006).

### IV.2.1.3. Correlaciones entre parámetros

Como podemos observar en la Tabla IV.2.3 los parámetros estudiados están estrechamente relacionados con el COT, al igual que ocurría en las parcelas experimentales estudiadas en el apartado IV.1. Según se observa, existe una correlación positiva y significativa ( $p < 0,01$ ) entre el COT y el resto de parámetros. El nivel de significación es menor en el caso de las actividad DfOx ( $p < 0,05$ ). No obstante es de destacar la relación de COT y DfOx, que en las parcelas experimentales no era tan acusada. Esto podría deberse a una mayor velocidad de descomposición de la MO en esta finca comercial, además de la existencia de mayor cantidad de compuestos fenólicos. No obstante, habría que continuar el estudio de manera más exhaustiva, dado que el comportamiento de la actividad no fue el mismo en los dos escenarios estudiados, a diferencia del resto de parámetros. Es por ello que sería interesante y de

gran importancia su estudio en diferentes áreas para poder llegar a resultados concluyentes.

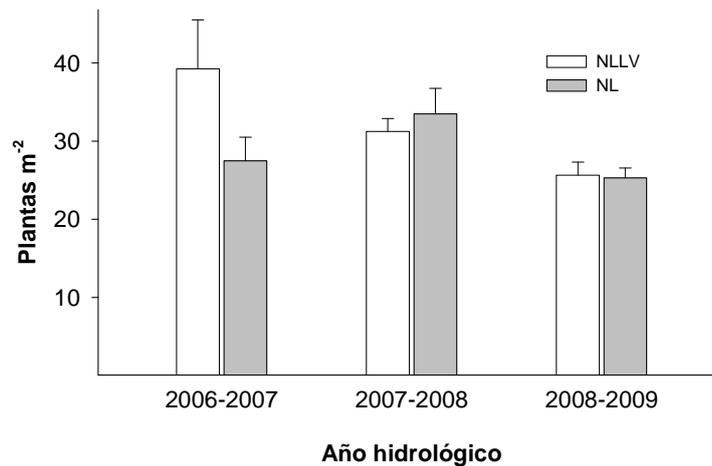
**Tabla IV.2.3.** Coeficientes de correlación de Pearson entre el carbono orgánico total (COT), carbono hidrosoluble (CH), carbono activo (CA), carbono de la biomasa microbiana (CBM), actividad enzimática deshidrogenasa (AED),  $\beta$ -glucosidasa ( $\beta$ -Glu) y difenol oxidasa (DfOx), (N=180), durante el segundo y tercer año de estudio. Diferencias estadísticas entre tratamientos se muestran mediante asterisco (\*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ).

	COT	CH	CA	CBM	DHA	$\beta$ -Glu	DfOx
<b>COT</b>	-	0,461**	0,601**	0,549**	0,447**	0,701**	0,364*
<b>CH</b>		-	0,341**	-0,184	-0,184	0,254*	-0,093
<b>CA</b>			-	0,348**	0,446**	0,531**	0,068
<b>CBM</b>				-	0,449**	0,194	0,339**
<b>DHA</b>					-	0,613**	0,287**
<b><math>\beta</math>-Glu</b>						-	0,047
<b>DfOx</b>							-

## IV.2.2. EFECTO EN LOS CULTIVOS

### IV.2.2.1. Emergencia y Desarrollo

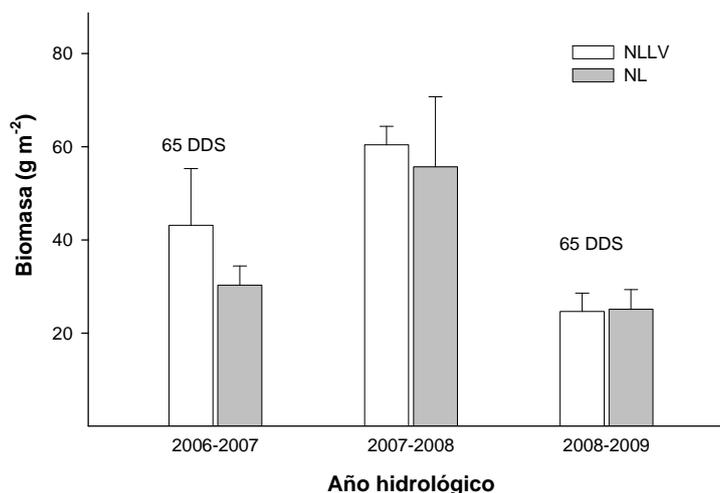
Durante el primer año (aplicación de la LVO) la emergencia a los 65 DDS fue ligeramente superior en el tratamiento NLLV ( $39,2 \pm 6,29$  plantas  $m^{-2}$ ) respecto a NL ( $27,5 \pm 3,02$  plantas  $m^{-2}$ ) aunque las diferencias no fueron significativas (Figura IV.2.17). En el 2º y 3º año (también a los 65 DDS) estas diferencias desaparecieron, observándose resultados del mismo orden en ambos tratamientos (Figura IV.2.17).



**Figura IV.2.17.** Emergencia de las plantas de trigo  $\pm$  error estándar a los 65 días desde la siembra en los tres años hidrológicos de estudio. No se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos.

La tendencia a una mayor emergencia en NLLV durante el primer año tras la aplicación del laboreo profundo, no parece ser debida a cambios en la densidad aparente, que fueron bastante similares en todos los casos (en el intervalo 1,3-1,6 Mg m<sup>-3</sup> a 0-5 cm de profundidad, sin diferencias significativas entre NLLV y NL). Hooker y Vyn (2000) concluyeron que no es posible asociar estas mejoras iniciales en el desarrollo de los cultivos a factores concretos, sino más bien a un conjunto de variables del suelo, aunque, posiblemente, con mayor predominancia de las de carácter físico.

Por otra parte, el NL no siempre ha de afectar negativamente al desarrollo inicial de las plantas. En un estudio realizado por Unger (1984a,b), las condiciones del suelo bajo NL fueron mejores que bajo LT, lo que podría ser bastante general en zonas áridas y semiáridas con suelos bien drenados, donde los residuos de la superficie son importantes para la estabilidad de agregados, tasa de infiltración, escorrentía y en especial el almacenamiento de agua (Gajri et al., 2002). El efecto positivo inicial de la labor de vertedera puede verse compensado por el desarrollo posterior del cultivo (Murillo et al., 1998), incluso dentro de un mismo año. Esta circunstancia parece haber ocurrido en nuestro caso. La Figura IV.2.18 muestra la biomasa aérea del cultivo de trigo calculada a los 65, 90 y 65 DDS en el primer, segundo y tercer año de estudio, respectivamente. Aunque inicialmente (65 DDS) la biomasa aérea fue ligeramente inferior en NL que en NLLV (Figura IV.2.18), este parámetro fue igualándose con el desarrollo del cultivo hasta alcanzarse producciones finales de paja y grano ligeramente superiores bajo NL, como veremos al final de este apartado.



**Figura IV.2.18.** Biomasa aérea de las plantas de trigo  $\pm$  error estándar a los 65, 90 y 65 días desde la siembra (DDS) en los tres años hidrológicos de estudio, respectivamente. No se obtuvieron diferencias significativas entre tratamientos.

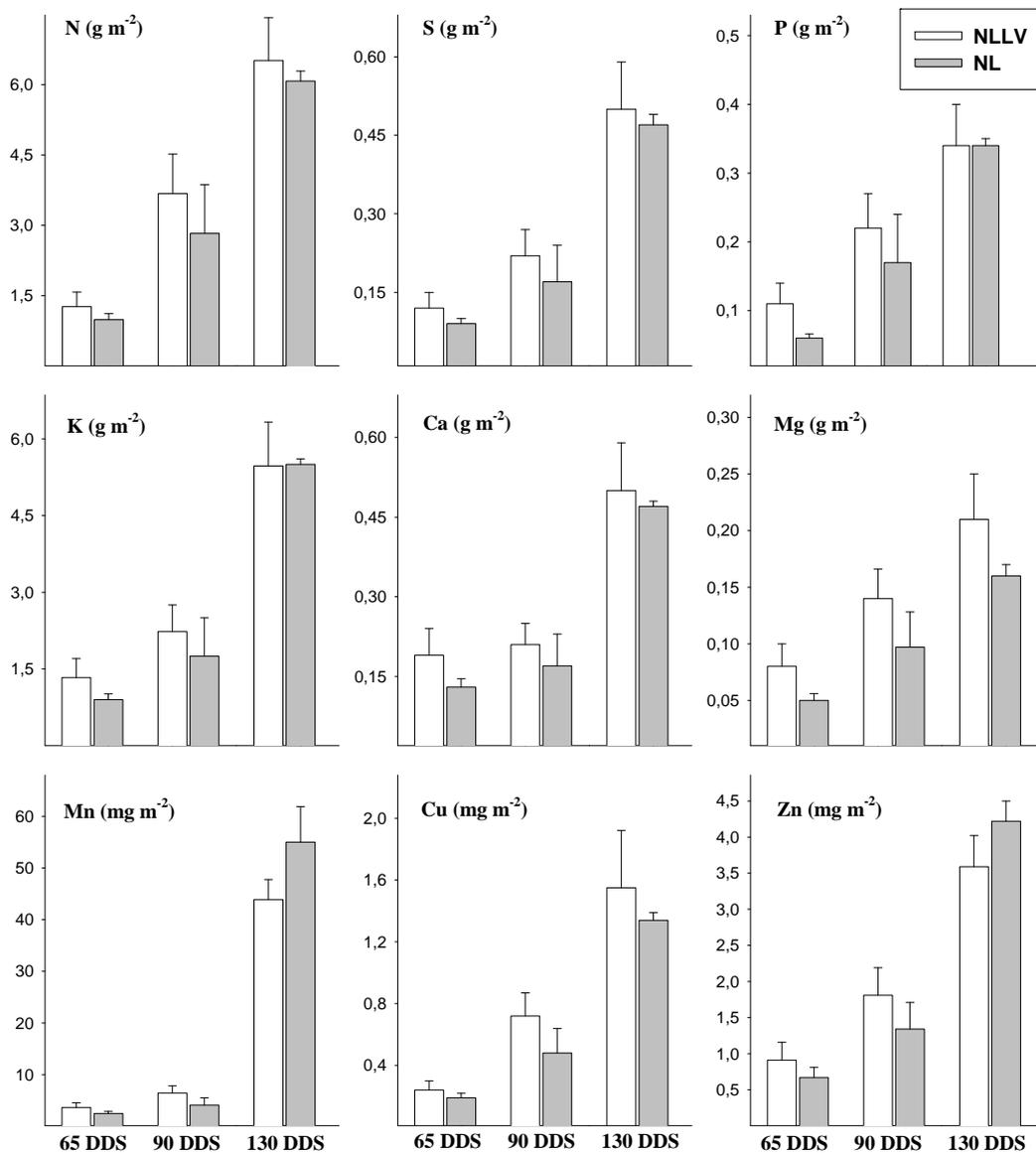
Esta diferencia inicial fue menos acusada en el segundo año y no se observó en el tercero, en el que la biomasa aérea fue la misma en ambos tratamientos.

Como cabía esperar, el crecimiento en altura de las plantas de trigo 65 DDS fue superior en NLLV ( $18,5 \text{ cm} \pm 1,31 \text{ cm}$ ) con respecto a NL ( $12,8 \text{ cm} \pm 0,71 \text{ cm}$ ) en el primer año de estudio, siendo significativa la diferencia entre tratamientos. Esta circunstancia pudo estar motivada en parte por un retraso de la emergencia bajo NL, corroborando la ralentización inicial que pueden tener las plantas bajo no-laboreo, efecto también observado en otros cultivos en las parcelas experimentales (apartado IV.1.2). Estas diferencias ya no se produjeron en los dos años posteriores. En el tercer año las alturas medidas fueron prácticamente iguales en ambos tratamientos ( $12,6 \text{ cm} \pm 0,44 \text{ cm}$  en NLLV vs.  $12,7 \text{ cm} \pm 0,32 \text{ cm}$  en NL a los 65 DDS y  $28,0 \text{ cm} \pm 0,85 \text{ cm}$  en NLLV vs.  $27,2 \text{ cm} \pm 0,62 \text{ cm}$  en NL a los 130 DDS).

En resumen, los resultados de emergencia, biomasa y altura de planta ponen de manifiesto que, bajo las condiciones experimentales ensayadas, un pase ocasional de vertedera puede tener cierto efecto positivo inicial sobre estos parámetros de crecimiento. Posteriormente las diferencias desaparecen, en algunos casos incluso en el mismo año tras la aplicación de la LVO.

## IV.2.2.2. Nutrición

El contenido de nutrientes en la parte aérea del trigo se muestra en la siguiente figura (IV.2.19).



**Figura IV.2.19.** Contenido de nutrientes en la parte aérea del trigo  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL a los 65 (primer año), 90 (segundo año) y 130 (tercer año) DDS (días desde la siembra). No se registraron diferencias significativas entre tratamientos en ningún caso.

Se realizó el estudio en ambos tratamientos, NL y NLLV y durante diferentes estados de crecimiento (65 DDS en el 1<sup>er</sup> año, 90 DDS en el 2<sup>o</sup> y 130 DDS en el 3<sup>o</sup>) (Figura IV.2.19). Se observó una tendencia hacia valores ligeramente mayores de N, S, Ca, Mg y Cu en NLLV, respecto a NL, en los tres periodos y años estudiados, aunque no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos. Manganeso y Zn alcanzaron valores mayores en el tercer año (130 DDS) para NL, aunque esta tendencia fue opuesta en el primer y segundo año. En cualquier caso, las pequeñas diferencias observadas a los 65 y 90 DDS, tendieron a desaparecer 130 DDS en la mayoría de los casos. Esta tendencia parece indicar que las leves variaciones que puedan producirse inicialmente entre las plantas de ambos tratamientos van desapareciendo a lo largo del tiempo, no apreciándose ningún efecto de la vertedera, ni directo ni residual, sobre el estado nutricional de las plantas.

### Índices DRIS

Las escasas diferencias en la absorción de nutrientes fueron corroboradas por un similar equilibrio nutricional (Tabla IV.2.4) que resultó adecuado en ambos tratamientos. Excepto para el P, los índices DRIS reflejaron este hecho para las diferentes fases y años estudiados. Valores entre  $\pm 10$  y  $\pm 15$  se consideran en equilibrio (Kelling y Schulte, 1986), mientras que índices entre -25 y -15 indican una posible deficiencia nutricional, siendo este el caso del P en el estudio que nos ocupa. Además, índices mayores de +25 podrían indicar un exceso del nutriente, que en nuestro caso sólo se produjo para el N durante el segundo año (90 DDS).

**Tabla IV.2.4.** Índices, sumatorio ( $\Sigma I$ ) y orden carencial de macronutrientes según DRIS para el cultivo de trigo en función del tratamiento y el período de muestreo (65 DDS, primer año; 90 DDS, segundo año; y 130, tercer año). DDS: días desde la siembra.

DDS	Trat.	IN	IS	IP	IK	Orden carencial	$\Sigma I$
65	NLLV	3,49	4,39	-15,5	7,62	P > N > S > K	31,0
	NL	8,62	8,28	-25,0	8,05	P > K > S > N	49,9
90	NLLV	33,4	-6,12	-27,4	0,17	P > S > K > N	67,1
	NL	31,4	-4,29	-25,7	-1,45	P > S > K > N	62,9
130	NLLV	16,6	6,82	-35,0	11,6	P > S > K > N	70,1
	NL	13,6	6,89	-32,4	11,9	P > S > K > N	64,8

Este patrón general también lo reflejó el orden de requerimientos DRIS, siendo el P el nutrientes más deficitario, en términos comparativos, y el N el que menos. Hubo una excepción el primer año de estudio para el tratamiento NLLV, cuando se introdujo la LVO, en el que el N fue el nutriente comparativamente más deficitario

después del P. Esto podría deberse en parte a que el mayor desarrollo inicial de las plántulas pudo ocasionar, comparativamente, una ligera mayor dilución del nutriente.

Otra medida del balance nutricional del cultivo es la indicada por la suma de los índices DRIS, independientemente de los signos, disminuyendo el rendimiento general a medida que aumenta su suma (Walworth y Sumner, 1987). En este estudio no hubo correspondencia entre la suma de índices DRIS y las producciones, debido quizás al reducido margen de variación existente. Sin embargo, la razón NLLV/NL para estos sumatorios oscilaron entre 0,62 (1<sup>er</sup> año) y 1,08 (3<sup>er</sup> año) (Tabla IV.2.4), lo que estaría en consonancia con la recuperación de la cosecha observada en NL respecto a NLLV en los dos últimos años ("efecto residual"), según se discute en el apartado siguiente.

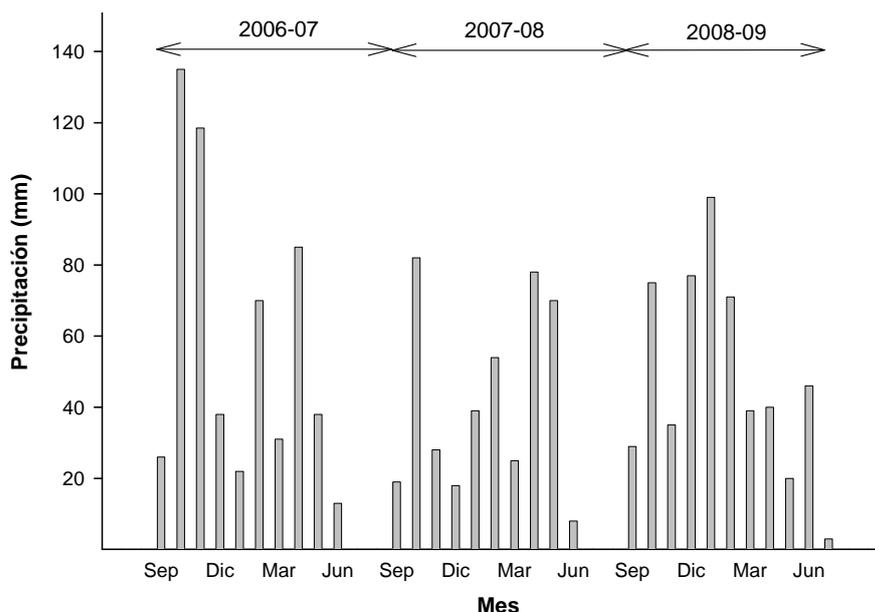
#### IV.2.2.3. Rendimiento y análisis del grano

El rendimiento en el primer año fue superior en el tratamiento NLLV aunque las diferencias no fueron significativas (Tabla IV.2.5). En los años posteriores se produjo aumento de cosecha en las parcelas de NL respecto a las de NLLV (Tabla IV.2.5), observándose incluso diferencias significativas en el tercer año. El peso de 1000 granos fue muy similar en ambos tratamientos en los dos primeros años de estudio y aumentó significativamente bajo NL en el tercero. Cabe destacar que estos valores de cosecha son algo mayores de lo normal, debido a que se determinó en áreas seleccionadas en cada parcela (1 m<sup>2</sup>), protegidas con mallas y recolectadas a mano, situación muy distinta a la recolección mecánica del trigo bajo condiciones de campo.

**Tabla IV.2.5.** Producción, peso de 1000 granos e índice de cosecha (IC) para el cultivo de trigo en los tres años hidrológicos estudiados. Diferencias significativas entre tratamientos se marcan con asterisco ( $p < 0,05$ ).

Año hidrológico	Tratamiento	Grano (kg ha <sup>-1</sup> )	Peso de 1000 granos (g)	IC
2006-2007	NLLV	5502±493	35,9±0,07	0,53
	NL	5154±302	36,0±0,06	0,55
2007-2008	NLLV	5867±725	40,4±1,54	0,49
	NL	6210±616	39,5±1,25	0,52
2008-2009	NLLV	4311±440	45,0±2,81	0,34
	NL	6063±473*	52,4±0,58*	0,37

Las precipitaciones y su buena distribución en el tercer año (Figura IV.2.20), podrían haber favorecido la mayor producción de paja (datos no mostrados), reduciendo en cierta medida el valor de IC en ambos tratamientos (Tabla IV.2.5). El IC tendió a ser algo mayor bajo NL en todos los tratamientos, aunque las diferencias no fueron significativas en ningún caso.



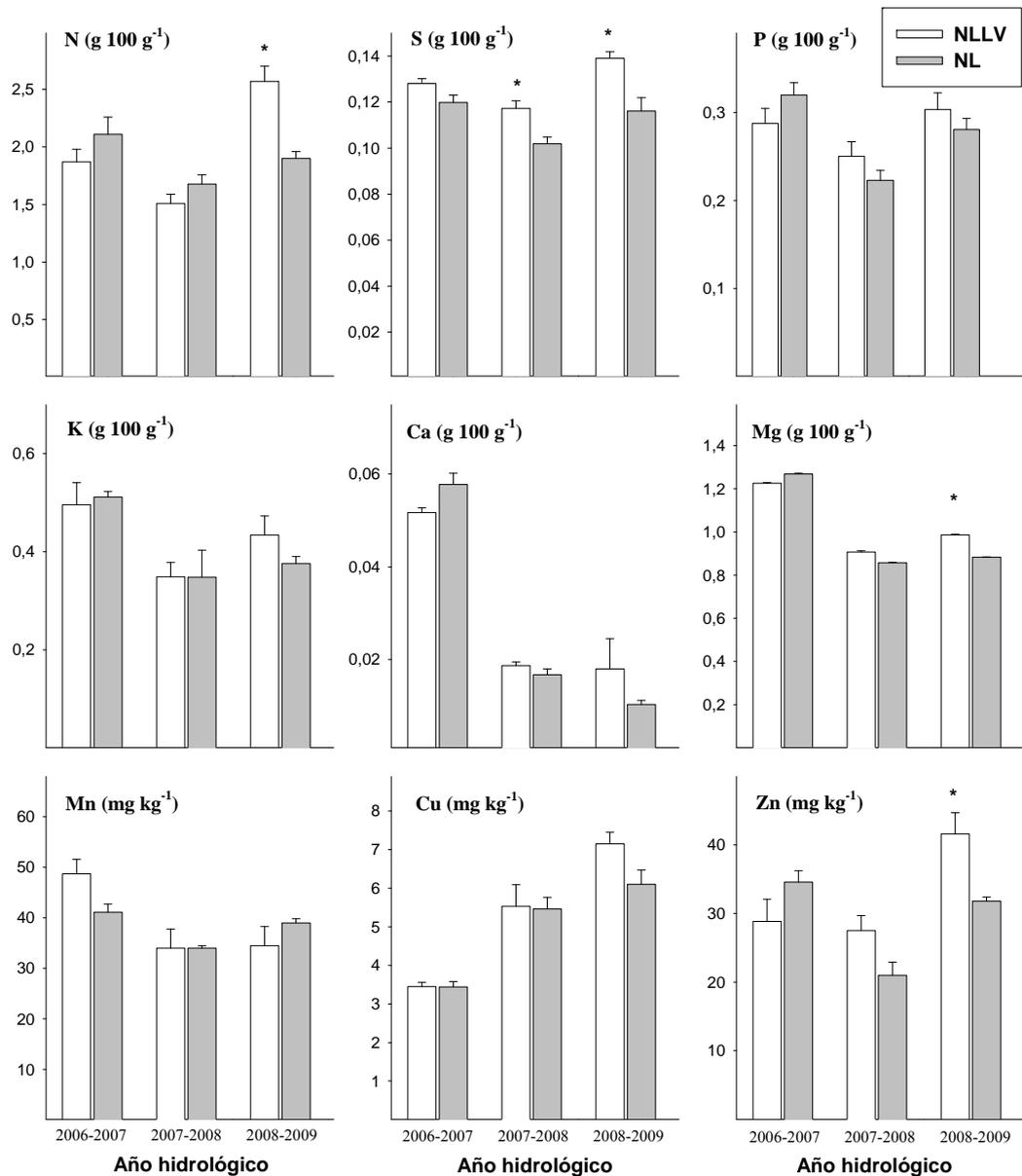
**Figura IV.2.20.** Distribución mensual de la precipitación durante los tres años hidrológicos de estudio en la finca comercial de "Las Arguijuelas".

La concentración de nutrientes en grano (Figura IV.2.21), se mantuvo dentro de los intervalos normales recogidos en la literatura (Batten, 1994; Reuter y Robinson, 1997; Mäder et al., 2007), con la excepción del N y P en el 2º año, y el Ca y Mg en los dos últimos años, en los que las concentraciones fueron algo inferiores a los valores recomendados (2-2,5% para N, 0,3-0,4% para P, 0,03-0,04% para Ca y 0,12-0,14% para Mg).

La concentración de micronutrientes como S y K estuvieron dentro de los intervalos normales para el trigo: 35-40 (Mn), 5-10 (Cu), 20-35 (Zn) mg kg<sup>-1</sup> y 0,13-0,18 (S) y 0,35-0,45 (K) g 100 g<sup>-1</sup>.

En general no hubo diferencias significativas entre tratamientos en la concentración de nutrientes en grano. La menor concentración de N, S, Mg y Zn ( $p < 0,05$ ) bajo el tratamiento NL en el 3º año, podría ser consecuencia de los mayores pesos de grano en este tratamiento (Tabla IV.2.5), lo que podría haber diluido en cierta medida la concentración de nutrientes (Figura IV.2.21).

Las concentraciones de N y, por tanto, el contenido proteico fueron superiores en el tratamiento NLLV en el tercer año. El contenido proteico es de gran utilidad para evaluar la calidad del grano en relación con su molienda y utilización panadera. No obstante, el NL también produjo una buena calidad de grano, con un contenido proteico en torno a 120 g kg<sup>-1</sup>.



**Figura IV.2.21.** Concentración de nutrientes en los granos de trigo  $\pm$  error estándar en los tratamientos NLLV y NL en los tres años hidrológicos de estudio. Para cada pareja de tratamientos, diferencias estadísticas significativas se muestran mediante asterisco ( $p < 0,05$ ).

Aparte del contenido proteico, el tratamiento NL tuvo un efecto positivo sobre la composición de grano, indicado por la absorción de nutrientes ( $\text{kg ha}^{-1}$ ) y por los valores de la razón de eficiencia nutricional (EN) (Tabla IV.2.6). En el año de aplicación

de la LVO, la absorción de nutrientes por el grano de trigo fue similar en ambos tratamientos, mientras que en los dos años siguientes la tendencia fue a valores algo superiores bajo NL, con diferencias estadísticas significativas para el S en el segundo año y para el Mg en el tercero (Tabla IV.2.6).

Los índices de EN se han usado tradicionalmente para ayudar a diferenciar variedades eficaces o ineficaces para la absorción de nutrientes. Plantas con índices de EN altos serían capaces de funcionar bien en suelos infértiles (Baligar et al., 1988). En nuestro caso, el EN podría ser indicador de una situación más favorable para la absorción de nutrientes por un mismo cultivo. Los valores de EN para los granos de trigo tendieron a ser mayores bajo el tratamiento NLLV en el primer año. Sin embargo, esta tendencia se invirtió en los dos años siguientes, especialmente en el tercer año, con diferencias estadísticas significativas para el N, P, Ca y Zn (Tabla IV.2.6).

Por consiguiente, puede deducirse que el efecto positivo inicial derivado de la aplicación de la LVO a muy corto plazo, mientras que posteriormente las mejores condiciones para la absorción de nutrientes y desarrollo del cultivo se dieron en el suelo que no fue labrado.

**Tabla IV.2.6.** Contenido de nutrientes en grano de trigo (kg ha<sup>-1</sup>) y razón de eficiencia nutricional (EN = producción (kg)/concentración). Valores medios basados en pesos secos; para cada nutriente. Diferencias significativas entre tratamientos se muestran mediante asterisco (p<0,05).

Año	Fracción	Trat.	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Zn
2006-2007	Concentración en grano	NLLV	103	16	27	2,9	6,8	7,3	0,28	0,16
		NL	104	15	25	2,8	6,1	5,9	0,20	0,17
	EN grano	NLLV	53,6	352	206	1935	817	765	0,021	0,035
		NL	47,6	315	196	1737	790	818	0,024	0,029
2007-2008	Concentración en grano	NLLV	87,0	14	20	1,1	5,2	6,9	0,19	0,16
		NL	127	17	26	1,2	6,4	7,6	0,26	0,15
	EN grano	NLLV	67,4	405	292	5366	1114	854	0,031	0,037
		NL	60,1	452	287	6069	1170	983*	0,029	0,048
2008-2009	Concentración en grano	NLLV	111	6,0	19	1,2	4,3	13	0,15	0,18
		NL	115	7,0	23	0,6	5,4*	17	0,24	0,19
	EN grano	NLLV	38,8	720	234	4427	1015	332	0,029	0,024
		NL	52,7*	865*	267	9815*	1132	358	0,026	0,031*

#### Consideraciones económicas

De acuerdo con la información recibida por el agricultor de la finca de estudio, la utilización del arado de vertedera supuso un coste de aproximadamente 55 € ha<sup>-1</sup> más en las parcelas bajo NLLV que en las no labradas, NL (valores dentro del rango de 30–90 € ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> establecidos por Sánchez-Girón et al. (2007), para otras áreas semiáridas de España). Este gasto no sería compensado por la escasa diferencia

obtenida en la producción durante el primer año de estudio (Tabla IV.2.5), ligeramente superior bajo NLLV (teniendo en cuenta el precio del trigo en España, en torno a 150 € 1000 kg<sup>-1</sup> en la actualidad). Además, la aplicación de la LVO tampoco estaría justificada dadas las pérdidas de COT después de un solo año de aplicación, especialmente en suelos pobres escasamente desarrollados con contenidos bajos de COT, como es el caso de los aquí estudiados.

#### Conclusiones generales

Aunque la aplicación ocasional de la vertedera no estaría justificada en nuestro caso de estudio, en otras zonas, el LT se ha aplicado para evitar la compactación del suelo y aumentar las cosechas, por lo que su posible aplicación dependerá de cada escenario en particular.

Este trabajo demuestra que el efecto inicial sobre los cultivos, positivo en principio, fue muy efímero, desapareciendo posteriormente, a corto-medio plazo, efectos negativos en los suelos, que algunas veces podrían ser irreversibles. Pequeñas pérdidas de COT pueden suponer un serio problema en este tipo de suelos, ocasionando descensos en la población microbiana y teniendo un efecto directo o indirecto en otros parámetros. Mantener la calidad de un suelo en la superficie, la "piel de la tierra", es fundamental para sus funciones. En este sentido, las técnicas de LC son esenciales para mantener niveles adecuados de C orgánico en el suelo y, sobre todo, evitar su erosión. Y como se ha demostrado en este apartado no tienen porqué afectar a las cosechas, pudiendo incluso resultar favorable.

De los resultados obtenidos se deduce que la aplicación de técnicas de LT (incluso ocasionalmente, como es el caso de estudio), no estaría justificada, teniendo en cuenta la afección negativa que ésta tiene sobre la calidad de los suelos según los parámetros químicos y bioquímicos estudiados. A pesar de tratarse este caso de estudio de una finca comercial de grandes extensiones y de un experimento distinto al realizado en el bloque anterior con parcelas experimentales (aplicación ocasional vs. aplicación anual) las conclusiones obtenidas están en concordancia. Este hecho es de gran importancia, pues confirma la validez de los resultados obtenidos en estudios experimentales para su extrapolación a finca reales de grandes extensiones.



## V. CONCLUSIONES

En el presente trabajo se ha comparado la influencia de diversos sistemas de laboreo, tradicional y de conservación (este último bajo sus modalidades de laboreo reducido y no-laboreo), sobre la calidad del suelo y el desarrollo de los cultivos. El estudio se ha desarrollado durante tres años en parcelas experimentales sobre suelos calcáreos (experimentos de larga y corta duración) y sobre suelos ácidos en una finca comercial cultivada bajo no-laboreo. En esta finca se estudió el efecto directo y residual de una labor ocasional de vertedera. Se exponen a continuación las principales conclusiones obtenidas:

1. En los suelos de las parcelas experimentales, el laboreo de conservación (reducido y no-laboreo) introdujo mejoras en propiedades relativas a la estructura del suelo, como distribución de tamaño de agregados, diámetro medio ponderado e índice de agregación. También mejoró la estabilidad de agregados de 1-2 mm de diámetro en húmedo, aunque sólo en el caso del no-laboreo.
2. Los perfiles hídricos (estudiados en las parcelas experimentales) fueron similares en los distintos tratamientos de laboreo, aunque, en general, los contenidos volumétricos de agua de los primeros 20 cm del perfil resultaron ligeramente superiores bajo laboreo de conservación (reducido y no-laboreo).
3. Tanto en las parcelas experimentales como en la finca comercial, el laboreo de conservación aumentó el contenido de carbono orgánico total sobre todo en la capa superficial (0-5 cm), donde las diferencias respecto al laboreo tradicional resultaron significativas en la mayoría de los casos. En la capa arable de los suelos calcáreos (25 cm), se observó mayor acumulación de carbono orgánico bajo laboreo de conservación que bajo laboreo tradicional, 1,12 veces mayor bajo laboreo reducido y 1,14 veces bajo no-laboreo. Algo similar ocurrió en los suelos de la finca comercial, 1,10 veces mayor bajo no-laboreo. En este caso,

el aumento fue algo menor debido a que la vertedera se aplicó una única vez, manteniéndose posteriormente el no-laboreo.

4. Las fracciones lábiles de carbono: carbono activo, carbono hidrosoluble y carbono de la biomasa microbiana, fueron indicadores de las mejoras introducidas por las dos modalidades de laboreo de conservación establecidas, tanto en las parcelas experimentales, como en la finca comercial, donde la aplicación de una labor ocasional de vertedera disminuyó significativamente sus concentraciones, especialmente en el mismo año de su aplicación y en la capa superficial.
5. Los incrementos moderados de materia orgánica en el suelo que ocasiona el laboreo de conservación se tradujeron también en mejoras de otras propiedades relacionadas con la biología del suelo, especialmente de actividades enzimáticas como la deshidrogenasa y  $\beta$ -glucosidasa, que fueron también buenos indicadores de los cambios ocasionados por las técnicas de laboreo en los dos escenarios estudiados, incluso en la finca comercial con la aplicación ocasional de una labor de vertedera.
6. En ambos tipos de suelo y a nivel global, se observó una correlación positiva entre carbono orgánico total y carbono hidrosoluble, carbono activo, carbono de la biomasa microbiana y actividades enzimáticas deshidrogenasa y  $\beta$ -glucosidasa ( $p < 0,01$ ).
7. El laboreo tradicional, con volteo del suelo, ocasionó pérdidas "físicas" inmediatas de  $\text{CO}_2$  tras las labores. En el experimento de larga duración se estimó un flujo de  $6,20 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  bajo laboreo tradicional frente a  $2,11 \text{ g CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  bajo laboreo reducido. En el experimento de corta duración se estimó un flujo de  $4,8 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  bajo laboreo tradicional frente a  $0,27 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$  bajo no-laboreo. A estas pérdidas físicas hay que añadir las pérdidas ocasionadas a largo plazo por el laboreo tradicional, mayores que las ocasionadas por el laboreo de conservación. Los flujos de  $\text{CO}_2$  implicarían pérdidas de carbono estimadas en  $881$  y  $967 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  bajo laboreo tradicional, experimentos de larga y corta duración, respectivamente, frente a  $809 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  bajo laboreo reducido (experimento de larga duración) y  $661 \text{ g C m}^{-2} \text{ año}^{-1}$  bajo no-laboreo (experimento de corta duración).

8. En general, y en ambos suelos, los resultados de emergencia, crecimiento y peso de planta de los cultivos ensayados mostraron que el laboreo tradicional suele favorecer el desarrollo inicial de las plantas. Sin embargo, estas diferencias tienden a desaparecer con el desarrollo del cultivo, llegando incluso a ser superiores en algunos casos bajo laboreo de conservación. En general, las distintas modalidades de laboreo no introdujeron cambios en el equilibrio nutricional de los cultivos, estudiado según normas DRIS (caso del trigo) e intervalos de suficiencia.
9. Tampoco se observaron diferencias en el rendimiento de los cultivos, obteniéndose cosechas similares en todos los tratamientos bajo las distintas modalidades de laboreo. En algunos casos se observaron ligeros aumentos bajo laboreo de conservación con respecto a laboreo tradicional. Esto justificaría la implantación de técnicas conservacionistas, al menos bajo condiciones de clima y suelo similares a las ensayadas en este estudio.

Según los resultados obtenidos en este trabajo podemos concluir que el laboreo de conservación es una práctica muy recomendable bajo nuestras condiciones experimentales (agricultura de secano en condiciones semi-áridas), atendiendo sobre todo a las mejoras que introducen estas técnicas en la calidad del suelo, especialmente en la capa superficial ("la piel de la tierra"), donde se registraron las diferencias más acusadas entre tratamientos. En especial, la pérdida de carbono orgánico que ocasiona el laboreo tradicional no justifica la implantación de esta técnica, ni siquiera su uso ocasional en suelos fácilmente erosionables, como son los suelos ácidos estudiados en este trabajo.



## VI. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta-Martínez, V., Zobeck, T.M., Gill, T.E. y Kennedy, A.C. (2003).** Enzyme activities and microbial community structure in semiarid agricultural soils. *Biology and Fertility of Soils* 38 (4), 216-227.
- Asociación Española de Agricultura de Conservación/Suelos Vivos, AEAC/SV (2006).** El punto de encuentro de la agricultura y el medio ambiente.
- Albiach, R., Canet, R., Pomares, F. e Ingelmo, F. (1999).** Structure, organic components and biological activity in citrus soils under organic and conventional management. *Agrochimica* 43 (5-6), 235-241.
- Álvarez, C.R. y Álvarez, R. (2000).** Short-term effects of tillage systems on active soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils* 31 (2), 157-161.
- Álvarez, R., Álvarez, C.R. y Lorenzo, G. (2001).** Carbon dioxide fluxes following tillage from a mollisol in the Argentine Rolling Pampa. *European Journal of Soil Biology* 37 (3), 161-166.
- Álvarez, R., Santanatoglia, O.J. y García, R. (1995).** Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat-soyabean rotation under different tillage systems. *Soil Use and Management* 11 (2), 45-50.
- Álvarez-Fuentes, J., Arrúe, J.L., Gracia, R. y López, M.V. (2008a).** Tillage and cropping intensification effects on soil aggregation: Temporal dynamics and controlling factors under semiarid conditions. *Geoderma* 145 (3-4), 390-396.
- Álvarez-Fuentes, J., Cantero-Martínez, C., López, M.V. y Arrúe, J.L. (2007).** Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil and Tillage Research* 96 (1-2), 331-341.
- Álvarez-Fuentes, J., López, M.V., Arrúe, J.L. y Cantero-Martínez, C. (2008).** Management effects on soil carbon dioxide fluxes under semiarid Mediterranean conditions. *Soil Science Society of America Journal* 72 (1), 194-200.
- Alvear, M., Rosas, A., Rouanet, J.L. y Borie, F. (2005).** Effects of three soil tillage systems on some biological activities in an Ultisol from southern Chile. *Soil and Tillage Research* 82 (2), 195-202.
- Amézketa, E. (1999).** Soil aggregate stability: A review. *Journal of Sustainable Agriculture* 14 (2-3), 83-151.
- Amos, B., Arkebauer, T.J. y Doran, J.W. (2005).** Soil surface fluxes of greenhouse gases in an irrigated maize-based agroecosystem. *Soil Science Society of America Journal* 69 (2), 387-395.
- Amundson, R.L. y Koehler, F.E. (1987).** Utilization of DRIS for diagnosis of nutrient deficiencies in winter wheat. *Agronomy Journal* 79 (3), 472-476.

- Anderson, T.H. (2003).** Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98 (1-3), 285-293.
- Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (1985).** Maintenance carbon requirements of actively metabolizing microbial populations under *in situ* conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 17 (2), 197-203.
- Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (1989).** Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 21 (4), 471-479.
- Angers, D.A., Bissonnette, N., Legere, A. y Samson, N. (1993a).** Microbial and biochemical changes induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science* 73 (1), 39-50.
- Angers, D.A. y Caron, J. (1998).** Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry* 42 (1-2), 55-72.
- Angers, D.A., Samson, N. y Legere, A. (1993b).** Early changes in water-stable aggregation induced by rotation and tillage in a soil under barley production. *Canadian Journal of Soil Science* 73 (1), 51-59.
- Arshad, M.A., Franzluebbers, A.J. y Azooz, R.H. (1999).** Components of surface soil structure under conventional and no-tillage in northwestern Canada. *Soil and Tillage Research* 53 (1), 41-47.
- Bajracharya, R.M., Lal, R. y Kimble, J.M. (2000a).** Diurnal and seasonal CO<sub>2</sub>-C flux from soil as related to erosion phases in central Ohio. *Soil Science Society of America Journal* 64 (1), 286-293.
- Bajracharya, R.M., Lal, R. y Kimble, J.M. (2000b).** Erosion effects on carbon dioxide concentration and carbon flux from an Ohio alfisol. *Soil Science Society of America Journal* 64 (2), 694-700.
- Baker, J.M., Ochsner, T.E., Venterea, R.T. y Griffis, T.J. (2007).** Tillage and soil carbon sequestration-what do we really know? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118 (1-4), 1-5.
- Baligar, V.C., Wright, R.J., Fageria, N.K. y Foy, C.D. (1988).** Differential responses of forage legumes to aluminium. *Journal of Plant Nutrition* 11, 549-562.
- Balota, E.L., Filho, A.C., Andrade, D.S. y Dick, R.P. (2004).** Long-term tillage and crop rotation effects on microbial biomass and C and N mineralization in a Brazilian Oxisol. *Soil and Tillage Research* 77 (2), 137-145.
- Batten, G.D. (1994).** Concentrations of elements in wheat grains grown in Australia, North America, and the United Kingdom. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 34 (1), 51-56.
- Bauer, A. y Black, A.L. (1994).** Quantification of the effect of soil organic matter content on soil productivity. *Soil Science Society of America Journal* 58 (1), 185-193.
- Beare, M.H., Hendrix, P.F. y Coleman, D.C. (1994).** Water-stable aggregates and organic matter fractions in conventional- and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 58 (3), 777-786.
- Benitez, E., Nogales, R., Campos, M. y Ruano, F. (2006).** Biochemical variability of olive-orchard soils under different management systems. *Applied Soil Ecology* 32 (2), 221-231.
- Blevins, R.L. y Frye, W.W. (1993).** Conservation tillage: An ecological approach to soil management. *Advances in Agronomy* 51, 33-78.

- Bradford, J.M. y Peterson, G.A. (2000).** Conservation tillage. *Handbook of Soil Science*, 247-270.
- Brady, N.C. y Weil, R.R. (2002).** Carbon balance in the soil-plant- atmosphere system. *The Nature and Properties of Soils*, 524-542.
- Bravo, C., Giráldez, J.V., Ordóñez, R., González, P. y Perea, F. (2003).** Surface impact of conservation agriculture on pea yield and soil fertility in a heavy clay soil of southern Spain. *Proc. II World Congress on Conservation Agriculture. Iguassu Falls, Parana-Brasil 2*, 363-366.
- Bronick, C.J. y Lal, R. (2005a).** Manuring and rotation effects on soil organic carbon concentration for different aggregate size fractions on two soils in northeastern Ohio, USA. *Soil and Tillage Research* 81 (2), 239-252.
- Bronick, C.J. y Lal, R. (2005b).** Soil structure and management: A review. *Geoderma* 12 (1-2), 3-22.
- Buringh, P. (1984).** Original carbon in soils of the world. *The Role of Terrestrial Vegetation in the Global Carbon Cycle* 23, 247.
- Cambardella, C.A. y Elliot, E.T. (1992).** Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56 (3), 777-783.
- Carter, M.R. (1991).** The influence of tillage on the proportion of organic carbon and nitrogen in the microbial biomass of medium-textured soils in a humid climate. *Biology and Fertility of Soils* 11 (2), 135-139.
- Carter, M.R. (1992).** Influence of reduced tillage systems on organic matter, microbial biomass, macro-aggregate distribution and structural stability of the surface soil in a humid climate. *Soil and Tillage Research* 23 (4), 361-372.
- Carter, M.R. (2004).** Researching structural complexity in agricultural soils. *Soil and Tillage Research* 79 (1), 1-6.
- Causarano, H.J., Franzluebbers, A.J., Shaw, J.N., Reeves, D.W., Raper, R.L. y Wood, C.W. (2008).** Soil organic carbon fractions and aggregation in the Southern Piedmont and coastal plain. *Soil Science Society of America Journal* 72 (1), 221-230.
- Cochran, V.L., Sparrow, S.D. y Sparrow, E.B. (1994).** Residue effects on soil micro- and macroorganisms. *Managing Agricultural Residues*, 163-184.
- Costa, J.L., Prunty, L., Montgomery, B.R., Richardson, J.L. y Alessi, R.S. (1991).** Water quality effects on soils and alfalfa: II. Soil physical and chemical properties. *Soil Science Society of America Journal* 55 (1), 203-209.
- Curtin, D., Wang, H., Selles, F., McConkey, B.G. y Campbell, C.A. (2000).** Tillage effects on carbon fluxes in continuous wheat and fallow-wheat rotations. *Soil Science Society of America Journal* 64 (6), 2080-2086.
- Czachor, H. (2007).** Applicability of the Washburn theory for determining the wetting angle of soils. *Hydrological Processes* 21 (17), 2239-2247.
- Chan, K.Y., Heenan, D.P. y Ashley, R. (1994).** Seasonal changes in surface aggregate stability under different tillage and crops. *Soil and Tillage Research* 28 (3-4), 301-314.
- Chatterjee, A. y Lal, R. (2009).** On farm assessment of tillage impact on soil carbon and associated soil quality parameters. *Soil and Tillage Research* 104 (2), 270-277.

- Chenu, C., Le Bissonais, Y. y Arrouays, D. (2000).** Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal* 64 (4), 1479-1486.
- Dalal, R.C. (1998).** Soil microbial biomass - what do the numbers really mean? *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38 (7), 649-665.
- Dao, T.H. (1998).** Tillage and crop residue effects on carbon dioxide evolution and carbon storage in a Paleustoll. *Soil Science Society of America Journal* 62 (1), 250-256.
- Dawson, J.J.C. y Smith, P. (2007).** Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Science of the Total Environment* 382 (2-3), 165-190.
- De Gryze, S., Six, J., Brits, C. y Merckx, R. (2005).** A quantification of short-term macroaggregate dynamics: Influences of wheat residue input and texture. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (1), 55-66.
- De la Horra, A.M., Conti, M.E. y Palma, R.M. (2003).**  $\beta$ -glucosidase and proteases activities as affected by long-term management practices in a typic Argiudoll soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34 (17-18), 2395-2404.
- Debano, L.F. (2000).** The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *Journal of Hydrology*, 231-232, pp. 195-206.
- Díaz-Zorita, M. y Grove, J.H. (2002).** Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic paleudalfs. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 165-174.
- Dick, R.P. (1994).** Soil enzyme activities as indicators of soil quality. Defining soil quality for a sustainable environment. *Proc. symposium, Minneapolis, MN, 1992*, 107-124.
- Dobrzanski, B., Witkowska, B. y Walczak, R. (1975).** Soil aggregation and water stability index. *Polish Journal of Soil Science* 8 (1), 3-8.
- Doran, J.W. (1980).** Soil microbial and biochemical changes associated with reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* 44, 765-771.
- Doran, J.W. y Safley, M. (1997).** Defining and assessing soil health and sustainable productivity. *Biological Indicators of Soil Health*, 1-28.
- Douglas, J.T. y Goss, M.J. (1982).** Stability and organic matter content of surface soil aggregates under different methods of cultivation and in grassland. *Soil and Tillage Research* 2 (2), 155-175.
- Du Preez, C.C., Steyn, J.T. y Kotze, E. (2001).** Long-term effects of wheat residue management on some fertility indicators of a semi-arid plinthosol. *Soil and Tillage Research* 63 (1-2), 25-33.
- Eivazi, F., Bayan, M.R. y Schmidt, K. (2003).** Select soil enzyme activities in the historic sanborn field as affected by long-term cropping systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34 (15-16), 2259-2275.
- Ellert, B.H. y Janzen, H.H. (1999).** Short-term influence of tillage on CO<sub>2</sub> fluxes from a semiarid soil on the Canadian Prairies. *Soil and Tillage Research* 50 (1), 21-32.
- European Commission. (2001).** The soil protection communication. Dg env draft October 2001. In Directorate-General Environment. Directorate B. Environmental Quality of Natural Resources.

- Eynard, A., Schumacher, T.E., Lindstrom, M.J. y Malo, D.D. (2004).** Aggregate sizes and stability in cultivated south Dakota prairie ustolls and usterts. *Soil Science Society of America Journal* 68 (4), 1360-1365.
- Fageria, N.K., Baligar, V.C. y Jones, C.A. (1997).** Growth and mineral nutrition of field crops. 2<sup>nd</sup> edition, Marcel Dekker, New York.
- FAO (1998).** World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84. Rome.
- FAO (2001).** Conservation agriculture, matching production with sustainability. What is the goal of conservation agriculture? FAO homepage.
- Ferreras, L.A., Costa, J.L., Garcia, F.O. y Pecorari, C. (2000).** Effect of no-tillage on some soil physical properties of a structural degraded petrocalcic paleudoll of the southern 'Pampa' of Argentina. *Soil and Tillage Research* 54 (1-2), 31-39.
- Fortin, M.C., Rochette, P. y Pattey, E. (1996).** Soil carbon dioxide fluxes from conventional and no-tillage small-grain cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 60 (5), 1541-1547.
- Frank, A.B., Liebig, M.A. y Hanson, J.D. (2002).** Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (9), 1235-1241.
- Frank, A.B., Liebig, M.A. y Tanaka, D.L. (2006a).** Management effects on soil CO<sub>2</sub> efflux in northern semiarid grassland and cropland. *Soil and Tillage Research* 89 (1), 78-85.
- Frank Y.L., Derek R.W y Peter D.J. (2006b).** Modelling the population dependence of canopy development and biomass partitioning of field peas (*Pisum sativum* L.). In Australian Society of Agronomy The Regional Institute Ltd.
- Franzluebbers, A.J. (2002a).** Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 95-106.
- Franzluebbers, A.J. (2002b).** Water infiltration and soil structure related to organic matter and its stratification with depth. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 197-205.
- Franzluebbers, A.J. (2004).** Tillage and residue management effects on soil organic matter. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, 227-268.
- Franzluebbers, A.J. y Arshad, M.A. (1996).** Water-stable aggregation and organic matter in four soils under conventional and zero tillage, 76 (3), 387-393.
- Gabrielle, B., Roche, R., Angas, P., Cantero-Martínez, C., Cosentino, L., Mantineo, M., Langensiepen, M., Hénault, C., Laville, P., Nicoullaud, B. y Gosse, G. (2002).** A priori parameterisation of the CERES soil-crop models and tests against several European data sets. *Agronomie* 22 (2), 119-132.
- Gajri, P.R., Arora, V.K. y Prihar, S.S. (2002).** Tillage for sustainable cropping. International Book Distributing Co., Lucknow, India.
- García-Gil, J.C., Plaza, C., Soler-Rovira, P. y Polo, A. (2000).** Long-term effects of municipal solid waste compost application on soil enzyme activities and microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 32 (13), 1907-1913.
- García, C., Hernández, T. y Costa, F. (1997).** Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 28 (1-2), 123-134.

- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C. y Seoane, S. (2005).** Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (5), 877-887.
- Gil Ribes, J. (1997).** La maquinaria agrícola en el laboreo de conservación. . En: *Agricultura de Conservación: Fundamentos Agronómicos, Medioambientales y Económicos*. García Torres, L., González Fernández, P. (Eds.) Asociación Española de Laboreo de Conservación/Suelos Vivos, Córdoba, 157-171.
- Gomes, L., Arrúe, J.L., López, M.V., Sterk, G., Richard, D., Gracia, R., Sabre, M., Gaudichet, A. y Frangi, J.P. (2003).** Wind erosion in a semiarid agricultural area of Spain: The Welsons project. *Catena* 52 (3-4), 235-256.
- González-Fernández, P. (1997).** Effect of soil tillage on organic matter and chemical properties. *Conservation Agriculture: Agronomic, Environmental and Economic Bases* (in Spanish), 372.
- González-Sánchez, E.J., Martínez-Vilela, A. y Rodríguez-Lizana, A. (2004).** Agricultura de conservación y medio ambiente. En: Gil-Ribes J.A., Blanco-Roldán G.L., Rodríguez-Lizana A. (eds.), *Técnicas de Agricultura de Conservación*. Editado por Eumedia y MP, Madrid.
- González, M.G., Conti, M.E., Palma, R.M. y Arrigo, N.M. (2003).** Dynamics of humic fractions and microbial activity under no-tillage or reduced tillage, as compared with native pasture (Pampa Argentina). *Biology and Fertility of Soils* 39 (2), 135-138.
- González Sánchez, E.J., Martínez Vilela A. y Rodríguez-Lizana A. (2004).** Agricultura de conservación y medio ambiente. En: Gil-Ribes J.A., Blanco-Roldán G.L., Rodríguez-Lizana A. (eds.), *Técnicas de Agricultura de Conservación*. Editado por Eumedia y MP, Madrid.
- Grego, S., Colombo, L., De Cesare, F., Vettrai, A.M., Badalucco, L., Campiglia, E. y Caporali, F. (1993).** Soil Management in Sustainable Agriculture, 319-324.
- Gregorich, E.G., Wen, G., Voroney, R.P. y Kachanoski, R.G. (1990).** Calibration of a rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass c. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (7), 1009-1011.
- Grove, J.H. y Sumner, M.E. (1982).** Yield and leaf composition of sunflower in relation to N, P, K, and lime treatments. *Fertilizer Research* 3 (4), 367-378.
- Hanson, P.J., Edwards, N.T., Garten, C.T. y Andrews, J.A. (2000).** Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: A review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48 (1), 115-146.
- Haynes, R.J. (1999).** Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biology and Fertility of Soils* 30 (3), 210-216.
- Haynes, R.J. y Swift, R.S. (1990).** Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. *Journal of Soil Science* 41 (1), 73-83.
- Hernán Martos, J.L. y Sánchez-Girón Renedo, V. (1997).** Utilización de energía en diversos sistemas de laboreo. En: *Agricultura de Conservación: Fundamentos Agronómicos, Medioambientales y Económicos*. García Torres, L., González Fernández, P. (Eds.) Asociación Española de Laboreo de Conservación/Suelos Vivos, Córdoba 243-257.
- Hernández, J.L., Girón, V.S. y Cerisola, C. (1995).** Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil and Tillage Research* 35 (4), 183-198.

- Hernanz, J.L., López, R., Navarrete, L. y Sánchez-Girón, V. (2002).** Long-term effects of tillage systems and rotations on soil structural stability and organic carbon stratification in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 129-141.
- Herruzo Martínez, A.C. (1997).** Economía de la conservación del suelo y de los diversos sistemas de laboreo. En: *Agricultura de Conservación: Fundamentos Agronómicos, Medioambientales y Económicos*. García Torres, L., González Fernández, P. (Eds.). Asociación Española Laboreo de Conservación/Suelos Vivos, Córdoba, 259-270.
- Holgado-Cabrera, A. y García-Torres, L. (2004).** Técnicas de agricultura de conservación. In En: Gil-ribes j.A., blanco-roldán g.L., rodríguez-lizana a. (Eds.), *técnicas de agricultura de conservación*. Editado por Eumedia y MP, Madrid.
- Holland, J.M. (2004).** The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103 (1), 1-25.
- Hooker, D.C. y Vyn, T.J. (2000).** Critical soil factors affecting early corn growth and yield in conservation tillage: A multi-variable approach. *Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Conference on Soil Tillage Research Organisation* 82, 1-10.
- Huffman, E.L., MacDonald, L.H. y Stednick, J.D. (2001).** Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under Ponderosa and Lodgepole pine, Colorado front range. *Hydrological Processes* 15 (15), 2877-2892.
- Huggins, D.R. y Reganold, J.P. (2008).** No-till: The quiet revolution. *Scientific American* 299 (1), 70-77.
- Insam, H. y Haselwandter, K. (1989).** Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia* 79 (2), 174-178.
- IPPC, Intergovernmental Panel on Climate Change (1995).** Agricultural options for mitigation of greenhouse gas emission. *IPCG Workshop II, Chap. 23, Washington D.C.*
- Ishaq, M., Ibrahim, M., Hassan, A., Saeed, M. y Lal, R. (2001).** Subsoil compaction effects on crops in Punjab, Pakistan: II. Root growth and nutrient uptake of wheat and sorghum. *Soil and Tillage Research* 60 (3-4), 153-161.
- Jaramillo, D.F., Dekker, L.W., Ritsema, C.J. y Hendrickx, J.M. H. (2000).** Occurrence of soil water repellency in arid and humid climates. *Journal of Hydrology* 231-232, 105-111.
- Jenkinson, D.S. y Ladd, J.N. (1981).** Microbial biomass in soil: Measurement and turnover. *Soil Biochemistry* 5, 415-471.
- Joergensen, R.G. y Scheu, S. (1999).** Depth gradients of microbial and chemical properties in moder soils under beech and spruce. *Pedobiologia* 43 (2), 134-144.
- Kassam, A., Friedrich, T. y Derpsch, R. (2010).** Conservation agriculture in the 21<sup>st</sup> century: a paradigm of sustainable agriculture. En: *proceedings of the European congress on conservation agriculture. Towards agro-environmental climate and energetic sustainability*. Pp. 19-68. Madrid, Spain.
- Kelling, K.A. y Schulte, E.E. (1986).** DRIS as a part of routine plant analysis program. *Journal of Fertilizer Issues* 3, 107-112.
- Kemper, W.D. y Rosenau, R.C. (1986).** Aggregate stability and size distribution. *Methods of Soil Analysis (PART 1)*, 425-442.

- Kessavalou, A., Mosier, A.R., Doran, J.W., Drijber, R.A., Lyon, D.J. y Heinemeyer, O. (1998).** Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal of Environmental Quality* 27 (5), 1094-1104.
- Kirkegaard, J.A., Munns, R., James, R.A., Gardner, P.A. y Angus, J.F. (1995).** Reduced growth and yield of wheat with conservation cropping. II. Soil biological factors limit growth under direct drilling. *Australian Journal of Agricultural Research* 46 (1), 75-88.
- Kladivko, E.J. (2001).** Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research* 61 (1-2), 61-76.
- Kong, A.Y.Y., Six, J., Bryant, D.C., Denison, R.F. y Van Kessel, C. (2005).** The relationship between carbon input, aggregation, and soil organic carbon stabilization in sustainable cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 69 (4), 1078-1085.
- Kumar, K. y Goh, K.M. (2000).** Crop residues and management practices: Effects on soil quality, soil nitrogen dynamics, crop yield, and nitrogen recovery. *Advances in Agronomy*. 68, 197-319.
- La Scala Jr, N., Lopes, A., Spokas, K., Bolonhezi, D., Archer, D.W. y Reicosky, D.C. (2008).** Short-term temporal changes of soil carbon losses after tillage described by a first-order decay model. *Soil and Tillage Research* 99 (1), 108-118.
- Lal, R. (1999).** Soil compaction and tillage effects on soil physical properties of a Mollic Ochraqualf in Northwest Ohio. *Journal of Sustainable Agriculture* 14 (4), 53-65.
- Lal, R. (2000).** Physical management of soils of the tropics: Priorities for the 21<sup>st</sup> century. *Soil Science* 165 (3), 191-207.
- Lal, R. (2002).** Soil conservation and restoration to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. . En: *European Society for Soil Conservation, Third International Congress. Key notes, Man and Soil at the Third Millennium*, 5-20.
- Lal, R. (2003).** Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International* 29 (4), 437-450.
- Lal, R. (2004).** Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123 (1-2), 1-22.
- Lal, R. (2005).** Soil erosion and carbon dynamics. *Soil and Tillage Research* 81 (2), 137-142.
- Lal, R. Logan, T.J. y Fausey, N.R. (1989).** Long-term tillage and wheel traffic effects on a poorly drained Mollic Ohraqualf in Northwest Ohio. 2. Infiltrability, surface runoff, sub-surface flow and sediment transport. *Soil and Tillage Research* 14 (4), 359-373.
- Lampurlanés, J., Angás, P. y Cantero-Martínez, C. (2001).** Root growth, soil water content and yield of barley under different tillage systems on two soils in semiarid conditions. *Field Crops Research* 69 (1), 27-40.
- Lampurlanés, J. y Cantero-Martínez, C. (2003).** Soil bulk density and penetration resistance under different tillage and crop management systems and their relationship with barley root growth. *Agronomy Journal* 95 (3), 526-536.
- Lampurlanés, J. y Cantero-Martínez, C. (2006).** Hydraulic conductivity, residue cover and soil surface roughness under different tillage systems in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research* 85 (1-2), 13-26.
- Leinweber, P., Schulten, H.R., Kalbitz, K., Meißner, R. y Jancke, H. (2001).** Fulvic acid composition in degraded fenlands. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164 (4), 371-379.

- Letey, J. (1969).** Measurement of contact angle, water drop penetration time, and critical surface tension. Proceedings of the Symposium on Water-Repellent Soils, 43-47.
- Linden, D.R., Clapp, C.E. y Dowdy, R.H. (2000).** Long-term corn grain and stover yields as a function of tillage and residue removal in east central Minnesota. *Soil and Tillage Research* 56 (3-4), 167-174.
- Linn, D.M. y Doran, J.W. (1984).** Aerobic and anaerobic microbial populations in no-till and plowed soils. *Soil Science Society of America Journal* 48 (4), 794-799.
- Liu, X., Wan, S., Su, B., Hui, D. y Luo, Y. (2002).** Response of soil CO<sub>2</sub> efflux to water manipulation in a tallgrass prairie ecosystem. *Plant and Soil* 240 (2), 213-223.
- López-Bellido, L., Fuentes, M., Castillo, J.E., López-Garrido, F.J. y Fernández, E.J. (1996).** Long-term tillage, crop rotation, and nitrogen fertilizer effects on wheat yield under rainfed Mediterranean conditions. *Agronomy Journal* 88 (5), 783-791.
- López-Bellido, L., López-Bellido, R.J., Castillo, J.E. y López-Bellido, F.J. (2000).** Effects of tillage, crop rotation, and nitrogen fertilization on wheat under rainfed Mediterranean conditions. *Agronomy Journal* 92 (6), 1054-1063.
- López-Bellido, L., López-Bellido, R.J., Castillo, J.E. y López-Bellido, F.J. (2001).** Effects of long-term tillage, crop rotation and nitrogen fertilization on bread-making quality of hard red spring wheat. *Field Crops Research* 72 (3), 197-210.
- López-Bellido, L., López-Bellido, R.J., Castillo, J.E. y López-Bellido, F.J. (2004).** Chickpea response to tillage and soil residual nitrogen in a continuous rotation with wheat: I. Biomass and seed yield. *Field Crops Research* 88 (2-3), 191-200.
- López-Bellido, R.J. y López-Bellido, L. (2001).** Efficiency of nitrogen in wheat under Mediterranean conditions: Effect of tillage, crop rotation and n fertilization. *Field Crops Research* 71 (1), 31-46.
- López-Bellido, R.J., López-Bellido, L., Castillo, J.E. y López-Bellido, F.J. (2002).** Sunflower response to tillage and soil residual nitrogen in a wheat-sunflower rotation under rainfed Mediterranean conditions. *Australian Journal of Agricultural Research* 53 (9), 1027-1033.
- López-Fando, C. y Bello, A. (1995).** Variability in soil nematode populations due to tillage and crop rotation in semi-arid Mediterranean agrosystems. *Soil and Tillage Research* 36 (1-2), 59-72.
- López-Garrido, R., Díaz-Espejo, A., Madejón, E., Murillo, J.M. y Moreno, F. (2009).** Carbon losses by tillage under semi-arid Mediterranean rainfed agriculture (SW Spain). *Pérdidas de carbono debidas a laboreo bajo agricultura mediterránea de secano (SE España)* 7 (3), 706-716.
- López, M.V. (1993).** Respuesta del suelo y de un cultivo de cebada al laboreo de conservación en agrosistemas de secano en Aragón. Tesis Doctoral. Universidad de Navarra. Facultad de Ciencias.
- López, M.V. y Arrúe, J.L. (1997).** Growth, yield and water use efficiency of winter barley in response to conservation tillage in a semi-arid region of Spain. *Soil and Tillage Research* 44 (1-2), 35-54.
- López, M.V., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J. y Moret, D. (2005).** Dynamics of surface barley residues during fallow as affected by tillage and decomposition in semiarid Aragón (NE Spain). *European Journal of Agronomy* 23 (1), 26-36.

- López, M.V., Arrúe, J.L. y Sánchez-Girón, V. (1996).** A comparison between seasonal changes in soil water storage and penetration resistance under conventional and conservation tillage systems in Aragón. *Soil and Tillage Research* 37 (4), 251-271.
- López, M.V., Gracia, R. y Arrúe, J.L. (2000).** Effects of reduced tillage on soil surface properties affecting wind erosion in semiarid fallow lands of central Aragón. *European Journal of Agronomy* 12 (3-4), 191-199.
- López, M.V., Gracia, R. y Arrúe, J.L. (2001).** An evaluation of wind erosion hazard in fallow lands of semiarid Aragón (NE Spain). *Journal of Soil and Water Conservation* 56 (3), 212-219.
- López, M.V., Moret, D., Gracia, R. y Arrúe, J.L. (2003).** Tillage effects on barley residue cover during fallow in semiarid Aragón. *Soil and Tillage Research* 72 (1), 53-64.
- López, M.V., Sabre, M., Gracia, R., Arrúe, J.L. y Gomes, L. (1998).** Tillage effects on soil surface conditions and dust emission by wind erosion in semiarid Aragón (NE Spain). *Soil and Tillage Research* 45 (1-2), 91-105.
- Luo, Y. y Zhou, X. (2006).** Temporal and spatial variation in soil respiration. *Soil Respiration and the Environment*, 107-132.
- MacDonald, L.H. y Huffman, E.L. (2004).** Post-fire soil water repellency: Persistence and soil moisture thresholds. *Soil Science Society of America Journal* 68 (5), 1729-1734.
- Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M. y Pelegrín, F. (2007).** Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 94 (2), 346-352.
- Mäder, P., Hahn, D., Dubois, D., Gunst, L., Alföldi, T., Bergmann, H., Oehme, M., Amadó, R., Schneider, H., Graf, U., Velimirov, A., Fliebach, A. y Niggli, U. (2007).** Wheat quality in organic and conventional farming: Results of a 21 year field experiment. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 87 (10), 1826-1835.
- Magdoff, F. y Weil, R.R. (2004).** Soil organic matter management strategies. *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*, 45-65.
- Mahler, R.L. y Hemamda, H. (1993).** Evaluation of the nitrogen fertilizer value of plant materials to spring wheat production. *Agronomy Journal*. 85, 305-309.
- Marschner, H. (2003).** Mineral nutrition of higher plants. 6<sup>th</sup> printing.
- Martín-Aranda, J. (1964).** Características y variabilidad del balance de agua en la provincia de Sevilla. *An. Edafol. Agrobiol.* 23, 799-815.
- Masri, Z. y Ryan, J. (2006).** Soil organic matter and related physical properties in a Mediterranean wheat-based rotation trial. *Soil and Tillage Research* 87 (2), 146-154.
- Masto, R.E., Chhonkar, P.K., Singh, D. y Patra, A.K. (2009).** Changes in soil quality indicators under long-term sewage irrigation in a sub-tropical environment. *Environmental Geology* 56 (6), 1237-1243.
- Melero, S., López-Garrido, R., Madejón, E., Murillo, J.M., Vanderlinden, K., Ordóñez, R. y Moreno, F. (2009a).** Long-term effects of conservation tillage on organic fractions in two soils in southwest of Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 (1-2), 68-74.
- Melero, S., López-Garrido, R., Murillo, J.M. y Moreno, F. (2009b).** Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions. *Soil and Tillage Research* 104 (2), 292-298.

- Melero, S., Madejón, E., Herencia, J.F. y Ruiz, J.C. (2007a).** Biochemical properties of two different textured soils (loam and clay) after the addition of two different composts during conversion to organic farming. *Spanish Journal of Agricultural Research* 5 (4), 593-604.
- Melero, S., Madejón, E., Ruiz, J.C. y Herencia, J.F. (2007b).** Chemical and biochemical properties of a clay soil under dryland agriculture system as affected by organic fertilization. *European Journal of Agronomy* 26 (3), 327-334.
- Melero, S., Porras, J.C.R., Herencia, J.F. y Madejón, E. (2006).** Chemical and biochemical properties in a silty loam soil under conventional and organic management. *Soil and Tillage Research* 90 (1-2), 162-170.
- Mengel, K. y Kirkby, E.A. (1982).** Manganese. *Principles of Plant Nutrition*. 3<sup>rd</sup> Edn, 491-498.
- Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (2006)**  
<http://www.omafra.gov.on.ca/english/index.html>.
- Monreal, C.M. y Bergstrom, D.W. (2000).** Soil enzymatic factors expressing the influence of land use, tillage system and texture on soil biochemical quality. *Canadian Journal of Soil Science* 80 (3), 419-428.
- Moreno, F., Arrúe, J.L., Cantero-Martínez, C., López, M.V., Murillo, J.M., Sombrero, A., López-Garrido, R., Madejón, E., Moret, D. y Álvaro-Fuentes, J. (Eds) (2010).** Conservation agriculture under Mediterranean conditions in Spain. Springer Science+Business Media B.V.
- Moreno, F., Arrúe, J.L. y Martín-Aranda, J. (1981).** Almacenamiento de agua en suelos de Andalucía occidental. Características hidrofísicas. Proc. I Simp. "El agua en Andalucía", Granada I, 123-137.
- Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F. y Girón, I.F. (2006).** Long-term impact of conservation tillage on stratification ratio of soil organic carbon and loss of total and active CaCO<sub>3</sub>. *Soil and Tillage Research* 85 (1-2), 86-93.
- Moreno, F., Pelegrín, F., Fernández, J.E. y Murillo, J.M. (1997).** Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil and Tillage Research* 41 (1-2), 25-42.
- Moret, D., Arrúe, J.L., López, M.V. y Gracia, R. (2006).** Influence of fallowing practices on soil water and precipitation storage efficiency in semiarid Aragón (NE Spain). *Agricultural Water Management* 82 (1-2), 161-176.
- Moret, D. y Arrúe, J.L. (2007a).** Dynamics of soil hydraulic properties during fallow as affected by tillage. *Soil and Tillage Research* 96 (1-2), 103-113.
- Moret, D. y Arrúe, J.L. (2007b).** Characterizing soil water-conducting macro- and mesoporosity as influenced by tillage using tension infiltrometry. *Soil Science Society of America Journal* 71 (2), 500-506.
- Morris, N.L., Miller, P.C.H., Orson, J.H. y Froud-Williams, R.J. (2010).** The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment-a review. *Soil and Tillage Research* 108 (1-2), 1-15.
- Mrabet, R. (2002).** Stratification of soil aggregation and organic matter under conservation tillage systems in Africa. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 119-128.
- Mudarra, J.L. (1988).** Reconocimiento de los suelos de la comarca del Aljarafe (Sevilla). Publicaciones del C.S.I.C., Madrid.

- Murillo, J.M., Moreno, F., Girón, I.F. y Oblitas, M.I. (2004).** Conservation tillage: Long term effect on soil and crops under rainfed conditions in south-west Spain (Western Andalusia). *Journal of Agricultural Research* 2, 35-43.
- Murillo, J.M., Moreno, F., Pelegrín, F. y Fernández, J.E. (1998).** Responses of sunflower to traditional and conservation tillage under rainfed conditions in southern Spain. *Soil and Tillage Research* 49 (3), 233-241.
- Nannipieri, P. (1994).** The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*, 238-244.
- Nannipieri, P. Ciardi, C. Palazzi, T. y Badalucco, L. (1990).** Short-term nitrogen reactions following the addition of urea to a grass-legume association. *Soil Biology and Biochemistry* 22 (4), 549-553.
- Nuruzzaman, M., Lambers, H., Bolland, M.D.A. y Veneklaas, E.J. (2005).** Phosphorus benefits of different legume crops to subsequent wheat grown in different soils of western Australia. *Plant and Soil* 271 (1-2), 175-187.
- Parr, J.F. y Papendick, R.I. (1997).** Soil quality: Relationships and strategies for sustainable dryland farming systems. *Annals of Arid Zone* 36 (3), 181-191.
- Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M. y Woomeer, P.L. (1997).** Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil Use and Management* 13 (4 SUPPL.), 230-244.
- Paustian, K., Cole, C.V., Sauerbeck, D. y Sampson, N. (1998).** CO<sub>2</sub> mitigation by agriculture: An overview. *Climatic Change* 40 (1), 135-162.
- Pelegrín, F., Moreno, F., Martín-Aranda, J. y Camps, M. (1990).** The influence of tillage methods on soil physical properties and water balance for a typical crop rotation in SW Spain. *Soil and Tillage Research* 16 (4), 345-358.
- Pérez-De-Mora, A., Burgos, P., Madejón, E., Cabrera, F., Jaeckel, P. y Schloter, M. (2006).** Microbial community structure and function in a soil contaminated by heavy metals: Effects of plant growth and different amendments. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (2), 327-341.
- Pérez García, J.J. (2004).** Perspectivas de futuro de la agricultura de conservación en Andalucía. En: Gil-Ribes J.A., Blanco-Roldán G.L., Rodríguez-Lizana A. (eds.), *Técnicas de Agricultura de Conservación*. Editado por Eumedia y MP, Madrid.
- Perucci, P., Casucci, C. y Dumontet, S. (2000).** An improved method to evaluate the o-diphenol oxidase activity of soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32 (13), 1927-1933.
- Peterson, G.A., Halvorson, A.D., Havlin, J.L., Jones, O.R., Lyon, D.J. y Tanaka, D.L. (1998).** Reduced tillage and increasing cropping intensity in the great plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research* 47 (3-4), 207-218.
- Phillips, R.E., Blevins, R.L., Thomas, G.W., Frye, W.W. y Phillips, S.H. (1980).** No-tillage agriculture, *Science* 208, 1108-1113.
- Pimentel, D., Harvey, C., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., Shpritz, L., Fitton, L., Saffouri, R. y Blair, R. (1995).** Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science* 267 (5201), 1117-1123.
- Plaster, E.J. (1992).** *Soil science and management*. Delmar Publishers Inc. New York, 514.
- Porta, J. López-Acevedo, M. y Roquero, G. (Eds) (1999). *Edafología. Para la agricultura y el medio ambiente*.

- Poulenard, J., Michel, J.C., Bartoli, F., Portal, J.M. y Podwojewski, P. (2004).** Water repellency of volcanic ash soils from Ecuadorian Páiramo: Effect of water content and characteristics of hydrophobic organic matter. *European Journal of Soil Science* 55 (3), 487-496.
- Powlson, D.S., Prookes, P.C. y Christensen, B.T. (1987).** Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (2), 159-164.
- Prior, S.A., Rogers, H.H., Runion, G.B., Torbert, H.A. y Reicosky, D.C. (1997).** Carbon dioxide-enriched agroecosystems: Influence of tillage on short-term soil carbon dioxide efflux. *Journal of Environmental Quality* 26 (1), 244-252.
- Puget, P., Chenu, C. y Balesdent, J. (1995).** Total and young organic matter distributions in aggregates of silty cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 46 (3), 449-459.
- Pumpanen, J., Kolari, P., Ilvesniemi, H., Minkkinen, K., Vesala, T., Niinistö, S., Lohila, A., Larmola, T., Morero, M., Pihlatie, M., Janssens, I., Yuste, J.C., Grünzweig, J.M., Reth, S., Subke, J.A., Savage, K., Kutsch, W., Ostreng, G., Ziegler, W., Anthoni, P., Lindroth, A. y Hari, P. (2004).** Comparison of different chamber techniques for measuring soil CO<sub>2</sub> efflux. *Agricultural and Forest Meteorology* 123 (3-4), 159-176.
- Raper, R.L., Reeves, D.W., Burmester, C.H. y Schwab, E.B. (2000).** Tillage depth, tillage timing, and cover crop effects on cotton yield, soil strength, and tillage energy requirements. *Applied Engineering in Agriculture* 16 (4), 379-385.
- Rayment, M.B. (2000).** Closed chamber systems underestimate soil CO<sub>2</sub> efflux. *European Journal of Soil Science* 51 (1), 107-110.
- Reeves, D.W. (1997).** The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43 (1-2), 131-167.
- Reicosky, D.C. (1997).** Tillage-induced CO<sub>2</sub> emission from soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 49 (1-3), 273-285.
- Reicosky, D.C. (2002).** Long-term effect of moldboard plowing on tillage-induced CO<sub>2</sub> loss. *Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil*, 87-97.
- Reicosky, D.C. y Archer, D.W. (2007).** Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil and Tillage Research* 94 (1), 109-121.
- Reicosky, D.C., Dugas, W.A. y Torbert, H.A. (1997).** Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil and Tillage Research* 41 (1-2), 105-118.
- Reicosky, D.C., Kemper, W.D., Langdale, G.W., Douglas, C.L. y Rasmussen, P.E. (1995).** Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *Journal of Soil and Water Conservation* 50 (3), 253-261.
- Reicosky, D.C. y Lindstrom, M.J. (1993).** Fall tillage method: Effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agronomy Journal* 85(6), 1237-1243.
- Reuter, D.J. y Robinson, J.B. (Eds) (1997).** *Plant analysis: An interpretation manual.* Collingwood, Australia.
- Roberts, W.P. y Chan, K.Y. (1990).** Tillage-induced increases in carbon dioxide loss from soil. *Soil and Tillage Research* 17 (1-2), 143-151.

- Rochette, P. y Angers, D.A. (1999).** Soil surface carbon dioxide fluxes induced by spring, summer, and fall moldboard plowing in a sandy loam. *Soil Science Society of America Journal* 63 (3), 621-628.
- Rochette, P., Gregorich, E.G. y Desjardins, R.L. (1992).** Comparison of static and dynamic closed chambers for measurement of soil respiration under field conditions. *Canadian Journal of Soil Science* 72, 605-609.
- Roldán, A., Salinas-García, J.R., Alguacil, M.M. y Caravaca, F. (2005).** Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Applied Soil Ecology* 30 (1), 11-20.
- Rolston, D.E. (1986).** Gas flux. *Methods of Soil Analysis (1 PART)*, 1103-1119. Rosa, D. I. (Ed) (2008). *Evaluación agro-ecológica de suelos para un desarrollo rural sostenible*.
- Ryan, J., De Pauw, E., Gomez, H. y Mrabet, R. (2006).** Drylands of the Mediterranean zone: Biophysical resources and cropping systems In: *Dryland agriculture* (Peterson, G.A., Unger, P.W., Payne, W.A. Eds.: *Agronomy Monograph*).
- Sainju, U.M., Singh, B.P., Whitehead, W.F. y Wang, S. (2006).** Carbon supply and storage in tilled and nontilled soils as influenced by cover crops and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality* 35 (4), 1507-1517.
- Sainju, U.M., Whitehead, W.F. y Singh, B.P. (2005).** Biculture legume-cereal cover crops for enhanced biomass yield and carbon and nitrogen. *Agronomy Journal* 97 (5), 1403-1412.
- Salinas-García, J.R., Velázquez-García, J.D.J., Gallardo-Valdez, M., Díaz-Mederos, P., Caballero-Hernández, F., Tapia-Vargas, L.M. y Rosales-Robles, E. (2002).** Tillage effects on microbial biomass and nutrient distribution in soils under rain-fed corn production in central-Western Mexico. *Soil and Tillage Research* 66 (2), 143-152.
- Sánchez-Girón, V., Serrano, A., Hernanz, J.L. y Navarrete, L. (2004).** Economic assessment of three long-term tillage systems for rainfed cereal and legume production in semiarid central Spain. *Soil and Tillage Research* 78 (1), 35-44.
- Sánchez-Girón, V., Serrano, A., Suárez, M., Hernanz, J.L. y Navarrete, L. (2007).** Economics of reduced tillage for cereal and legume production on rainfed farm enterprises of different sizes in semiarid conditions. *Soil and Tillage Research* 95 (1-2), 149-160.
- Sánchez, M.L., Ozores, M.I., López, M.J., Colle, R., De Torre, B., García, M.A. y Pérez, I. (2003).** Soil CO<sub>2</sub> fluxes beneath barley on the central Spanish plateau. *Agricultural and Forest Meteorology* 118 (1-2), 85-95.
- Sauerbeck, D.R. (2001).** CO<sub>2</sub> emissions and c sequestration by agriculture - perspectives and limitations. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 60 (1-3), 253-266.
- Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. y Riffaldi, R. (2001).** A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil* 233 (2), 251-259.
- Scharpenseel, H.W. (1993).** Major carbon reservoirs of the pedosphere T source - sink relations, potential of D<sup>14</sup>C and S<sup>13</sup>C as supporting methodologies. *Water, Air, and Soil Pollution* 70 (1-4), 431-442.
- Schlesinger, W.H. (2000).** Carbon sequestration in soils: Some cautions amidst optimism. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 82 (1-3), 121-127.
- Schlesinger, W.H. y Andrews, J.A. (2000).** Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48 (1), 7-20.

- Schoenbaum, I., Kigel, J., Barkai, D. y Landau, S. (2009).** Weed infestation of wheat fields by sheep grazing stubble in the Mediterranean semi-arid region. *Crop and Pasture Science* 60 (7), 675-683.
- Shaver, T.M., Peterson, G.A. y Sherrod, L.A. (2003).** Cropping intensification in dryland systems improves soil physical properties: Regression relations. *Geoderma* 116 (1-2), 149-164.
- Shaver, T.M., Peterson, G.A., Ahujab, L.R., Westfalla, D.G., Sherrodb, L.A. y Dunnb, G. (2002).** Surface soil physical properties after twelve years of dryland no-till management. *Soil Science Society of America Journal* 66 (4), 1296-1303.
- Siga (2010).** Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. <http://www.mapa.es/siga/inicio.htm>.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Denef, K. (2004).** A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* 79 (1), 7-31.
- Six, J., Elliott, E.T. y Paustian, K. (1999).** Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Science Society of America Journal* 63 (5), 1350-1358.
- Six, J., Elliott, E.T. y Paustian, K. (2000).** Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Science Society of America Journal* 64 (3), 1042-1049.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. y Doran, J.W. (1998).** Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 62 (5), 1367-1377.
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., De Moraes Sa, J.C. y Albrecht, A. (2002).** Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie* 22 (7-8), 755-775.
- Smettem, K.R.J., Rovira, A.D., Wace, S.A., Wilson, B.R. y Simon, A. (1992).** Effect of tillage and crop rotation on the surface stability and chemical properties of a red-brown earth (Alfisol) under wheat. *Soil and Tillage Research* 22 (1-2), 27-40.
- Smil, V. (1999).** Crop residues: Agriculture's largest harvest. *BioScience* 49 (4), 299-308.
- Smith, J.L. y Paul, E.A. (1990).** The significance of soil microbial biomass estimations. *Soil Biochemistry* 6, 357-396.
- Soil Survey Staff (1999).** Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Usda-SCS. *Agri. Handbook* 436.
- Sombrero, A., De Benito, A. y Escribano, C. (1998).** Tillage systems and crop rotations effect on growth and yield barley in semi-arid areas. In: *Proceedings of V European society for agronomy congress, Nitra, Eslovequia*, 59-60.
- Sombrero, A., De Benito, A. y Nieto, M. (2001).** Effects of tillage systems and crop rotations on the weed population and cereal yield in a semi-arid area In *Proc. 7<sup>th</sup> Cong. European Soc. Agron.* pp. 541-542. Córdoba, Spain.
- Steinmann, H.H. (2002).** Impact of harrowing on the nitrogen dynamics of plants and soil. *Soil and Tillage Research* 65 (1), 53-59.

- Swan, J.B., Higgs, R.L., Bailey, T.B., Wollenhaupt, N.C., Paulson, W.H. y Peterson, A.E. (1994).** Surface residue and in-row treatment effects on long-term no-tillage continuous corn. *Agronomy Journal* 86 (4), 711-718.
- Tabatabai, M.A. (1982).** Soil enzymes. *Methods of Soil Analysis*, 903-947.
- Tisdall, J.M. y Oades, J.M. (1982).** Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science* 33 (2), 141-163.
- Trevors, J.T. (1984).** Dehydrogenase activity in soil: A comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biology and Biochemistry* 16 (6), 673-674.
- Unger, P.W. (1984a).** Tillage and residue effects on wheat, sorghum, and sunflower grown in rotation. *Soil Science Society of America Journal* 48 (4), 885-891.
- Unger, P.W. (1984b).** Tillage effects on surface soil physical conditions and sorghum emergence. *Soil Science Society of America Journal* 48 (6), 1423-1432.
- Unger, P.W. (1994).** Residue production and uses. An introduction to managing agricultural residues. *Managing agricultural residues*. Lewis Publishers, 1-6.
- Urbano-Terrón, P. (1992).** *Tratado de fitotecnia general*. Ed. Mundi-Prensa. Madrid.
- Vance, E.D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D.S. (1987).** An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19 (6), 703-707.
- Walkley, A. y Black, I.A. (1934).** An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science* 37, 29-38.
- Walworth, J.L. y Sumner, M.E. (1987).** The diagnosis and recommendation integrated system (DRIS). *Advanced Soil Science* 6, 149-188.
- Wallace, A. (1994).** Soil organic matter is essential to solving soil and environmental problems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 25, 15-28.
- Wang, Q., Bai, Y., Gao, H., He, J., Chen, H., Chesney, R.C., Kuhn, N.J. y Li, H. (2008).** Soil chemical properties and microbial biomass after 16 years of no-tillage farming on the loess plateau, china. *Geoderma* 144(3-4), 502-508.
- Warkentin, B.P. (2001).** The tillage effect in sustaining soil functions. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164 (4), 345-350.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B. y Samson-Liebig, S.E. (2003).** Estimating active carbon for soil quality assessment: A simplified method for laboratory and field use. *American Journal of Alternative Agriculture* 18 (1), 3-17.
- Weill, A.N., De Kimpe, C.R. y McKyes, E. (1988).** Effect of tillage reduction and fertilizer on soil macro and microaggregation. *Canadian Journal of Soil Science* 68, 489-500.
- Westfall, D.G., Whitney, D.A. y Brandon, D.M. (1990).** Plant analysis as an aid in fertilizing small grains. *Soil Science Society of America Journal*, 495-519.
- Wright, A.L. y Hons, F.M. (2005).** Tillage impacts on soil aggregation and carbon and nitrogen sequestration under wheat cropping sequences. *Soil and Tillage Research* 84 (1), 67-75.
- Xu, L., Baldocchi, D.D. y Tang, J. (2004).** How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration to temperature. *Global Biogeochemical Cycles* 18 (4), 1-10.

**Yang, X.M. y Wander, M.M. (1998).** Temporal changes in dry aggregate size and stability: Tillage and crop effects on a silty loam mollisol in Illinois. *Soil and Tillage Research* 49 (3), 173-183.

**Yunker, R.E. y McGuinness, J.L. (1956).** A short method of obtaining mean weight-diameter values of aggregate analyses of soils. *Soil Science* 83, 91-94.



## VII. ARTÍCULOS

## Carbon losses by tillage under semi-arid Mediterranean rainfed agriculture (SW Spain)

R. López-Garrido\*, A. Díaz-Espejo, E. Madejón, J. M. Murillo and F. Moreno  
*Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla, CSIC, P.O. Box 1052, 41080 Sevilla, Spain.*

### Abstract

Conservation tillage has been promoted as a solution to counteract constraints caused by intensive agriculture. In this work the effects of two conservation tillage systems, reduced tillage (RT) and no-tillage (NT) were compared to the traditional tillage (TT) in a long- (15 years, RT) and short-term experiment (3 years, NT). Both experiments were carried out under semi-arid, rainfed agriculture of Mediterranean SW Spain. Tillage caused a sharp increase in soil CO<sub>2</sub> emissions immediately after tillage implementation, with a maximum value of 6.24 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> under long-term TT treatment. Along the year, losses of carbon through CO<sub>2</sub> emission were higher (905 and 801 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> for the long- and short-term TT treatments respectively), than those estimated for conservation systems (764 and 718 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> for RT and NT respectively). Conservation tillage systems accumulated more soil organic carbon (SOC) in surface than the corresponding TT treatments (1.24 and 1.17 times greater for RT and NT, respectively, at 0-10 cm depth). Despite SOC accumulation would be moderate other variables related to soil quality, such as dehydrogenase activity, can be consistently increased in soil surface in conservation tillage, as the stratification ratio values indicated. Crop yields in conservation tillage were similar to or even greater than those obtained in TT. The agricultural (soil quality) and environmental (less CO<sub>2</sub> emission to the atmosphere) benefits derived from conservation tillage make this system recommendable for semi-arid Mediterranean rainfed agriculture.

**Additional key words:** CO<sub>2</sub> fluxes, conservation tillage, crop yields, soil quality.

### Resumen

#### Pérdidas de carbono debidas a laboreo bajo agricultura mediterránea de secano (SE España)

El laboreo de conservación representa una solución para contrarrestar las limitaciones de la agricultura intensiva. En este trabajo se comparó el efecto de dos sistemas de laboreo de conservación, laboreo reducido (RT) y no-laboreo (NT), con laboreo tradicional (TT) en un experimento de larga duración (15 años, RT) y otro de corta duración (3 años, NT), bajo condiciones semi-áridas mediterráneas de secano (SE España). El laboreo aumentó las emisiones de CO<sub>2</sub> en el momento de las labores, con un valor máximo de 6,24 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> bajo el tratamiento TT del experimento de larga duración. A lo largo del año, las pérdidas de carbono CO<sub>2</sub> fueron mayores (905 y 801 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> para los tratamientos TT de larga y corta duración, respectivamente) que las estimadas bajo laboreo de conservación (764 y 718 g C m<sup>-2</sup> año<sup>-1</sup> para RT y NT, respectivamente). Los sistemas de laboreo de conservación acumularon más carbono orgánico total (SOC) en superficie que sus correspondientes tratamientos TT (1,24 y 1,17 veces mayor para RT y NT, respectivamente, profundidad 0-10 cm). A pesar de la moderada acumulación de SOC, otras variables de calidad de suelo, como la actividad deshidrogenasa, pueden aumentar considerablemente en superficie bajo laboreo de conservación, así como valores de razón de estratificación. La producción del cultivo en laboreo de conservación fue similar o mayor que en TT. Los beneficios agrícolas del laboreo de conservación (calidad del suelo) y medioambientales (menores emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera), hacen a este sistema recomendable para condiciones mediterráneas semi-áridas de secano.

**Palabras clave adicionales:** calidad del suelo, flujo de CO<sub>2</sub>, laboreo de conservación; rendimiento de cultivo.

Abbreviations used: CT (conservation tillage), MBC (microbial biomass carbon), NT (no tillage), RT (reduced tillage), SOC (soil organic carbon), SR (stratification ratio), TT (traditional tillage), T (temperature), W (water content).

\* Corresponding author: rlopez@irnase.csic.es  
Received: 29-09-08. Accepted: 05-06-09.

## Introduction

Intensive agriculture frequently causes important losses of soil carbon. Losses in soil organic carbon (SOC) are associated with reductions in soil productivity and with increases in CO<sub>2</sub> emissions from soil to the atmosphere (Lal *et al.*, 1989; Bauer *et al.*, 2006; Ventera *et al.*, 2006; Conant *et al.*, 2007). Gas exchange between soils and the atmosphere may be an important contributing factor to global change due to increasing release of greenhouse gases (Ball *et al.*, 1999).

Reduced tillage agriculture (conservation tillage, CT) has been promoted since approximately 1960 as a means of counteract all these constraints (Gajri *et al.*, 2002); apart from the benefits on soil quality and crop performance, especially under semi-arid conditions (Moreno *et al.*, 1997; Franzluebbers, 2004; Muñoz *et al.*, 2007), there are studies that suggest that the greenhouse gases contribution of agriculture can be mitigated by widespread adoption of conservation tillage (Lal, 1997, 2000). To be considering CT, any tillage and planting system must maintain at least 30% of the soil surface covered by residue after planting to reduce soil erosion by water. Where soil erosion by wind is a primary concern, the system must maintain a 1.1 Mg ha<sup>-1</sup> flat small grain residue equivalent on the surface during the critical wind erosion period (Gajri *et al.*, 2002). Numerous competing uses of crop residues under arid and semi-arid conditions (Bationo *et al.*, 2007) can be a constraint for CT establishment.

The effectiveness of CT in mitigating the greenhouse gas impact of individual agro-ecosystems can vary substantially. Studies under different conditions are required to assess the broader of the greenhouse gases impacts of CT (Ventera *et al.*, 2006). Tillage often increases short-term CO<sub>2</sub> flux from the soil due to a rapid physical release of CO<sub>2</sub> trapped in the soil air spaces (Bauer *et al.*, 2006; Reicosky and Archer, 2007; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2008). This rapid flux of CO<sub>2</sub> is influenced by the tillage system and the amount of soil disturbance (Reicosky and Archer, 2007).

Microbial and root activity together constitute soil respiration. Root/rhizosphere respiration can account for as little as 10% to greater than 90% of total "in situ" soil respiration depending on vegetation type and season of the year (Hanson *et al.*, 2000). However, with regard to the greenhouse effect, only soil organic matter (SOM)-derived CO<sub>2</sub> contributes to changes in atmospheric CO<sub>2</sub> concentration. Long residence time of SOM results in very slow turnover rates relative to

other less-recalcitrant respiratory substrates and implies that SOM is the only C pool that can be a real, long-term sink for C in soils. Despite long residence times in steady state, this very large reservoir of carbon in SOM makes this pool a very large potential source of CO<sub>2</sub> if decomposition exceeds humification (Kuznyakov, 2006).

These processes are very influenced by the local conditions and management. Franzluebbers (2004) reported that low benefit of no tillage on SOC storage could be expected in dry, cold regions, in which low precipitation would limit C fixation by plants and decomposition even when crop residues are mixed with soil by tillage. Carbon storage under CT might also be limited in wet, hot regions, where abundant precipitation combined with warm temperature would lead to a rapid decomposition of surface-placed residues. Thus, long-term tillage studies under different soil and climatic conditions are needed to understand the dynamic of soil organic matter under the wide diversity of environments in the world (Franzluebbers, 2004).

For most soils, the potential of C sequestration upon conversion of plow tillage to no-tillage farming with the use of crop residue mulch and other recommended practices is 0.6 - 1.2 Pg C year<sup>-1</sup> (Lal, 2004). The important ecological and agronomic benefits that can derive from these practices could be limited not only by plowing but also by using crop residues for biofuel production (Lal and Pimentel, 2007). There is at present an imperious necessity of using cellulosic biomass instead of crop grain for producing biofuel (mainly ethanol) and, currently, few sources are supposed to be available in sufficient quantity and quality to support development of an economically sized processing facility, except crop residues (Wilhelm *et al.*, 2004).

The objective of this work was to study the effect of tillage practices on the short- and long-term CO<sub>2</sub> emissions and SOC accumulation under Mediterranean, semi-arid conditions. As pointed out by Franzluebbers (2004), soils with low inherent levels of organic matter, frequent under semi-arid conditions, could be the most functionally improved with CT, despite modest or no change in total standing stock of SOC within the rooting zone. Two experiments, comparing traditional and reduced tillage in a long-term experiment (15 year old) and traditional and no-tillage in a short-term experiment (3 years old) were conducted. Flux of CO<sub>2</sub>, total SOC contents and selected biochemical soil properties at different soil depths are compared in the different tillage systems in both experiments.

## Material and methods

### Study area: climatological characteristics and tillage treatments

Field experiments were carried out on a sandy clay loam soil (Xerofluvent, USDA, 1996) at the experimental farm of the Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC) located 13 km southwest of the city of Seville (Spain). Soil pH is around 8 (Table 1) and the water retention ( $\text{g g}^{-1}$ ) 0.23 at -33 kPa and 0.12 at -1500 kPa. Climate of the zone is typically Mediterranean, with mild rainy winters (484 mm mean rainfall, average of 1971-2004) and very hot, dry summers (average annual evapotranspiration is 1139 mm). Rainfall in the hydrological year September 2006 - August 2007 was 649 mm, greater than the mean and well distributed for crops. The mean annual daily temperature is around 17°C, with maximum and minimum temperatures in July (33.5°C) and in January (5.2°C), respectively. This zone has an annual average of around 2900 hours of sunshine with maximum values of solar radiation exceeding 1,000  $\text{W m}^{-2}$ . Environmental data were obtained from the weather station located at the experimental farm (200 m far from the experimental plots).

A homogeneous area of about 2500  $\text{m}^2$  was selected in 1991 to establish the experimental plots, which were cropped with wheat under rainfed conditions. After harvesting wheat (*Triticum aestivum* L.) (June 1992), two treatments were established: i) traditional tillage,  $\text{TT}_{15}$ , consisted of mouldboard ploughing (25-30 cm depth), after burning the straw of the preceding crop (straw burning was suppressed since 2003), and ii) conservation tillage (reduced tillage),  $\text{RT}_{15}$ , characterized by not using mouldboard ploughing, by reduction of the number of tillage operations (only chisel at 25 cm depth), spraying the plot with pre-emergence herbicides and leaving the crop residues on the surface (for more

details see Moreno *et al.*, 1997). Wheat-sunflower (*Helianthus annuus* L.) crop rotation was established for both treatments. In 2005 a fodder pea crop (*Pisum arvense* L.) was included in the rotation, when two additional tillage treatments were established: traditional tillage,  $\text{TT}_3$ , as described above, and conservation tillage (no-tillage,  $\text{NT}_3$ ). These additional treatments were established in an adjacent area. This zone had been cultivated using traditional tillage (mouldboard ploughing) and alternating wheat, barley and cotton the last 10 years.

No-tillage involved not using mouldboard ploughing, leaving the crop residues on the surface, spraying the plots with pre-emergence herbicides and drilling with a single-disc drill which created seeding slits about 5 cm deep. Three replicates per treatment were distributed in a completely randomised design for each experiment. Main results in this study correspond to the period September 2006 (after harvesting the wheat crop) to November 2007. Data of other years were included when convenient.

As pointed out before, CT has been defined as any tillage system that maintains at least 30% of the soil surface covered by residues of the preceding crops. The percentage of soil surface covered by residue in the RT and NT treatments were determined by stretching a 10 m cord (marked every 10 cm) diagonally across several rows (Plaster, 1992) and counting the number of marks touching a piece of crop residue. This percentage was always greater than 30 (in most cases it was greater than 50%).

### Soil CO<sub>2</sub> flux measurements

Soil CO<sub>2</sub> fluxes were measured by attaching a 6400-09 chamber with an area of 71.6  $\text{cm}^2$  to a 6400 LICOR gas-exchange system (LI-COR, Environmental Division, Lincoln, NE, USA). The system was provided

**Table 1.** General characteristics of the soils used for the long- and short-term experiments

	Depth (cm)	pH	SOC <sup>a</sup> (g kg <sup>-1</sup> )	Sand (g kg <sup>-1</sup> )	Silt (g kg <sup>-1</sup> )	Clay (g kg <sup>-1</sup> )
Long-term	0-10	8.0	8.3	566	186	248
	10-30	7.9	7.1	582	176	242
Short-term	0-10	8.0	8.5	490	240	270
	10-30	7.6	6.9	510	235	255

<sup>a</sup> Soil organic carbon

with a thermocouple probe to measure soil temperature. To minimise soil surface disturbances, the chamber was mounted on PVC soil collars sharpened at the bottom and inserted into the soil to about 3.8 cm. To prevent an overestimation of soil fluxes, typically observed immediately after the collars have been installed, the latter were inserted some days before the measurements were made. Furthermore, 6 collars were placed at random locations in each treatment in order to describe statistically the spatial variability. Only one measurement was made on each collar on each observation day. The sampling time in each collar varied in accordance with the CO<sub>2</sub> concentrations inside the chamber, ranging from 3 to 8 min. All the observations were performed during daylight hours, beginning at variable times ranging from 10:30 to 13:00 h. Measurements made at this time of the day were assumed to represent the average flux of the day (Kessavalou *et al.*, 1998; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2007). Two sets of measurements were carried out: i) monthly during the hydrological year 2006-2007 (from October 2006, after the wheat crop, until June 2007, at the end of the sunflower crop), and ii) short-term measurements following the agricultural practices for sunflower sowing in both experiments, which involved: mouldboard ploughing in both TT<sub>15</sub> and TT<sub>3</sub> treatments, chiselling at 25 cm deep in RT<sub>15</sub> and drilling in NT<sub>3</sub>. Measurements of CO<sub>2</sub> were performed on previous day (-24 h, all treatments), immediately after (0 h), and 3, 6 and 24 h after these practices.

For the short-term measures following the agricultural practices (-24, 0, 3, 6 and 24 h) each flux reading was taken 3 min after the PVC cylinder was inserted into the soil in order to avoid possible unrealistic values caused by the disturbance produced after placing it into the soil (Álvaro-Fuentes *et al.*, 2007). In this case, three replicates per treatment were taken.

Cumulative soil CO<sub>2</sub> emissions during the whole period were calculated using a numerical integration (trapezoid rule), assuming that this procedure may be subject to error because long time between sampling dates (Reicosky, 1997; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2007). However, the method allows the comparison between tillage treatments providing a single value of CO<sub>2</sub> emitted during a particular period of time.

Soil temperature was measured with a hand-held probe inserted 10 cm into the soil 10 cm away from the chamber. The volumetric soil water content was also recorded monthly in those samples taken for the dehydrogenase activity determination.

### Soil sampling and chemical analysis

Soil sampling for chemical and biological properties was carried out monthly in all treatments at the depths of 0-5, 5-10 and 10-25 cm (six samples per each depth and treatment). For the experiment following the agricultural practices, three samples per treatment were taken at 0-25 cm depth. Field moist soil was sieved (2 mm) and divided into two subsamples. One was immediately stored at 4°C in plastic bags loosely tied to ensure sufficient aeration and to prevent moisture loss until assaying of microbiological and enzymatic activities. The other was air-dried for chemical analysis, after the determination of the gravimetric soil water content in a soil sub-sample.

The total soil organic carbon content (SOC) was determined according to Walkley and Black (1934). The microbial biomass carbon (MBC) content was determined by the chloroform fumigation-extraction method modified by Gregorich *et al.* (1990). Dehydrogenase activity was determined by the method of Trevors (1984) and β-glucosidase activity as indicated by Tabatabai (1982).

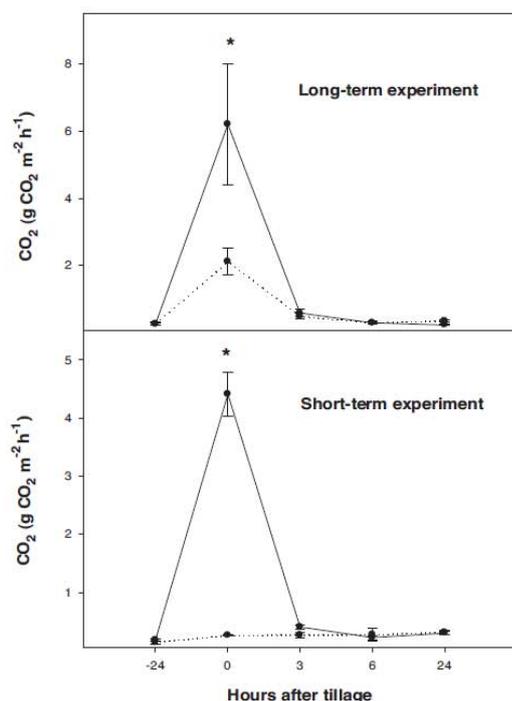
### Statistical analyses

The differences between each set values of each paired treatments RT<sub>15</sub> / TT<sub>15</sub>, and NT<sub>3</sub> / TT<sub>3</sub> were assessed by the Student t-test. When temporal variation was found to be significant, post hoc multiple comparison of mean values by Tukey's test was used. Data normality was tested prior to analysis; and when necessary, variables were transformed logarithmically. If after transformation, the data did not have a normal distribution, we used the non-parametric Mann-Whitney U test for comparison of mean values. All statistical analyses were carried out with the program SPSS 11.5 for Windows.

## Results

### Soil respiration

Data from short-term CO<sub>2</sub> fluxes reveal significant increases of CO<sub>2</sub> immediately after tillage in both TT treatments, respect to the corresponding RT<sub>15</sub> and NT<sub>3</sub> treatments (Fig. 1). The difference between TT<sub>3</sub> treatment (4.38 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) and NT<sub>3</sub> (0.27 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) was greater (x 16) than that between TT<sub>15</sub> (6.21 g CO<sub>2</sub>



**Figure 1.** Short-term soil CO<sub>2</sub> fluxes following tillage operations in the long- and the short-term experiments. Mean values  $\pm$  standard errors (N=3; for each experiment, dotted lines represent the conservation tillage treatment: RT<sub>15</sub> (reduced tillage), long-term experiment and NT<sub>3</sub> (no-tillage), short-term experiment. Solid lines are used for TT<sub>15</sub> and TT<sub>3</sub> (traditional tillage treatments), February 2007. For paired means significant differences are indicated by an asterisk ( $p < 0.05$ ).

m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) and RT<sub>15</sub> (2.11 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) (x 3), due to absence of any tillage in NT<sub>3</sub>. In general only a slightly, not significant increase in the values of dehydrogenase and  $\beta$ -glucosidase activities under TT (TT<sub>15</sub> and TT<sub>3</sub>) was recorded after 24h (Table 2).

Differences between conservation and traditional tillage treatments were not always significant due to the frequent high variability that characterizes the CO<sub>2</sub> fluxes measurements, although the CO<sub>2</sub> fluxes along the 10 month-period tended to be greater in both TT treatments respect to RT<sub>15</sub> and NT<sub>3</sub> (Fig. 2). In the long-term experiment, the cumulative value was 1.2 fold greater in TT<sub>15</sub> (34 Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) than in RT<sub>15</sub> (28 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), which imply a flux of 6 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> more in TT than in RT. In the short-term experiment the diffe-

rence (3 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) was 1.1 times greater in TT<sub>3</sub> than in NT<sub>3</sub>. The greater difference in the first case could be due to long-term character of that experiment. The measured CO<sub>2</sub> fluxes would imply C losses of about 905 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (TT<sub>15</sub>), 801 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (TT<sub>3</sub>), 764 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (RT<sub>15</sub>), and 718 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (NT<sub>3</sub>). These values may be considered as conservative estimations of the true values for this variable, as it has been assumed that the measurements represent the average CO<sub>2</sub> flux of the day, as reported by Kessavalou *et al.* (1998).

Figure 3 shows the evolution of the CO<sub>2</sub> fluxes and the values of soil temperature (T) and water content (W) for each month along the study (all treatments). Increases of CO<sub>2</sub> fluxes were observed as T increased whereas no a clear relationship between W and CO<sub>2</sub> fluxes were detected (Table 3). However, the sudden decrease observed in CO<sub>2</sub> fluxes in June could be related to a decrease in the root activity.

### Soil organic carbon and variables related to soil biology

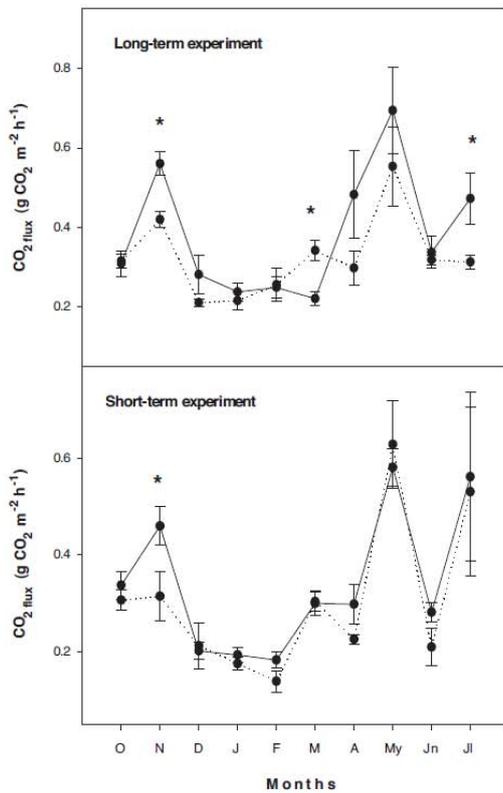
Data of SOC at 0-5 cm and 5-10 cm depths are shown in Table 4. The accumulation of SOC at 0-10 cm depth was slightly higher for conservation tillage after 5 and 15 years of establishment.

Data of SOC, microbial soil carbon (MBC), dehydrogenase activity, and the corresponding stratification ratio (SR) values for the three soil depths analysed are shown in Fig. 4. Stratification ratios were calculated by dividing values at 0-5 cm by those at 10-25 cm. Values of SOC were greater under RT<sub>15</sub> than under TT<sub>15</sub> at the three soil depths, especially at surface ( $p < 0.05$ ). The stratification ratio for SOC was close to 1.8 in RT<sub>15</sub> and only 1.4 in TT<sub>15</sub>, although the difference was not significant. In general, under any condition of soil and climate, high stratification ratios for this variable indicate a good quality of the soil, because ratios higher than 2 are not frequent in degraded soils (Franzluebbers, 2002). In general, greater values of MBC and dehydrogenase activity were obtained for the conservation tillage treatments (RT<sub>15</sub> and NT<sub>3</sub>), although the differences were not always significant. As a rule, values of SR for these variables were also higher for conservation tillage treatments, although dehydrogenase activity was the biochemical property that showed greater increases in conservation tillage treatments compared to traditional tillage treatments, significant ( $p < 0.05$ ) for the short-term experiment.

**Table 2.** Dehydrogenase and  $\beta$ -glucosidase activities (25 cm depth) at different times after tillage (mean  $\pm$  standard errors, N=3). Values followed by the same letter in the same column, for each enzymatic activity, do not differ significantly ( $p < 0.05$ )

	Time	TT <sub>15</sub>	RT <sub>15</sub>	NT <sub>3</sub>	TT <sub>3</sub>
<b>Dehydrogenase</b> ( $\mu\text{g INTF}^a / \text{g dry soil h}^{-1}$ )	0 h	0.89 $\pm$ 0.36 a	1.04 $\pm$ 0.25 a	1.12 $\pm$ 0.18 a	0.91 $\pm$ 0.10 ab
	6 h	0.94 $\pm$ 0.27 a	0.91 $\pm$ 0.11 a	0.94 $\pm$ 0.21 a	0.67 $\pm$ 0.06 a
	24 h	1.05 $\pm$ 0.15 a	1.20 $\pm$ 0.36 a	1.03 $\pm$ 0.04 a	1.11 $\pm$ 0.21 b
<b><math>\beta</math>-glucosidase</b> (mg PNF <sup>b</sup> /kg dry soil h <sup>-1</sup> )	0 h	84.3 $\pm$ 10.5 a	90.8 $\pm$ 20.8 a	70.2 $\pm$ 2.66 a	60.6 $\pm$ 12.0 a
	6 h	97.6 $\pm$ 8.91 a	85.4 $\pm$ 4.79 a	49.5 $\pm$ 7.27 a	35.1 $\pm$ 3.90 a
	24 h	112 $\pm$ 20.6 a	82.1 $\pm$ 23.9 a	69.1 $\pm$ 9.41 a	64.6 $\pm$ 14.4 a

<sup>a</sup> INTF: idonitrotetrazolium violet formazan. <sup>b</sup> PNF: *p*-nitrophenol.



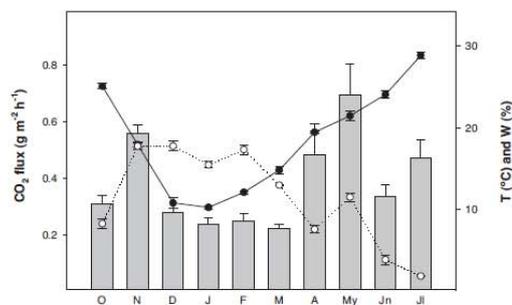
**Figure 2.** Monthly soil CO<sub>2</sub> fluxes (October 2006 - July 2007) in the long- and the short-term experiments as influenced by tillage. Mean values  $\pm$  standard errors (N=6; for each experiment, dotted lines represent the conservation tillage treatment: RT<sub>15</sub> (reduced tillage), long-term experiment, and NT<sub>3</sub> (no-tillage), short-term experiment. Solid lines are used for TT<sub>15</sub> and TT<sub>3</sub> (traditional tillage treatments). For paired means significant differences are indicated by an asterisk ( $p < 0.05$ ).

### Crop yields

Despite soil data in this paper correspond mainly to the years 2006 and 2007, data of the crop yield in 2005 have also been reported (Table 5) attending the importance of this variable for the CT establishment under semi-arid, Mediterranean rainfed agriculture. Data show there were no significant differences between TT and CT, except in 2006 for wheat.

### Discussion

Maximum fluxes following tillage in TT reflect the importance of these physical emissions when considering global landscape under conventional tillage. The duration of these immediate passive losses of CO<sub>2</sub> are related to different soil roughness and tillage intensity, and not to an increase of microbial activity that can start



**Figure 3.** Soil CO<sub>2</sub> fluxes (columns), soil temperature (T, filled circles) and soil water content (W, open circles). All treatments; mean values  $\pm$  standard errors (N=24). October 2006 - July 2007.

**Table 3.** Pearson's correlations between soil CO<sub>2</sub> fluxes and soil temperature (T) and gravimetric water content (W) per each treatment (N = 60) and all treatments (N = 240) along the sampling period (10 months).

Variables	TT <sub>15</sub>	RT <sub>15</sub>	TT <sub>3</sub>	NT <sub>3</sub>	All treatments
T	0.386**	0.305*	0.531**	0.437**	0.437**
W	- 0.190	- 0.234	- 0.319*	- 0.362**	- 0.272**

\*, \*\* : *r* significant at 0.05 and 0.01 level of probability respectively.

further. Reicosky *et al.* (1997) did not find a clear relationship between high CO<sub>2</sub> fluxes after tillage and the increase of inorganic N, concluding that the increase in CO<sub>2</sub> fluxes after tillage was not due to the changes in microbial activity. Data of dehydrogenase and β-glucosidase activities following tillage in this study corroborate this hypothesis (Table 2).

Literature holds evidence that intensive tillage decreases SOC enhancing carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) losses. Studies involving various tillage methods and associated incorporation of residue in the field indicated major C losses immediately following tillage (Reicosky and Lindstrom, 1993; Reicosky *et al.*, 1995; Reicosky *et al.*, 1997; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2007). There are comparatively fewer studies in semi-arid, Mediterranean conditions. Results in this study agree with most data in literature, although with notable differences in the magnitude of the fluxes. Reicosky and Archer (2007) reported a rapid decline in the flux during the first few

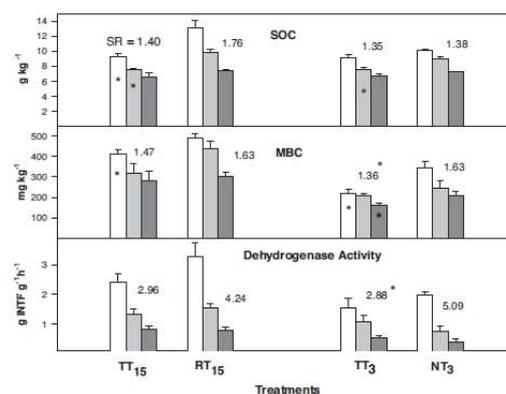
minutes with the break at 0.22 h after tillage, although the maximum initial flux for a conventional mouldboard ploughing depth of 28 cm (similar to that used in our experiments) ranged from 60 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> to 85 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>. Differences could arise, not only from the CO<sub>2</sub> measuring techniques, but also from the complex interaction of several physical, chemical and biological factors that control the CO<sub>2</sub> flux (Reicosky and Archer, 2007), which can introduce notable variations in different scenarios.

Data of this study (Fig. 1) are similar to those reported by Álvaro-Fuentes *et al.* (2007) for semiarid areas of NE Spain. These authors reported fluxes ranged from 0.17 g under reduced tillage to 6 g CO<sub>2</sub> m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> under conventional tillage immediately after tillage; these data were 3 to 15 times greater than fluxes before tillage, except in no tillage in which CO<sub>2</sub> fluxes were low and

**Table 4.** Total soil organic carbon (SOC) at different depths and dates. For paired means significant differences (*p*<0.05) are indicated by an asterisk (November 2007). N=6.

Year	Depth (cm)	Treatment	SOC (g kg <sup>-1</sup> )	SOC (0-10 cm) (kg ha <sup>-1</sup> )
1997	0-5	RT <sup>a</sup>	10.7	14308
		TT <sup>b</sup>	8.90	11985
	5-10	RT	8.90	
		TT	8.10	
2007	0-5	RT <sub>15</sub>	13.2*	15678
		TT <sub>15</sub>	9.26	12646
		NT <sub>3</sub> <sup>c</sup>	10.0	14020
		TT <sub>3</sub>	9.10	11994
	5-10	RT <sub>15</sub>	9.80	
		TT <sub>15</sub>	7.62	
		NT <sub>3</sub>	9.04	
		TT <sub>3</sub>	7.60	

<sup>a</sup> RT: reduced tillage. <sup>b</sup> TT: traditional tillage. <sup>c</sup> NT: no-tillage.



**Figure 4.** Values of soil organic carbon (SOC), microbial biomass carbon (MBC) and dehydrogenase activity at 0-5 cm (white bars) and 5-10 and 10-25 cm (increased grey scale) depths of each treatment (TT: traditional tillage, RT: reduced tillage, NT: no-tillage). The stratification ratio values (SR) for each variable are also indicated (November 2007). Mean values ± standard errors (N=6). For paired means significant differences are indicated by an asterisk (*p* < 0.05).

**Table 5.** Crop yields in the years 2005, 2006 and 2007 (mean values  $\pm$  standard errors, N=3) for the long- and the short-term experiments.

Year	Crop	Treatments	Yield (Mg ha <sup>-1</sup> )
2005	Fodder Pea	RT <sup>a</sup>	4.30 $\pm$ 0.32
		TT <sub>long-term</sub> <sup>b</sup>	4.06 $\pm$ 0.54
		NT <sup>c</sup>	3.56 $\pm$ 0.03
		TT <sub>short-term</sub>	3.69 $\pm$ 1.94
2006	Wheat	RT	10.2 $\pm$ 0.80*
		TT <sub>long-term</sub>	8.00 $\pm$ 0.37
		NT	11.1 $\pm$ 2.50
		TT <sub>short-term</sub>	9.20 $\pm$ 0.65
2007	Sunflower	RT <sub>15</sub>	3.48 $\pm$ 0.86
		TT <sub>15</sub>	3.23 $\pm$ 1.12
		NT <sub>3</sub>	3.51 $\pm$ 0.96
		TT <sub>3</sub>	3.32 $\pm$ 0.82

<sup>a</sup> RT: reduced tillage. <sup>b</sup> TT: traditional tillage. <sup>c</sup> NT: no-tillage. For paired means significant differences are indicated by an asterisk ( $p < 0.05$ ).

steady during the whole study period. In our study, the maximum flux after tillage in TT<sub>15</sub> was 3 times greater than that of the RT<sub>15</sub> treatment, and about 30 times greater than before tillage.

This study also proves that under semiarid Mediterranean conditions, conservation tillage (reduced and no-tillage) can lead to a consistent reduction in CO<sub>2</sub> fluxes to the atmosphere at more long-term, as compared to tillage using mouldboard ploughing (Fig. 2). Deep soil inversion causes a readily exposition to more oxygen, which contributes to enhance biological oxidation and long-term CO<sub>2</sub> losses. Besides the 'burst' effect on soil CO<sub>2</sub> fluxes, tillage also accelerates SOM decomposition, which led to a lesser accumulation of SOC at soil surface by greater C losses as CO<sub>2</sub> emissions. Agricultural systems nearly always cause less carbon to be added to the soil and more to be lost by microbial respiration and erosion (Weil and Magdoff, 2004). Type, frequency and intensity of tillage influence mineralization processes, with potentially greater CO<sub>2</sub> fluxes to the atmosphere. Higher intensity and frequency of tillage generally result in lower SOC, nutrient retention and nutrient cycling capacity (Seiter and Horwath, 2004; Dawson and Smith, 2007). Past losses of SOC from croplands are estimated to have contributed ca. a range

of 50 Pg (Paustian *et al.*, 2000) - 80 Pg (Lal, 2000) to the atmospheric CO<sub>2</sub> pool.

Values of C losses reported in this study, between 718 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (NT<sub>3</sub>) and 905 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup> (TT<sub>15</sub>), were roughly similar to those reported by Álvarez *et al.* (1995) and Amos *et al.* (2005) for crop field soils in Argentina and USA respectively. Due to fertilization and intensive cultivation, crop fields (1.7 billion hectares globally) release larger amounts of CO<sub>2</sub> compare to the amount of CO<sub>2</sub> release from natural ecosystems such as grasslands and forests (Luo and Zhou, 2006). For agricultural organic soils it has been reported CO<sub>2</sub> efflux up to ca. 26 g C m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> (about 9500 g C m<sup>-2</sup> year<sup>-1</sup>) (Dawson and Smith, 2007). Results in this study, and data in literature, agree on the idea about the necessity of avoiding intensive tillage in order to reduce CO<sub>2</sub> fluxes to the atmosphere. High soil T in SW Spain, and similar areas, can enhance CO<sub>2</sub> fluxes. As pointed out before, positive correlations between CO<sub>2</sub> fluxes and T (and negative with W) (Table 3) were registered under our semi-arid conditions. This result was also recorded in experiments carried out in northern Spain (Sánchez *et al.*, 2002; Álvaro-Fuentes *et al.*, 2008) and confirms that soil T is the major factor in the regulation of SOM decomposition rate (Dawson and Smith, 2007).

The positive effect of conservation tillage-systems on SOC accumulation was observed only few years after the establishment of these techniques. Gallaher and Ferrer (1987) showed that untilled soil contained more N and SOC than conventional tillage soil at 0-5 cm depth only 3 years after of conservation tillage establishment. Results in this study agree with these findings. Under the semi-arid conditions of SW Spain, the NT<sub>3</sub> system seems to be effective for accumulating SOC. Total SOC accumulation in the first 10 cm was 1.17 times greater in NT than the corresponding layer of TT treatment in three years (Table 4). In arid areas the SOM content is frequently low in surface layers. Climatic conditions lead to continuous organic matter losses by oxidation. However, moderate SOC increases under conservation tillage systems can occasion parallel, and sometimes more pronounced increases of some biochemical properties (Fig. 4). The increase of SR for dehydrogenase activity under both conservation tillage systems was even greater than that for SOC, showing a positive influence of these techniques on this activity that is considered as an index of overall microbial activity (Nannipieri *et al.*, 1997). Dehydrogenase activity occurs in all living microbial cells, and it is linked with microbial respiratory processes (Bolton *et al.*, 1985).

For that reason it has been used mainly to assess the influence of management on soil quality (Gil Sotres *et al.*, 2005).

This same pattern was not clearly observed for MBC at this sampling time, November 2007 (Fig. 4); biochemical properties are characterized by a high temporal variability, and in fact, significant increases in values of SR of MBC in RT have been observed in previous samplings (Madejón *et al.*, 2007).

Despite the fact that conservation tillage is universally accepted to reduce soil erosion and facilitate water storage, which is especially important to achieve sustainable yields in semi-arid climate regions, its implementation has occasionally caused yield losses, especially in the no tillage system (Kirkegaard *et al.*, 1995; Gajri *et al.*, 2002). However, with correct management, the global experience with conservation tillage does not result in smaller harvests than traditional tillage (Warkentin, 2001; Gajri *et al.*, 2002).

Yields obtained in this study in 2006 corroborate previous results for wheat under semi-arid SW Spain (Pelegrín *et al.*, 1990). These authors showed that yield under no tillage was significantly greater than that with disc harrowing and similar to those with disc ploughing, mouldboard ploughing and cultivator; however sunflower yield under no-tillage was significantly lower due probably due to more deficient early plant growth (Pelegrín *et al.*, 1990). This aspect has also been observed by Murillo *et al.* (1998) under RT, although further growth and yield was not affected. In general, soil quality and costs-reduction justify the establishment of NT in semi-arid conditions in Spain (Hernanz *et al.*, 1995). The energy and production cost savings reached up to 15 and 24% under conservation tillage, in comparison to conventional tillage.

In this experiment, yield of fodder pea under NT was the lowest in the first year, although differences with the corresponding TT treatment were not significant (Table 5). In subsequent years, yield under NT were even slightly greater than those obtained in the other treatments. The high yield of wheat in 2006, especially under conservation tillage treatments derived from an optimal rainfall distribution along the cropping period, making the crop to grow under, practically, an irrigated system.

To summarize, despite in some scenarios reductions in yield after conservation tillage establishment may occur, especially under no-tillage, in this study no detrimental effect has been recorded. Attending the agronomical (soil quality) and environmental (CO<sub>2</sub> emis-

sions) benefits, both conservation tillage treatments are highly recommended for semi-arid, Mediterranean rain-fed agriculture.

## Acknowledgements

The CICYT Project AGL2005-02423 and the Andalusian Autonomous Government (AGR 151 Group) supported this work.

## References

- AMOS B., ARKEBAUER T.J., DORAN J.W., 2005. Soil surface fluxes of greenhouse gases in an irrigated maize-based agroecosystem. *Soil Sci Soc Am J* 69, 387-395.
- ÁLVAREZ R., SANTANATOGLIA O.J., GARCÍA R., 1995. Soil respiration and carbon inputs from crops in a wheat soybean rotation under different tillage systems. *Soil Use Manag* 11, 45-50. doi:10.1111/j.1475-2743.1995.tb00495.x.
- ÁLVARO-FUENTES J., CANTERO-MARTÍNEZ C., LÓPEZ M.V., ARRÚE J.L., 2007. Soil carbon dioxide fluxes following tillage in semiarid Mediterranean agroecosystems. *Soil Till Res* 96, 331-341. doi:10.1016/j.still.2007.08.003.
- ÁLVARO-FUENTES J., LÓPEZ M.V., ARRÚE J.L., CANTERO-MARTÍNEZ C., 2008. Management effects on soil carbon dioxide fluxes under semiarid Mediterranean conditions. *Soil Sci Soc Am J* 72, 194-200. doi:10.2136/sssaj2006.0310.
- BALL B.C., SCOTT A., PARKER J.P., 1999. Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil Till Res* 53, 29-39. doi:10.1016/S0167-1987(99)00074-4.
- BATIONO A., KIHARA J., VANLAUWE B., WASWA B., KIMETU J., 2007. Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agr Syst* 94, 13-25. doi:10.1016/j.agsy.2005.08.011.
- BAUER P.J., FREDERICK J.R., NOVAK J.M., HUNT P.G., 2006. Soil CO<sub>2</sub> flux from a Norfolk loamy sand after 25 years of conventional and conservation tillage. *Soil Till Res* 90, 205-211. doi:10.1016/j.still.2005.09.003.
- BOLTON H., ELLIOT L.F., PAPENDICK R.I., BEZDICEK D.F., 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biol Biochem* 17, 297-302. doi:10.1016/0038-0717(85)90064-1.
- CONANT R.T., EASTER M., PAUSTIAN K., SWAN A., WILLIAMS S., 2007. Impacts of periodic tillage on soil C

- stocks: A synthesis. *Soil Till Res* 95, 1-10. doi:10.1016/j.still.2006.12.006.
- DAWSON J.J.C., SMITH P., 2007. Review: carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Sci Total Environ* 382, 165-190. doi:10.1016/j.scitotenv.2007.03.023.
- FRANZLUEBBERS A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till Res* 66, 95-106. doi:10.1016/S0167-1987(02)00018-1.
- FRANZLUEBBERS A.J., 2004. Tillage and residue management effects on soil organic matter. In: *Soil organic matter in sustainable agriculture* (Magdoff F., Weil R.R., eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 227-268.
- GAJRI P.R., ARORA V.K., PRIHAR S.S., 2002. Tillage for sustainable cropping. *Intl. Book Distrib. Co., Lucknow*.
- GALLAHER R.N., FERRER M.B., 1987. Effect of no-tillage versus conventional tillage on soil organic matter and nitrogen content. *Commun Soil Sci Plant Anal* 18, 1061-1076. doi:10.1080/00103628709367883.
- GIL-SOTRES F., TRASAR-CEPEDA C., LEIROS M.C., SEOANE S., 2005. Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biol Biochem* 37, 877-887. doi:10.1016/j.soilbio.2004.10.003.
- GREGORICH E.G., WEN G., VORONEY R.P., KACHANOSKI R.G., 1990. Calibration of rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 22, 1009-1011. doi:10.1016/0038-0717(90)90148-S.
- HANSON P.J., EDWARDS N.T., GARTEN C.T., ANDREWS J.A., 2000. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. *Biogeochemistry* 48, 115-146. doi:10.1023/A:1006244819642.
- HERNÁNZ J.L., GIRÓN V.S., CERISOLA C., 1995. Long-term use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil Till Res* 35, 183-198. doi:10.1016/0167-1987(95)00490-4.
- KESSAVALOU A., MOSIER A.R., DORAN J.W., DRIJBER R.A., LYON D.J., HEINEMEYER O., 1998. Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *J Environ Qual* 27, 1094-1104.
- KIRKEGAARD J.A., MUNNS R., JAMES R.A., GARDNER P.A., ANGUS J.F., 1995. Reduced growth and yield of wheat with conservation cropping. II. Soil biological factors limit growth under direct drilling. *Aust J Agric Res* 46, 75-88. doi:10.1071/AR9950075.
- KUZYAKOV Y., 2006. Sources of CO<sub>2</sub> efflux from soil and review of partitioning methods. *Soil Biol Biochem* 38, 425-448. doi:10.1016/j.soilbio.2005.08.020.
- LAL R., 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating the greenhouse effect. *Soil Till Res* 43, 81-107. doi:10.1016/S0167-1987(97)00036-6.
- LAL R., 2000. Soil conservation and restoration to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. *Third Int. Cong. European Soc. Soil Conservation (ESSC)*. Valencia (Spain). Key Notes, 5-20.
- LAL R., 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22. doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.032.
- LAL R., PIMENTEL D., 2007. Biofuels from crop residues. *Soil Till Res* 93, 237-238. doi:10.1016/j.still.2006.11.007.
- LAL R., HALL G.F., MILLER F.P., 1989. Soil degradation. I. Basic principles. *Land Degrad Rehab* 1, 51-69.
- LUO Y., ZHOU X., 2006. Soil respiration and the environment. *Academic Press, San Diego, CA*.
- MADEJÓN E., MORENO F., MURILLO J.M., PELEGRÍN F., 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil Till Res* 94, 346-352. doi:10.1016/j.still.2006.08.010.
- MORENO F., PELEGRÍN F., FERNÁNDEZ J.E., MURILLO J.M., 1997. Soil physical properties, water depletion and crop development under traditional and conservation tillage in southern Spain. *Soil Till Res* 41, 25-42. doi:10.1016/S0167-1987(96)01083-5.
- MUÑOZ A., LÓPEZ-PIÑEIRO A., RAMÍREZ M., 2007. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. *Soil Till Res* 95, 255-265. doi:10.1016/j.still.2007.01.009.
- MURILLO J.M., MORENO F., PELEGRÍN F., FERNÁNDEZ J.E., 1998. Responses of sunflower to traditional and conservation tillage under rainfed conditions in southern Spain. *Soil Till Res* 49, 233-241. doi:10.1016/S0167-1987(98)00177-9.
- NANNIPIERI P., BADALUCCO L., LANDI L., PIETRAMELLARA G., 1997. Measurement in assessing the risk of chemicals to the soil ecosystem. *Proc. OECD Workshop on Ecotoxicology: Responses and Risk Assessment* (Zelikoff J.T., ed.). SOS Publications, Fair Heaven, NJ, USA, Chapter 34.
- PAUSTIAN K., SIX J., ELLIOT E.T., HUNT H.W., 2000. Management options for reducing CO<sub>2</sub> emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48, 147-163. doi:10.1023/A:1006271331703.
- PELEGRÍN F., MORENO F., MARTÍN-ARANDA J., CAMPS M., 1990. The influence of tillage methods on soil physical properties and water balance for a typical crop rotation in SW Spain. *Soil Till Res* 16, 345-358. doi:10.1016/0167-1987(90)90070-T.

- PLASTER E.J., 1992. Soil science & management. Delmar Publ. Inc., NY.
- REICOSKY D.C., 1997. Tillage methods and carbon dioxide loss: fall versus spring tillage. In: Management of carbon sequestration in soil (Lal R., Kimble J. and Follet R., eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 99-111.
- REICOSKY D.C., LINDSTROM M.J., 1993. Fall tillage method: effect on short-term carbon dioxide flux from soil. *Agron J* 85, 1237-1243.
- REICOSKY D.C., ARCHER D.W., 2007. Moldboard plow tillage depth and short-term carbon dioxide release. *Soil Till Res* 94, 109-121. doi:10.1016/j.still.2006.07.004.
- REICOSKY D.C., KEMPER W.D., LANGDALE G.W., DOUGLAS C.L., RASMUSSEN P.E., 1995. Soil organic matter changes resulting from tillage and biomass production. *J Soil Water Conserv* 50, 253-261.
- REICOSKY D.C., DUGAS W.A., TORBERT H.A., 1997. Tillage-induced soil carbon dioxide loss from different cropping systems. *Soil Till Res* 41, 105-118. doi:10.1016/S0167-1987(96)01080-X.
- SÁNCHEZ M.L., OZORES M.I., COLLE R., LÓPEZ M.J., DE TORRE B., GARCÍA M.A., PÉREZ I., 2002. Soil CO<sub>2</sub> fluxes in cereal land use of the Spanish plateau: influence of conventional and reduced tillage practices. *Chemosphere* 47, 837-844. doi:10.1016/S0045-6535(02)00071-1.
- SEITER S., HORWATH R., 2004. Strategies for managing soil organic matter to supply plant nutrients. In: Soil organic matter in sustainable agriculture (Magdoff F., Weil R.R., eds.). CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 269-293.
- TABATABAI M.A., 1982. Soil enzymes. In: Methods of soil analyses, Part 2, Chemical and microbiological properties (Page A.L., Miller E.M., Keeney D.R., eds.). ASA, Madison, WI, 903-947.
- TREVORS J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and the TTC assay. *Soil Biol Biochem* 16, 673-674. doi:10.1016/0038-0717(84)90090-7.
- USDA, 1996. Keys to soil taxonomy. US Department of Agriculture, Soil Conservation Service, Washington DC.
- VENTERA R.T., BAKER J.M., DOLAN M.S., SPOKAS K.A., 2006. Carbon and nitrogen storage are greater under biennial tillage in a Minnesota corn-soybean rotation. *Soil Sci Soc Am J* 70, 1752-1762.
- WALKLEY A., BLACK I.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci* 37, 29-38. doi:10.1097/00010694-193401000-00003.
- WARKENTIN B.P., 2001. The tillage effect in sustaining soil functions. *J Plant Nutr Soil Sci* 164, 345-350. doi:10.1002/1522-2624(200108)164:4<345::AID-JPLN345>3.0.CO;2-5.
- WEIL R.R., MAGDOFF F., 2004. Significance of soil organic matter to soil quality and health. In: Soil organic matter in sustainable agriculture (Magdoff F., Weil R.R., eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida, 1-43.
- WILHELM W.W., JOHNSON J.M.F., HATFIELD J.L., VOORHEES W.B., LINDEN D.R., 2004. Crop and soil productivity response to corn residue removal: a literature review. *Agron J* 96, 1-17.



Contents lists available at ScienceDirect

Soil &amp; Tillage Research

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/still](http://www.elsevier.com/locate/still)

## Conservation tillage: Short- and long-term effects on soil carbon fractions and enzymatic activities under Mediterranean conditions

Sebastiana Melero\*, Rosa López-Garrido, José Manuel Murillo, Félix Moreno

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-CSIC), Avenida Reina Mercedes 10, P.O. Box 1052, 41080 Sevilla, Spain

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 6 November 2008  
Received in revised form 6 April 2009  
Accepted 13 April 2009

#### Keywords:

Sustainable agriculture  
Tillage  
Soil active carbon  
Microbial biomass carbon  
Enzymatic activities

### ABSTRACT

Short- and long-term field experiments are necessary to provide important information about how soil carbon sequestration is affected by soil tillage system; such systems can also be useful for developing sustainable crop production systems. In this study, we evaluated the short- and long-term effects of conservation tillage (CT) on soil organic carbon fractions and biological properties in a sandy clay loam soil. Both trials consisted of rainfed crop rotation systems (cereal–sunflower–legumes) located in semi-arid SW Spain. In both trials, results were compared to those obtained using traditional tillage (TT). Soil samples were taken in flowering and after harvesting of a pea crop and collected at three depths (0–5, 5–10 and 10–20 cm). The soil organic carbon fractions were measured by the determination of total organic carbon (TOC), active carbon (AC) and water soluble carbon (WSC). Biological status was evaluated by the measurement of soil microbial biomass carbon (MBC) and enzymatic activities [dehydrogenase activity (DHA), *o*-diphenol oxidase activity (DphOx), and  $\beta$ -glucosidase activity ( $\beta$ -glu)].

The contents of AC and MBC in the long-term trial and contents of AC in the short-term trial were higher for CT than TT at 0–5 cm depth for both sampling periods. Furthermore, DHA and  $\beta$ -glucosidase values in the July sampling were higher in the topsoil under conservation management in both trials (short- and long-term). The parameters studied tended to decrease as depth increased for both tillage system (TT and CT) and in both trials with the exception of the DphOx values, which tended to be higher at deeper layers.

Values of DHA and  $\beta$ -glu presented high correlation coefficients ( $r$  from 0.338 to 0.751,  $p \leq 0.01$ ) with AC, WSC and TOC values in the long-term trial. However, there was no correlation between either TOC or MBC and the other parameters in the short-term trial. In general, only stratification ratios of AC were higher in CT than in TT in both trials. The results of this study showed that AC content was the most sensitive and reliable indicator for assessing the impact of different soil management on soil quality in the two experiments (short- and long-term).

Conservation management in dryland farming systems improved the quality of soil under our conditions, especially at the surface layers, by enhancing its storage of organic matter and its biological properties, mainly to long-term.

© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Long-term traditional tillage (TT) practices may result in significant losses of soil organic matter, thus inducing an increase in soil erosion and a loss of soil structure (Álvarez and Álvarez, 2000; Nachtergaele et al., 2002). Consequently, agricultural practices that reduce soil degradation are needed to improve soil quality and agricultural sustainability. Conservation tillage (CT) which is planting with minimal soil disturbance combined with

crop rotation protects the soil against degradation toward sustainability (Balota et al., 2004). The most common definition used for conservation tillage is any tillage and planting system that maintains at least 30% of the soil surface covered by residues after planting to reduce soil erosion by water. Where soil erosion by wind is a primary concern, the system must maintain a 1.1 Mg ha<sup>-1</sup> flat small grain residue equivalent on the surface during the critical wind erosion period. Basically, a year-round conservation system usually involves a reduction in the number of passes over the field and/or in the intensity of tillage, avoiding ploughing (soil inversion) (Gajri et al., 2002), that incorporates residues into the soil mass. CT and, in particular, no-tillage (NT) induce changes in the distribution of organic pools in the soil

\* Corresponding author. Tel.: +34 954624711; fax: +34 954624002.  
E-mail address: [smelero@imase.csic.es](mailto:smelero@imase.csic.es) (S. Melero).

profile (Álvarez and Álvarez, 2000). In general, the long-term effects of soil management practices on the size and activity of the microbial biomass have been found to be closely related to changes in total soil organic matter content (Haynes and Beare, 1996). In long-term field experiments, marked stratification of the total soil microbial biomass and its activity have been observed as a consequence of the application of NT to previously tilled soils. In short-term field experiments, it is often difficult to detect changes in soil organic matter following the implementation of new management practices (Álvarez and Álvarez, 2000). The short-term ( $\leq 10$  years) effects of management on soil organic carbon (SOC) are complex and vary with soil conditions such as soil texture, climate, cropping system and kind of crop residue, as well as with the management itself (Paustian et al., 1997; Al-Kaisi et al., 2005; Muñoz et al., 2007). NT practices generally increase the sequestration of soil carbon (C), but this increase might not be apparent for approximately five to ten years (West and Post, 2002; Franzluebbers and Arshad, 1996). However, Franzluebbers and Arshad (1996) noted that there was little or no detectable increase in SOC content in the first two to five years after implementing conservation tillage. Weil et al. (2003) found active carbon (AC) to be a more sensitive indicator of soil management than TOC.

Soil microbial properties, such as microbial biomass and soil enzymes, have been used to predict soil biological status and the effect of farm managements as it relates to soil quality (Eivazi et al., 2003). Soil enzyme activities have also been used as discriminatory indicators for a wide range of soil management practices (Eivazi et al., 2003; De la Horra et al., 2003; Roldán et al., 2005; Melero et al., 2008a,b). Researchers have observed a marked stratification in total soil microbial biomass and its activity as a consequence of the application of no-tillage to previously tilled soils in long-term experiments (fourteen years) (Álvarez et al., 1995).

Although several studies have been published comparing the effects of different tillage systems on soil biological properties (De la Horra et al., 2003; Balota et al., 2004; Roldán et al., 2005), there is comparatively less information (short- and long-term) on the soil biological status found in rainfed-agriculture under semi-arid Mediterranean conservation agriculture systems. In Spain, dryland crops constitute a much larger agricultural area than irrigated crops and are thus particularly economically important. Our objective was to study the evolution of the soil organic C fractions (total organic carbon, active carbon and water soluble carbon), microbial biomass carbon, and enzymatic activities ( $\beta$ -glucosidase, *o*-diphenol oxidase activity and dehydrogenase activity) in short- and long-term field experiments in which CT and TT were compared. We hypothesised that CT would have a positive effect on soil quality by increasing soil organic matter and enhancing soil microbial functionality, especially over the long-term. We also discussed these parameters as reliable indicators of change in soils with both long and short histories of conservation management.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Localization of the experimental area and tillage systems

Short- and long-term field trials using soil conservation management have been conducted on a sandy clay loam soil, Entisol (Xerofluvent, Soil Survey Staff, 1999) at the experimental farm of the 'Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla' (IRNAS-CSIC) (37°17'N, 6°3'W) located 13 km southwest of the city of Seville (Spain). The soil has a pH around 7.8 (calcareous), with a CaCO<sub>3</sub> content in the 25–28% range and a clay content of about 25% (of which 60% montmorillonite, 25% illite, and 15% kaolinite) (Cox et al., 1999). The climate of the zone is typically Mediterranean, with mild rainy winters (484 mm mean rainfall) and very hot and dry summers. The mean annual daily

temperature is around 17 °C, with maximum and minimum temperatures of 33.5 °C and 5.2 °C in July and January, respectively.

An area of about 2500 m<sup>2</sup> was selected for establishing the experimental plots in 1991. In autumn of that year, wheat was grown. After harvesting the wheat in June 1992, the area was divided into six plots of approximately 300 m<sup>2</sup> (22 m × 14 m) each in a completely randomised experimental design (three replicates per treatment). In 2005, a short-term experiment was established in the same area following the same experimental design, but with 200 m<sup>2</sup> plots.

Two tillage treatments were compared: TT and CT. In both short- and long-term trials, TT consisted of mouldboard ploughing (to a depth of 25–30 cm) after the straw of the preceding crop had been burned, and two or three cultivator passes to 15–20 cm depth and a disc harrowing to 15 cm depth. We should note here that straw burning has not occurred since 2003, when it was banned by the local government. In the long-term trial, CT was characterized by lack of mouldboard ploughing and a reduction in the number of tillage operations (retaining only chiselling at a depth of 25–30 cm, every two years and a yearly disc harrowing to 5–7 cm depth) as well as by leaving the crop residues on the soil surface. CT in the short-term trial was characterized by the absence of tillage (direct drilling) in which the residue is left on the soil surface until it decays, except sunflower stalks, which were broken into smaller pieces before the next crop was sown. The percentage of the soil surface covered by residue in the both CT treatment was determined by stretching a 10 m cord (marked every 10 cm) diagonally across several rows of each CT sub-plots as reported by Plaster (1992). The number of marks touching a piece of crop residue gave the percentage of coverage. In our case, the percentage of residue covering the soil surface was greater than 60% in both CT treatments, showing that conservation tillage was established correctly in both cases.

At the beginning of long-term trial, a wheat (*Triticum aestivum* L.)–sunflower (*Helianthus annuus* L.) crop rotation was established for both TT and CT. However, in 2005, a fodder pea crop (*Pisum arvense* L.) was included in the rotation for both tillage methods. Thus, from 2005 on, the annual crop rotation consisted on a basic cereal–sunflower–legumes rotation for both trials and treatments.

The sunflower and fodder pea crops were not fertilized (as is traditional in this zone), while wheat received a basal dressing of 400 kg ha<sup>-1</sup> of a complex fertilizer (15N–15P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>–15K<sub>2</sub>O) before sowing and a top dressing with 200 kg ha<sup>-1</sup> urea (46% N). Since 2002, fertilization has been reduced to 100 kg ha<sup>-1</sup> (fertilizer complex) with no top dressing fertilizer. Weeds were controlled by tillage in TT in and by the application of pre-emergence herbicides in CT, at a rate of 2 L ha<sup>-1</sup> trifluraline (18%) (sunflower) and 4 L ha<sup>-1</sup> glyphosate (18%) (wheat, fodder pea).

### 2.2. Sampling and soil chemical and biochemical analysis

In both short- and long-term field trials, soil sampling was carried out in March 2008 during the pea crop-growing period and in July 2008 after harvesting at three sites of each individual plot (a total of nine samples per treatment); soil was collected at three depths: 0–5, 5–10 and 10–20 cm. The moist field soil was sieved (2 mm) and divided into two sub-samples. One was immediately stored at 4 °C in loosely tied plastic bags to ensure sufficient aeration and prevent moisture loss prior to assaying for microbiological and enzymatic activities. The other was air-dried for chemical analysis. Biochemical analyses were carried out within two weeks.

TOC was analysed by dichromate oxidation and titration with ferrous ammonium sulphate (Walkley and Black, 1934). WSC was determined in a 1/10 aqueous extract using a TOC-V-CSH/CSN analyser. AC was determined by oxidation with 0.2 M KMnO<sub>4</sub> in

1 M CaCl<sub>2</sub> (pH 7.2) and non-reduced Mn<sup>7+</sup> was colorimetrically determined at 550 nm (Weil et al., 2003).

MBC content was determined by the chloroform fumigation–extraction method modified by Gregorich et al. (1990). *o*-Diphenol oxidase activity was measured following the procedure described by Perucci et al. (2000). Dehydrogenase activity was determined according to Trevors (1984) and  $\beta$ -glucosidase activity was measured as indicated by Eivazi and Tabatabai (1988).

Stratification ratios were calculated from soil properties (TOC, MBC and enzymatic activities) at 0–5 cm divided by those at a deeper layer (10–20 cm) (Franzluebbers, 2002).

For each microbiological analysis, three replicates per collected sample were done. Results were based on the oven-dried weight of the soil.

### 2.3. Statistical analysis

Statistical analyses were carried out using SPSS 11.0 for Windows, and the results were expressed as mean values. Significant differences between management systems (TT, CT) were shown by a Student's *t*-test at  $p < 0.05$ . One-way analysis of variance (ANOVA) was carried out to assess spatial variability of all parameters for each individual treatment. A correlation matrix of different properties was based on Pearson correlation coefficients ( $p < 0.01$  and  $p < 0.05$ ).

Data normality was tested prior to analysis; when necessary, variables were transformed logarithmically. If, after transformation, the data still did not have a normal distribution, we used non-parametric tests: the Mann–Whitney *U* test for comparison of mean values and the Kruskal–Wallis ANOVA by ranks test for variance analysis.

## 3. Results

### 3.1. Soil TOC fractions to long- and short-term

In the long-term trial, only AC and MBC mean values were statistically different between CT and TT at 0–5 and 5–10 cm depth in March, whereas TOC, AC, WSC and MBC showed statistical differences between CT and TT at 0–5 cm depth in July samples (Table 1). Under CT, significant differences between different soil

depths were observed for AC and MBC mean values in March and for TOC, AC, WSC and MBC in July, whereas only WSC mean values showed significant differences between the different soil depths in soils under TT in both sampling periods (Table 1).

In the short-term trial, only AC mean values presented statistical differences between treatments (CT and TT) at a depth of 0–5 cm in both sampling periods (Table 2), whereas TOC mean values showed significant differences at a depth of 10–20 cm in July. Under conservation tillage, significant differences between different depths were found for AC in the March samples and for AC, WSC and MBC in the July samples (Table 2).

### 3.2. Enzymatic activities in long- and short-term trials

In the March samples during the long-term trial, no significant differences in enzymatic activities values were found between treatments, although in some cases the highest enzymatic activities were observed in soils under CT at 0–5 and 5–10 cm depths. In the July samples, significant differences were observed in DHA and  $\beta$ -glucosidase values between treatments at 0–5 cm depth (Table 3), with the highest values in soils under CT. Significant differences among the different depths were observed only for  $\beta$ -glucosidase activity in both soil management systems in March, while DHA and  $\beta$ -glucosidase activity showed significant differences between the different soil depths in soils under CT in the July samples (Table 3).

In the short-term, DphOx values were higher in soils under TT than in soils under CT in March and July samples (Table 4), but not at long-term. In July, DHA and  $\beta$ -glucosidase values showed significant differences between treatments (CT and TT) at 5–10 and 10–20 cm depth, showing the highest values in soils under TT (Table 4). In both sampling periods, significant differences among different depths were observed only for DHA values in both treatments and in DphOx values under TT (Table 4).

In the most of cases, we observed a decrease in the studied properties as depth increased (0–5 cm layer with respect to 10–20 cm layer) in both trials (long- and short-term) and in both treatments (TT and CT) (Tables 1–4), with the exception of DphOx which values tended to be higher in lower layers than in upper layers (Tables 3 and 4).

**Table 1**

Mean values  $\pm$  standard errors of total organic carbon (TOC), active carbon (AC), water soluble carbon (WSC) and microbial biomass carbon (MBC) in soil under traditional tillage (TT) and conservation tillage (CT) in the long-term experiment. Results of a one-way analysis of variance for each soil property ( $^*p < 0.05$ ) at the different depths are also included.

	Treatment	Depth (cm)			F(2, 24)	<sup>a</sup> p value
		0–5	5–10	10–20		
<b>March 2008</b>						
TOC (g kg <sup>-1</sup> )	TT	9.84 $\pm$ 0.97	9.03 $\pm$ 1.00	8.23 $\pm$ 1.60	0.43	0.66
	CT	10.8 $\pm$ 0.78	8.87 $\pm$ 0.30	8.65 $\pm$ 0.70	3.70	0.06
AC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	780 $\pm$ 49.5	694 $\pm$ 0.90	695 $\pm$ 1.47	3.02	0.09
	CT	1680 $\pm$ 205	1039 $\pm$ 19.0	693 $\pm$ 3.10	9.54	0.006 <sup>a</sup>
WSC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	60.4 $\pm$ 5.20	50.7 $\pm$ 1.60	42.4 $\pm$ 0.01	8.24	0.01 <sup>a</sup>
	CT	82.9 $\pm$ 24.0	65.6 $\pm$ 8.15	46.6 $\pm$ 3.20	1.51	0.27
MBC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	814 $\pm$ 41.7	806 $\pm$ 40.0	780 $\pm$ 53.40	0.15	0.86
	CT	1058 $\pm$ 32.2	978 $\pm$ 52.5	879 $\pm$ 25.1	5.44	0.03 <sup>a</sup>
<b>July 2008</b>						
TOC (g kg <sup>-1</sup> )	TT	9.30 $\pm$ 0.56	9.26 $\pm$ 0.35	8.08 $\pm$ 0.91	1.12	0.38
	CT	12.7 $\pm$ 0.49	9.35 $\pm$ 0.26	7.62 $\pm$ 0.30	50.48	0.00 <sup>a</sup>
AC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	700 $\pm$ 3.17	702 $\pm$ 2.07	698 $\pm$ 3.60	0.37	0.70
	CT	1380 $\pm$ 2.40	704 $\pm$ 1.20	694 $\pm$ 2.07	40192	0.00 <sup>a</sup>
WSC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	72.4 $\pm$ 3.70	61 $\pm$ 3.60	52.7 $\pm$ 5.30	5.34	0.04 <sup>a</sup>
	CT	147 $\pm$ 31.6	70.1 $\pm$ 7.80	53.7 $\pm$ 4.00	6.88	0.03 <sup>a</sup>
MBC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	406 $\pm$ 27.0	387 $\pm$ 41.4	325 $\pm$ 36.8	1.42	0.31
	CT	654 $\pm$ 40.0	405 $\pm$ 16.8	283 $\pm$ 19.6	47.6	0.00 <sup>a</sup>

Differences between treatments are indicated by (<sup>a</sup>) ( $p < 0.05$ ).

**Table 2**

Mean values  $\pm$  standard errors of total organic carbon (TOC), active carbon (AC), water soluble carbon (WSC) and microbial biomass carbon (MBC) in soil under traditional tillage (TT) and conservation tillage (CT) in the short-term experiment. Results of a one-way analysis of variance for each soil property ( $^*p < 0.05$ ) at the different depths are also included.

	Treatment	Depth (cm)			F(2, 24)	$^*p$ value
		0–5	5–10	10–20		
<b>March 2008</b>						
TOC (g kg <sup>-1</sup> )	TT	9.4 $\pm$ 0.78	9.6 $\pm$ 0.33	9.22 $\pm$ 0.45	1.93	0.20
	CT	9.98 $\pm$ 0.50	9.54 $\pm$ 1.50	9.53 $\pm$ 0.20	0.07	0.92
AC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	705 $\pm$ 2.70	692 $\pm$ 7.80	644 $\pm$ 37.0	2.12	0.17
	CT	1368 <sup>*</sup> $\pm$ 2.90	700 $\pm$ 1.04	696 $\pm$ 0.90	42638	0.00 <sup>a</sup>
WSC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	56.9 $\pm$ 2.11	56.3 $\pm$ 3.31	51.06 $\pm$ 0.95	1.90	0.20
	CT	81.1 $\pm$ 11.2	62.6 $\pm$ 7.55	56.8 $\pm$ 1.38	2.61	0.13
MBC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	354 $\pm$ 148	156 $\pm$ 52.2	127 $\pm$ 29.5	1.78	0.22
	CT	791 $\pm$ 215	790 $\pm$ 252	550 $\pm$ 241	0.34	0.72
<b>July 2008</b>						
TOC (g kg <sup>-1</sup> )	TT	9.49 $\pm$ 0.60	9.22 $\pm$ 0.18	9.32 <sup>*</sup> $\pm$ 0.26	0.13	0.88
	CT	9.46 $\pm$ 0.58	8.10 $\pm$ 0.38	7.72 $\pm$ 0.39	3.91	0.08
AC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	704 $\pm$ 1.20	704 $\pm$ 1.20	702 $\pm$ 2.10	0.80	0.49
	CT	1360 <sup>*</sup> $\pm$ 4.10	696 $\pm$ 2.40	692 $\pm$ 3.20	13417	0.00 <sup>a</sup>
WSC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	77.2 $\pm$ 5.60	58.0 $\pm$ 2.40	58.5 $\pm$ 0.90	9.43	0.01 <sup>a</sup>
	CT	83.1 $\pm$ 2.20	62.8 $\pm$ 6.60	50.8 $\pm$ 3.50	13.15	0.006 <sup>a</sup>
MBC (mg kg <sup>-1</sup> )	TT	472 $\pm$ 53.0	363 $\pm$ 13.6	362 $\pm$ 13.0	1.56	0.28
	CT	509 $\pm$ 23.8	360 $\pm$ 52.0	291 $\pm$ 18.6	10.3	0.01 <sup>a</sup>

Differences between treatments are indicated by (\*) ( $p < 0.05$ ).

**Table 3**

Mean values  $\pm$  standard errors of enzymatic activities (dehydrogenase, diphenol oxidase,  $\beta$ -glucosidase), in soil under traditional tillage (TT) and conservation tillage (CT) in the long-term experiment. Results of a one-way analysis of variance for each soil property ( $^*p < 0.05$ ) at the different depths are also included.

	Treatment	Depth (cm)			F(2, 24)	$^*p$ value
		0–5	5–10	10–20		
<b>March 2008</b>						
DHA	TT	1.16 $\pm$ 0.31	0.66 $\pm$ 0.20	0.49 $\pm$ 0.18	2.12	0.17
	CT	1.15 $\pm$ 0.39	0.72 $\pm$ 0.20	0.26 $\pm$ 0.20	2.50	0.14
DphOx	TT	1.64 $\pm$ 0.03	1.82 $\pm$ 0.03	1.87 $\pm$ 0.15	1.79	0.22
	CT	2.53 $\pm$ 0.37	2.31 $\pm$ 0.34	1.75 $\pm$ 0.02	1.85	0.21
$\beta$ -Glu	TT	140 $\pm$ 18.8	84.2 $\pm$ 11.0	55.6 $\pm$ 11.0	4.94	0.04 <sup>a</sup>
	CT	169 $\pm$ 19.5	108 $\pm$ 13.0	98.8 <sup>*</sup> $\pm$ 4.70	13.5	0.002 <sup>a</sup>
<b>July 2008</b>						
DHA	TT	2.41 $\pm$ 0.43	1.79 $\pm$ 0.41	1.24 $\pm$ 0.46	1.78	0.24
	CT	4.32 <sup>*</sup> $\pm$ 0.19	1.35 $\pm$ 0.15	0.43 $\pm$ 0.29	82.2	0.00 <sup>a</sup>
DphOx	TT	1.33 $\pm$ 0.04	1.43 $\pm$ 0.48	1.41 $\pm$ 0.04	1.45	0.30
	CT	1.55 $\pm$ 0.09	1.39 $\pm$ 0.03	1.61 $\pm$ 0.13	1.44	0.31
$\beta$ -Glu	TT	122 $\pm$ 24.6	115 $\pm$ 19.0	84 $\pm$ 18.60	0.92	0.44
	CT	236 <sup>*</sup> $\pm$ 20.5	136 $\pm$ 27.0	66 $\pm$ 16.4	15.2	0.004 <sup>a</sup>

DHA: dehydrogenase activity (mgTPF dwt kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>); DphOx: diphenol oxidase (mg cathecol 10 min<sup>-1</sup>g<sup>-1</sup> dwt);  $\beta$ -Glu:  $\beta$ -glucosidase activity (mg p-nitrophenol kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>).

Differences between treatments are indicated by (\*) ( $p < 0.05$ ).

### 3.3. Correlation coefficients among soil properties and stratification ratio values to long- and short-term

In the long-term trial,  $\beta$ -glucosidase and DHA were highly correlated with AC, WSC and TOC contents ( $r$  from 0.338 to 0.751,  $p \leq 0.01$ ), as well as with each other ( $r = 0.751$ ,  $p \leq 0.01$ ). DphOx was found to be positively correlated with only AC ( $r = 0.348$ ,  $p < 0.05$ ) and MBC ( $r = 0.624$ ,  $p < 0.01$ ). In the short-term trial, lower correlations were found between both TOC and MBC and others properties, while AC and WSC contents were positively correlated with  $\beta$ -glucosidase and DHA activities. DphOx showed a negative correlation with AC, WSC and  $\beta$ -glucosidase and DHA (Table 5).

In general, stratification ratio values of the studied variables were greater in CT than in TT in both trials, although the differences were not always significant (Fig. 1). Only AC content showed significant differences in all trials (long- and short-term) and in both sampling periods (Fig. 1).

## 4. Discussion

The climatic conditions in southern Spain (mild winters, warm springs and high temperatures during summer) are the limiting factor for the accumulation of organic carbon in the top layer of soil. However, CT may mitigate TOC losses due to an increase in C inputs through crop residues left on the soil surface.

The increase in TOC under CT in the long-term has been observed by other researches (De la Horra et al., 2003; Madejón et al., 2007; Melero et al., 2008b). To short-term studies, several authors have found an increase of TOC in the top layer when using NT in the first three years of transition from TT to NT (McCarty et al., 1998; Muñoz et al., 2007). However, Liang et al. (2007) reported that in the short-term (three years), NT tended to stratify TOC, but did not lead to a significant increase in TOC in topsoil (0–5 cm) as compared to TT. Franzluebbers and Arshad (1996) also noted little or no detectable increase in TOC content during the first two to five years, but a significant increase often occurred five to

Table 4

Mean values  $\pm$  standard errors of enzymatic activities (dehydrogenase, diphenol oxidase,  $\beta$ -glucosidase), in soil under traditional tillage (TT) and conservation tillage (CT) in the short-term experiment. Results of a one-way analysis of variance for each soil property ( $p < 0.05$ ) at the different depths are also included.

	Treatment	Depth (cm)			F(2, 24)	*p value
		0–5	5–10	10–20		
<b>March 2008</b>						
DHA	TT	1.16 $\pm$ 0.30	0.46 $\pm$ 0.20	0.22 $\pm$ 0.10	5.07	0.03 <sup>a</sup>
	CT	1.43 $\pm$ 0.55	0.40 $\pm$ 0.14	0.09 $\pm$ 0.04	4.55	0.04 <sup>a</sup>
DphOx	TT	1.97 <sup>†</sup> $\pm$ 0.07	2.04 $\pm$ 0.04	2.26 <sup>†</sup> $\pm$ 0.07	5.64	0.02 <sup>a</sup>
	CT	1.73 $\pm$ 0.05	2.00 $\pm$ 0.10	1.98 $\pm$ 0.06	4.05	0.05
$\beta$ -Glu	TT	97.2 $\pm$ 5.60	71.6 $\pm$ 9.70	48.2 $\pm$ 8.40	9.15	0.007 <sup>a</sup>
	CT	103 $\pm$ 12.4	50.1 $\pm$ 7.36	36.5 $\pm$ 3.90	16.7	0.001 <sup>a</sup>
<b>July 2008</b>						
DHA	TT	2.17 $\pm$ 0.26	1.42 <sup>†</sup> $\pm$ 0.10	1.29 <sup>†</sup> $\pm$ 0.13	6.88	0.03 <sup>a</sup>
	CT	2.36 $\pm$ 0.28	0.86 $\pm$ 0.10	0.36 $\pm$ 0.10	32.6	0.001 <sup>a</sup>
DphOx	TT	1.74 <sup>†</sup> $\pm$ 0.05	1.79 $\pm$ 0.02	1.94 $\pm$ 0.04	6.52	0.03 <sup>a</sup>
	CT	1.50 $\pm$ 0.01	1.62 $\pm$ 0.22	1.76 $\pm$ 0.23	0.53	0.61
$\beta$ -Glu	TT	81.6 $\pm$ 4.60	83.7 <sup>†</sup> $\pm$ 3.50	85.3 <sup>†</sup> $\pm$ 6.20	0.143	0.87
	CT	106 $\pm$ 11.0	55.2 $\pm$ 4.80	40.2 $\pm$ 2.80	23.5	0.001 <sup>a</sup>

DHA: dehydrogenase activity (mg TPF dwt kg<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>); DphOx: diphenol oxidase (mg catechol 10 min<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup> dwt);  $\beta$ -Glu:  $\beta$ -glucosidase activity (mg p-nitrophenol kg<sup>-1</sup> dwt h<sup>-1</sup>).

Differences between treatments are indicated by (\*) ( $p < 0.05$ ).

ten years after converting from TT to CT. In our experiments, we recorded an increase in TOC in the soil upper layer (0–5 cm depth) only under CT (compared to TT) in the long-term trial (1.1-fold in March and 1.4-fold in July). These increases were not found in the short-term trial. In the long-term, a slightly recuperation in the TOC content has been reported for TT treatment by Murillo et al. (2006) after the straw burning was suppressed in 2003. The highest accumulation of crop residues in the soil occurred under CT could be because poor residue-soil contact reduces the decomposition of structural plant constituents through delayed colonisation by microorganisms degrading cellulose and hemicellulose (Roldán et al., 2005). In general, these results suggest that CT is an effective soil management technique for increasing sequestration of soil C, especially in the long-term.

Monitoring soil properties is a key point for the technical changes implied by conservation tillage, since farmers have to

adapt their practices to the new states of the new system. This requires the development of indicators characterizing this system; these indicators cannot be the same ones used in conventional agriculture. Suitable indicators of conservation tillage are required (Murillo et al., 2006). In our case, AC was the only soil property that showed a significant increase in the topsoil in both trials, with a significantly greater stratification ratio under conservation tillage than under traditional tillage. The AC variable also showed a better correlation with the other studied variables (Table 5).

Thus, this study shows that under our experimental conditions, AC content is the most sensitive and reliable indicator for assessing the impact of different soil management techniques on soil quality for both the short- and long-term. Oyonarte et al. (2007) also proposed AC as a good indicator of the organic fraction in environmental monitoring programmes for arid environments. AC determination (Weil et al., 2003) is a relatively simple and promising method that could be adopted by soil test laboratories for use in routine soil analyses.

Microbial biomass may also represent a useful indicator of tillage-induced changes (Álvarez and Álvarez, 2000). The distribution of MBC may be related to the placement of crop residues. Álvarez et al. (1995) observed marked stratification in total soil microbial biomass and activity as a consequence of the application of NT to previously tilled soils in long-term experiments. Álvarez and Álvarez (2000) reported that total microbial biomass did not reflected the changes in the management of residues at 0–5 cm depth in the first crop cycle after implementing NT; therefore, total microbial biomass does not seem to be an early indicator of changes across soil management techniques. In contrast, Gupta et al. (1994) found higher values of microbial biomass in the first 5 cm of the soil profile under NT than under TT after one year of conservation management. Our results showed statistically more MBC in the upper layer (0–5 cm depth) in soils under CT in the long-term trial, whereas the reported results in the short-term trial were not significantly different between TT and CT as those obtained by Álvarez and Álvarez (2000).

In general, in both trials (short- and long-term), enzymatic activities (DHA and  $\beta$ -glucosidase) were found to be higher under CT than under TT. The same results have been observed by several other authors (Eivazi et al., 2003; De la Horra et al., 2003; Roldán et al., 2005). Eivazi et al. (2003) reported that changes in the enzyme activities in the profiles of tilled and no tilled plots may be a consequence of the large relative changes in the populations of aerobic and facultative anaerobic microorganisms. These changes

Table 5

Correlation coefficients between the different variables in the long-term and short-term experiments.

Long-term experiment							
	TOC	AC	WSC	MBC	DHA	DphOx	$\beta$ -Glu
TOC	–	0.540 <sup>**</sup>	0.539 <sup>**</sup>	0.233	0.568 <sup>**</sup>	0.056	0.648 <sup>**</sup>
AC		–	0.625 <sup>**</sup>	0.475 <sup>**</sup>	0.338 <sup>*</sup>	0.348 <sup>*</sup>	0.648 <sup>**</sup>
WSC			–	0.024	0.677 <sup>**</sup>	–0.147	0.751 <sup>**</sup>
MBC				–	–0.182	0.624 <sup>**</sup>	0.152
DHA					–	–0.241	0.751 <sup>**</sup>
DphOx						–	–0.039
$\beta$ -Glu							–
Short-term experiment							
	TOC	AC	WSC	MBC	DHA	DphOx	$\beta$ -Glu
TOC	–	0.149	0.065	0.148	–0.023	0.271	0.169
AC		–	0.649 <sup>**</sup>	–0.068	0.495 <sup>**</sup>	–0.469 <sup>**</sup>	0.565 <sup>**</sup>
WSC			–	–0.190	0.481	–0.343 <sup>*</sup>	0.414 <sup>*</sup>
MBC				–	–0.180	0.301	0.168
DHA					–	–0.499 <sup>*</sup>	0.744 <sup>**</sup>
DphOx						–	–0.349 <sup>*</sup>
$\beta$ -Glu							–

n = 108.

TOC: total organic carbon; AC: active carbon; WSC: water soluble carbon; MBC: microbial biomass carbon; DHA: dehydrogenase activity; DphOx: diphenol oxidase activity;  $\beta$ -Glu: glucosidase activity.

<sup>\*\*</sup> Correlation is significant at the 0.01 level.

<sup>\*</sup> Correlation is significant at the 0.05 level.

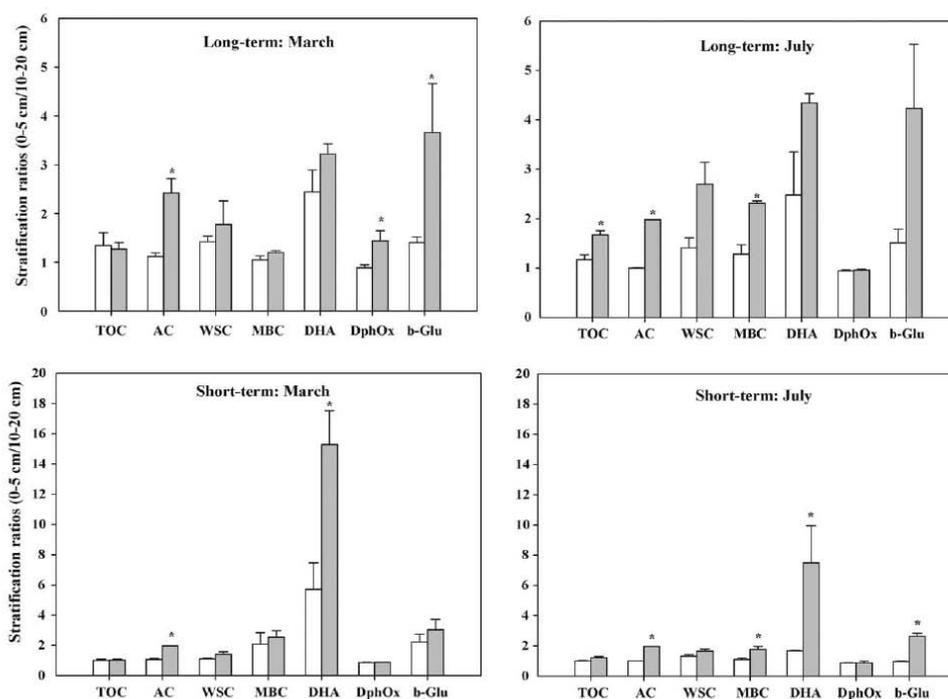


Fig. 1. Stratification ratio values (0–5 cm/10–20 cm) for: total organic carbon (TOC), active carbon (AC), water soluble carbon (WSC), microbial biomass carbon (MBC), and soil enzymatic activities (DHA: dehydrogenase activity; DphOx: diphenol oxidase activity; Glu:  $\beta$ -glucosidase activity) under traditional tillage (TT) (white bars) and conservation tillage (CT) (grey bars). Mean values  $\pm$  standard errors. Significant difference between treatments is indicated with asterisk (\*) ( $p < 0.05$ ).

may be due to the fact that the biochemical environments of no-tilled soils are less oxidative than those of soils under TT.

Moreover, the long-term effects of crop rotation could also have a positive influence on the accumulation of organic matter in the upper layers in both tillage systems, especially CT due to crop residues left on the surface (Magdoff and Weil, 2004). The crop rotation effects (different exudates, organic components from root systems and crop residues) also influence microbial activity (Balota et al., 2004). The high concentration of residue and roots of previous crops in the surface soil under CT can affect microbial activity. One of the benefits derived from CT may occur due to the "rhizosphere effect", which probably contributes significantly to higher enzyme activity than TT (Balota et al., 2004).

In both short- and long-term trials,  $\beta$ -glucosidase was the soil enzymatic activity with more pronounced statistical differences between depths under CT in both sampling periods. The same finding has been observed by other authors as well (De la Horra et al., 2003). This can be associated with a decrease in the easily decomposable organic C contents (grass roots and top material) with depth under CT. The accumulation of organic carbon in the surface of soils, as well as a greater accumulation of inorganic nutrients under no tillage, tends to increase enzyme activities, especially  $\beta$ -glucosidase (De la Horra et al., 2003). This can be due to the fact that  $\beta$ -glucosidase is closely involved in the C cycle and is related to the composition, transformation and recycling of soil organic matter. In contrast, greater DphOx values were found at deeper layers, which may be related to a greater proportion of less

available, humified soil organic matter present in deeper soil layers (Haynes, 1999). The *o*-diphenol oxidase is an oxidoreductase that catalyses the oxidation of phenolic compounds to quinines, participates in the formation of humic acids, and is an important measure of the microflora capacity to degrade recalcitrant organics (Perucci et al., 2000). In general, few differences were found in DphOx activity between tillage systems, which seems to indicate that DphOx is a poor indicator for soil quality in our experimental conditions.

Some studies have found that seasonal changes affect soil microbial communities in agroecosystems (Schloter et al., 2003). In general, we observed greater MBC contents in the March sampling than in the July sampling in both long- and short-term trials, while DHA values showed the opposite trend. Schloter et al. (2003) found that the amount of microbial biomass in summer was reduced, which was closely related to the low water content and the high temperature in the topsoil. In addition, the DHA content was higher in July than in March, which could be related to seasonal stress that strengthened the defence mechanisms of the micro-organism populations by increasing their activity (Gianfreda and Bollag, 1996). This shows the importance of taking into account the seasonal variation of biochemical parameters when these are used as indicators of soil responses to specific treatments. However, AC and WSC,  $\beta$ -glu parameters did not showed a seasonal pattern; it could be related to input of available carbon sources, in both sampling periods (growing period and harvest), through root exudates and root and crop residues left in the soil after harvest (Feng et al., 2003).

## 5. Conclusion

In our study, long-term conservation tillage slightly increases the storage of organic matter and improves biological properties, especially at 0–5 cm depth. In both short- and long-term trials, active carbon content was the best soil indicator of changes by different soil tillage system, showing a significant increase under conservation tillage. Therefore AC could be utilised as a sensitive and early indicator for assessing the differences between different soil tillage managements on soil quality.

## Acknowledgements

Authors want to thank to Commission Interministerial de Ciencia y Tecnología (CICYT) through project (AGL2005-2423), which allowed this work to be carried out. S. Melero thanks to CSIC for her contract through program "JAE-Doc" and R. López-Garrido thanks to Science and Technology Ministry for funding her grant.

## References

- Al-Kaisi, M.M., Yin, X.H., Licht, M.A., 2005. Soil carbon and nitrogen changes as influenced by tillage and cropping systems in some low soils. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 635–647.
- Álvarez, R., Díaz, R.A., Barbero, N., Santanoglia, O.J., Blotta, L., 1995. Soil organic carbon, microbial biomass and C–CO<sub>2</sub> production from three tillage systems. *Soil Till. Res.* 33, 17–28.
- Álvarez, C.R., Álvarez, R., 2000. Short-term effects of tillage systems on active soil microbial biomass. *Biol. Fertil. Soils* 31, 157–161.
- Balota, E.L., Kanashiro, M., Filho, A.C., Andrade, D.S., Dick, R.P., 2004. Soil enzyme activities under long-term tillage and crop rotation systems in subtropical agro-ecosystems. *Braz. J. Microbiol.* 35, 300–306.
- Cox, L., Calderón, M.J., Hermosín, M.C., Cornejo, J., 1999. Leaching of clopyralid and metoltrifon under conventional and reduced tillage systems. *J. Environ. Qual.* 28, 605–610.
- De la Horra, A.M., Conti, M.E., Palma, R.M., 2003. β-Glucosidase and proteases activities as affected by long-term management practices in a Typic Argudoll soil. *Comm. Soil. Sci. Plant Anal.* 34, 2395–2404.
- Eivazi, F., Tabatabai, M.A., 1988. Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biol. Biochem.* 20, 601–606.
- Eivazi, F., Bayan, M.R., Schmidt, K., 2003. Select soil enzyme activities in the historic sanborn field as affected by long-term cropping systems. *Comm. Soil. Sci. Plant Anal.* 34, 2259–2275.
- Feng, Y., Motta, A.C., Reeves, D.W., Burmester, C.H., Van Santen, E., Osborne, J.A., 2003. Soil microbial communities under conventional-till and no-till continuous cotton systems. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1693–1703.
- Franzluebbers, A.J., Arshad, M.A., 1996. Soil organic matter pools during early adoption of conservation tillage in northwestern Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 1422–1427.
- Franzluebbers, A.J., 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil Till. Res.* 66, 95–106.
- Gajri, P.R., Arora, V.K., Prihar, S.S., 2002. Tillage for Sustainable Cropping. International Book Distributing Co., Lucknow, India, 195 pp.
- Gianfreda, L., Bollag, J.M., 1996. Influence of natural and anthropogenic factors on enzyme activity in soil. In: Stotzky, G., Bollag, J.M. (Eds.), *Soil Biochemistry*, vol. 9. Marcel Dekker, NY, EEUU, pp. 123–193.
- Gregorich, E.G., Wen, G., Voroney, R.P., Kachanoski, R.G., 1990. Calibration of rapid direct chloroform extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 22, 1009–1011.
- Gupta, V.V.S.R., Roper, M.M., Kirkegaard, J.A., Angus, J.F., 1994. Changes in microbial biomass and organic matter levels during the first year of modified tillage and stubble management practices on a red earth. *Aust. J. Soil Res.* 32, 1339–1354.
- Haynes, R.J., 1999. Size and activity of the soil microbial biomass under grass and arable management. *Biol. Fertil. Soils* 30, 210–216.
- Haynes, R.J., Beare, M.H., 1996. Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Advances in Soil Science. Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Lewis Boca Raton, pp. 213–262.
- Liang, A.Z., Zhang, X.P., Fang, H.J., Yang, X.M., Drury, C.F., 2007. Short-term effects of tillage practices on organic carbon in a clay loam soil of Northeast China *Pedosphere* 17, 619–623.
- Madejón, E., Moreno, F., Murillo, J.M., Pelegrín, F., 2007. Soil biochemical response to long-term conservation tillage under semi-arid Mediterranean conditions. *Soil Till. Res.* 94, 346–352.
- Magdoff, F., Weil, R., 2004. Soil organic matter management strategies. In: Magdoff F., Weil, R.R. (Eds.), *Soil Organic Matter in Sustainable Agriculture*. CRC Press New York EEUU, pp. 45–65.
- McCarty, G., Wlysenko, N., Starr, J.L., 1998. Short-term changes in soil carbon and nitrogen pools during tillage management transition. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1564–1571.
- Melero, S., Madejón, E., Herencia, J.F., Ruiz, J.C., 2008a. Effect of implementing organic farming on chemical and biochemical properties of an irrigated loam soil. *Agron. J.* 100, 136–144.
- Melero, S., Vanderlinden, K., Ruiz, J.C., Madejón, E., 2008b. Long-term effect on soil biochemical status of a Vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. *Eur. J. Soil Biol.* 44, 437–442.
- Muñoz, A., López-Piñero, A., Ramírez, M., 2007. Soil quality attributes of conservation management regimes in a semi-arid region of south western Spain. *Soil Till. Res.* 95, 255–265.
- Murillo, J.M., Moreno, F., Madejón, E., Girón, I., Pelegrín, F., 2006. Improving soil surface properties: a driving force for conservation tillage under semi-arid conditions. *Span. J. Agric. Res.* 4, 97–104.
- Nachtergaele, F.O.F., Van Lynden, G.W.J., Batjes, N.H., 2002. Soil and terrain databases and their applications with special reference to physical soil degradation and soil vulnerability to pollution in Central and Eastern Europe. *Sustain. Land Manage.-Environ. Protection* 35, 45–55.
- Oyonarte, C., Mingorance, M.D., Durante, P., Piñero, G., Barahona, E., 2007. Indicators of change in the organic matter in arid soils. *Sci. Total Environ.* 378, 133–137.
- Paustian, K., Collins, H.P., Paul, E.A., 1997. Management controls in soil carbon. In: Paul, E.A., Paustian, K., Elliott, E.T., Cole, C.V. (Eds.), *Soil Organic Matter in Temperate Ecosystems: Long Term Experiments in North America*. CRC Press Boca Raton, EEUU, pp. 15–49.
- Perucci, P., Casucci, C., Dumonet, D., 2000. An improved method to evaluate O-diphenol oxidase activity of soil. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1927–1933.
- Plaster, E.J., 1992. *Soil Science & Management*. Delmar Publishers Inc., New York 514 pp.
- Roldán, A., Salinas-García, J.R., Alguacil, M.M., Caravaca, F., 2005. Changes in soil enzyme activity, fertility, aggregation and C sequestration mediated by conservation tillage practices and water regime in a maize field. *Appl. Soil Ecol.* 30, 11–20.
- Schlöter, M., Bach, H.J., Metz, S., Sehy, U., Münich, J.C., 2003. Influence of precision farming on the microbial community structure and functions in nitrogen turnover. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 295–304.
- Soil Survey Staff, 1999. *Soil Taxonomy*, 2nd ed. USDA Ag. HBK, 437, Washington.
- Trevors, J.T., 1984. Dehydrogenase activity in soil: a comparison between the INT and TTC assay. *Soil Biol. Biochem.* 16, 673–674.
- Walkley, A., Black, J.A., 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37, 29–38.
- Weil, R.R., Islam, K.R., Stine, M.A., Gruver, J.B., Samson-Liebig, S.E., 2003. Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. *Am. J. Altern. Agric.* 18, 3–17.
- West, T.O., Post, W.M., 2002. Soil organic carbon sequestration rates for crops with reduced tillage and enhanced rotation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 1930–1946.

