

UNIVERSIDAD DE GRANADA

DEPARTAMENTO DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA



**PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE OLIVAR CON DIFERENTES
MANEJOS. SIMULACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO FIJADO
APLICANDO EL MODELO ROTH C**

**SOIL PROPERTIES IN OLIVE GROVES UNDER DIFFERENT
SOIL MANAGEMENT SYSTEMS. SIMULATION OF SOIL
ORGANIC CARBON STOCKS USING THE ROTH C MODEL**

Tesis doctoral

Olga M^a Nieto Cobo

Editor: Editorial de la Universidad de Granada
Autor: Olga M^a Nieto Cobo
D.L.: GR 4503-2011
ISBN: 978-84-694-5743-6



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA



UNIVERSIDAD DE GRANADA

Departamento de Edafología y Química Agrícola

PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE OLIVAR CON DIFERENTES MANEJOS. SIMULACIÓN DEL CARBONO ORGÁNICO FIJADO APLICANDO EL MODELO ROTHC

*Memoria presentada por la doctoranda Olga M^a Nieto Cobo para optar al grado de Doctor en Ciencias
Ambientales con Mención Europea por la Universidad de Granada*

Fdo. Olga M^a Nieto Cobo

V^oB^o

LOS DIRECTORES DEL TRABAJO

Fdo. Emilia Fernández Ondoño

Fdo. Juan Castro Rodríguez



Instituto de Investigación y Formación Agraria y Pesquera
CONSEJERÍA DE AGRICULTURA Y PESCA



EMILIA FERNÁNDEZ ONDOÑO, Profesora titular de la Universidad de Granada, y
JUAN CASTRO RODRÍGUEZ, Investigador titular del Instituto Andaluz de Investigación y
Formación Agraria, Pesquera, Alimentaria y de la Producción Ecológica (IFAPA), Centro
Camino de Purchil,

INFORMAN:

que el trabajo **“Propiedades de los suelos de olivar con diferentes manejos. Simulación del carbono orgánico fijado aplicando el modelo RothC”**, realizado por la licenciada doña Olga M^a Nieto Cobo bajo nuestra dirección, se considera ya finalizado y puede ser presentado para su exposición y defensa como Tesis Doctoral en la Universidad de Granada.

Granada, Mayo 2011

Fdo. Emilia Fernández Ondoño

Fdo. Juan Castro Rodríguez

Este trabajo ha sido realizado en el Grupo Gestión y Conservación de Recursos Naturales (Área de Producción Agraria) del IFAPA Centro Camino de Purchil, y en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada gracias a una Beca Predoctoral del Instituto Nacional de Investigación Agraria (INIA) para la formación de personal investigador, en el marco del Plan Nacional de Investigación Científica, Desarrollo e Innovación Tecnológica 2004-2007. Esta beca ha sido reconocida y homologada por la Universidad de Granada. La última parte de este trabajo ha sido posible gracias al Proyecto de investigación SUM2008-00003-C03 financiado por el INIA y fondos FEDER.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero dar mi mayor agradecimiento a mis directores de tesis. A Juan Castro Rodríguez por ofrecerme la oportunidad de entrar en el mundo de la investigación, por transmitirme tanta energía y empujarme siempre hasta el final de este trabajo.

A Emilia Fernández Ondoño, por su labor profesional y por su carácter humano. Gracias Emilia por estar siempre disponible, por confiar tanto en mí (más incluso que yo misma) y encontrar una explicación a todos los problemas que me han surgido durante estos años. Sin tu ayuda, lo sabes, esta tesis no hubiera salido jamás.

De forma especial quiero agradecer a todos los miembros del Dpto. de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada. A Javier, Carlos, Juan, Manolo, Antonio, Ángel y Cayetano, por permitirme aprender un poquito de cada uno de vosotros. A don José, por tranquilizar tantas dudas en esta última etapa, y por esa cuidadosa lectura. A Paco, por su disponibilidad y sus consejos. Porque siempre has tenido "un momento" para una pregunta... y una respuesta. Paco, ¡esto está ya!

A Manoli y Yolanda, por mimarme tanto y hacerme sentir como en casa. Por vuestra ayuda en el laboratorio y con el interminable papeleo.

A Mariano e Inés, ahora en la Universidad de Almería, por iniciarme en el mundo de la edafología.

A todos los compañeros que han pasado por la acogedora sala de becarios: desde Marlon, el primero que me sugirió la posibilidad de la tesis, hasta Elena, Eva, Azahara, Ada, Laura, y en esta última etapa, Ana R., Luis, Hakime y Ale.

A mi Anita, por estar siempre a mi lado, por preocuparse por mí... y por algún que otro análisis. Gracias a todos por el maravilloso trato que he recibido durante estos años.

En el IFAPA quiero agradecer a todos los que me habéis acompañado en esta etapa. Gracias Noelia y Pipo por vuestros consejos y ánimos: vuestra puerta siempre ha estado abierta para mí. A mis compañeras Clara y Sandra; a Belén y a Elena, por compartir tantos momentos difíciles y acabar siempre a risas. A M. José y sus visitas diarias. A los muchachos del IFAPA, especialmente a Manolo Conejero y José Ramos, imprescindibles en la recogida y preparación de muestras. Gracias a los dos por haberme hecho disfrutar tanto tanto esas largas salidas al campo.

Sin duda lo mejor que me he traído del IFAPA ha sido a mi pequeña Rut. Gracias Ruti por tener siempre una enorme sonrisa para mí, por enseñarme tantas cosas y por querer cargar conmigo en los momentos difíciles.

Igualmente quiero dar las gracias a todos los agricultores que colaboran con el IFAPA, propietarios de las fincas analizadas en este trabajo, por permitirnos entrar en sus terrenos, realizar el muestreo, y en algunos casos, gestionar una pequeña parcela.

My thanks to the Institute of Biological and Environmental Sciences of the University of Aberdeen (Scotland). Special thanks to Professor Pete Smith for receiving me, and all his group: Martin, Pia, Dali, Jagadeesh and Bente, for their help with the RothC model... and the English! To Julian, for the talks and the juice in the Hub. I am very grateful to Lucy Lau, for staying with me from the first day, giving me her time even on those grey days... and continuing to be my friend. I admire you greatly. Thanks to Catrin Thomas, for the weekend outings. I mustn't forget to thank Anpu, Ajish and Josh, my family during those three long months.

A mis compañeras de piso, Rocío y Raquel, que tanto habéis sufrido mis cambios de humor. Gracias por todo el cariño y el ánimo que me habéis dado... ¡y por esas maravillosas cenas!

A María y Saioa (mis chicas blue), por su amistad y su ayuda, por regalarme una de las mejores etapas de la tesis y seguir a mi lado cada día. Sois un punto de apoyo para mí.

A Chío por ayudarme con la cartografía. Por tus palabras y tus ilustraciones. Porque siempre estás ahí. A Bea, por descubrir Granada conmigo, por tantos sueños e historias.

A Antonio Lallena, por quitarle peso a esto de la tesis y por las risas a la hora del café. Tenemos un programilla pendiente...

My thanks to Angela Tate, for teach me all the English that I know and encourage me for speak more and better.

En Priego, a mis niñas de la Trini, por recibirme siempre con un enorme abrazo (no sabéis cuánto os quiero). A Zapi, Guille, Ovalle (tantísimas horas al otro lado) y a todo el grupo de MIES, por tenerme siempre presente y cuidar tanto de mi. Hicisteis de aquel día especial algo aún más especial.

A mi familia, por toda la comprensión y el apoyo que me han mostrado. A mis padres, por acompañarme en todo momento, por su confianza, su cariño y su infinita paciencia. Me habéis dado más de lo que he podido desear. A Sergio y María, por las escapadas, las risas, las charlas y los taper llenos. A mis enanos, Alba y Rodrigo, por este primer año en mi vida. A Julia y Francisco (presente cada día), por acogerme como a otra hija... ¡qué más puedo decir!

A Jose, por encontrarme en el camino y no soltar mi mano jamás, por tirar del carro cuando yo no podía, por ser la otra mitad de nuestro "dream team". Gracias por tu ayuda en la maquetación (efectos incluidos) y por el soporte técnico 24h. No se cómo lo haces pero sigues aguantándome. Gracias, amö.

Este trabajo está dedicado a mis padres y mis abuelos, por enseñarme todo lo que no viene en los libros, por educarme rodeada de naturaleza. Sois mi ejemplo a seguir.

A todos, de corazón, mil gracias.

*A mis abuelos
y mis padres*

“As the soil goes, the civilization goes”

Dirt: The Erosion of Civilizations
David R. Montgomery

Índice de contenido

| | |
|---|-----------|
| 1. INTRODUCCIÓN | 1 |
| 1.1 Suelo y olivar | 5 |
| 1.2 Sistemas de manejo de suelo | 7 |
| 1.2.1 Laboreo | 8 |
| 1.2.2 No laboreo..... | 9 |
| 1.2.3 Cubiertas vegetales..... | 10 |
| 1.2.4 Olivar ecológico..... | 14 |
| 1.3 Estado actual del olivar | 15 |
| 1.4 El suelo | 19 |
| 1.4.1 Textura y estructura..... | 20 |
| 1.4.2 Densidad aparente..... | 22 |
| 1.4.3 Contenido en agua..... | 23 |
| 1.4.4 pH..... | 24 |
| 1.4.5 Carbonatos..... | 24 |
| 1.4.6 Capacidad de intercambio catiónico..... | 24 |
| 1.4.7 Potasio..... | 25 |
| 1.4.8 Nitrógeno..... | 26 |
| 1.4.9 Carbono orgánico..... | 27 |
| 1.4.10 Relación C/N..... | 31 |
| 1.5 Los suelos como sumidero de carbono | 32 |
| El ciclo del carbono..... | 32 |
| 1.6 Modelos de simulación del carbono orgánico del suelo | 40 |
| | |
| 2. OBJETIVOS | 45 |
| | |
| 3. FACTORES FORMADORES | 49 |
| 3.1 Geología | 51 |
| 3.2 Relieve | 56 |
| 3.3 Clima | 60 |
| 3.4 Vegetación | 65 |

| | |
|--|------------|
| 4. MATERIAL Y MÉTODOS | 71 |
| 4.1 Descripción de las áreas de estudio | 75 |
| 4.1.1 Castillo de Tajarja..... | 75 |
| 4.1.2 Matallana..... | 76 |
| 4.1.3 Dehesa El Tobazo..... | 76 |
| 4.1.4 La Torre..... | 76 |
| 4.1.5 Deifontes..... | 77 |
| 4.1.6 Salido Bajo..... | 77 |
| 4.1.7 Molino El Tercio..... | 78 |
| 4.1.8 El Empalme..... | 78 |
| 4.2 Muestreo y determinaciones de campo | 78 |
| 4.3 Análisis de laboratorio | 80 |
| 4.4 Análisis estadístico | 82 |
| 4.5 El modelo RothC | 83 |
| 4.6 Análisis cartográfico | 90 |
| | |
| 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 91 |
| 5.1 Propiedades del residuo añadido | 93 |
| 5.2 Propiedades de los suelos | 99 |
| 5.2.1 Castillo de Tajarja..... | 99 |
| 5.2.2 Matallana..... | 105 |
| 5.2.3 Dehesa El Tobazo..... | 111 |
| 5.2.4 La Torre..... | 117 |
| 5.2.5 Deifontes..... | 123 |
| 5.2.6 Salido Bajo..... | 129 |
| 5.2.7 Molino El Tercio..... | 134 |
| 5.2.8 El Empalme..... | 140 |
| 5.2.9 Diagramas de saturaciones en las componentes y centroides..... | 147 |
| 5.3 Consideraciones generales al análisis de suelos | 155 |
| 5.3.1 Carbono orgánico..... | 155 |
| 5.3.2 Factores que afectan al contenido en carbono orgánico..... | 163 |
| 5.3.3 Efecto del carbono orgánico sobre el resto de propiedades del suelo..... | 166 |
| 5.3.3.1 Estratificación del carbono orgánico | 166 |
| 5.3.3.2 Nitrógeno | 167 |

| | |
|--|------------|
| 5.3.3.3 Relación C/N..... | 169 |
| 5.3.3.4 Densidad aparente..... | 170 |
| 5.3.3.5 Potasio..... | 172 |
| 5.3.3.6 Capacidad de intercambio catiónico..... | 174 |
| 5.3.3.7 Capacidad de retención de agua | 176 |
| 5.3.3.8 pH y carbonatos | 178 |
| 5.4 Resultados y consideraciones generales del modelo RothC..... | 180 |
| 5.4.1 Vegetación nativa | 180 |
| 5.4.2 Olivar en equilibrio: laboreo y no laboreo con suelo desnudo | 183 |
| 5.4.3 Cambio de uso del suelo: de vegetación nativa a olivar labrado | 190 |
| 5.4.4 Cambio de manejo del suelo: de olivar labrado a cubierta vegetal | 194 |
| 5.4.5 Balance de carbono | 206 |
| 6. CONCLUSIONES | 215 |
| 7. EXTENDED ABSTRACT | 219 |
| 8. CONCLUSIONS | 231 |
| 9. BIBLIOGRAFÍA | 235 |

INTRODUCCIÓN

A decorative laurel wreath with green leaves and small purple berries, positioned horizontally below the title.

1. INTRODUCCIÓN

El olivo cultivado (*Olea europaea L.*) procede del acebuche (*Olea europaea* var. *sylvestris*), familia Oleáceas, orden Lamiales. La cuidada selección que se ha realizado de forma ancestral de los individuos silvestres más sobresalientes en cuanto a su productividad a dado lugar al olivo tal y como lo conocemos hoy día. Existe un gran número de variedades, la mayoría muy antiguas, que se encuentran perfectamente adaptadas a su lugar de origen.

El olivo es originario de la zona comprendida entre el sur del Cáucaso, la altiplanicie de Irán y la costa mediterránea de Siria y Palestina. Las primeras referencias documentales corresponden a unas tablillas halladas en Siria que se remontan al 3000 a.C. donde se menciona una alta producción de aceite de oliva. A pesar de que no se ha establecido claramente dónde comenzó a cultivarse, los restos fósiles hallados a lo largo del tiempo lo sitúan en los orígenes de las principales culturas mediterráneas de la antigüedad: asirios, egipcios, fenicios y griegos. Las relaciones comerciales que se establecieron en el Mediterráneo contribuyeron a su expansión, alcanzando las fértiles tierras de la bética. Los primeros olivos de la Península Ibérica fueron cultivados en la zona del Guadalquivir gracias a las importantes relaciones que los fenicios mantenían con los puertos de Cádiz y Sevilla. A partir de aquí, se fue extendiendo por el resto de la península, ocupando gran parte de su superficie.

Su desarrollo es variable dependiendo de la variedad y del medio en el que se encuentre, pudiendo alcanzar más de 10 metros de altura. Un ejemplar adulto presenta un sistema radical fasciculado muy potente, de profundidad y extensión variable según las condiciones agronómicas y edáficas en las que se cultiva. Horizontalmente posee una proyección entre 2 y 3 veces el radio de la copa, concentrando la mayor densidad de raíces en la zona más superficial del suelo. No obstante, puede explorar grandes profundidades en situaciones de falta de agua. En olivares de regadío, las raíces cambian su distribución y su anatomía, concentrándose de forma preferentemente en las proximidades de los goteros (Fernández y Moreno, 1999). Aunque varía con la edad del árbol, los olivos jóvenes localizan el 26% de la biomasa en las raíces, mientras que en la parte aérea se localiza aproximadamente el 48% en madera, el 20% en ramas y el 32% en hojas (Mariscal et al., 2000; Villalobos et al., 2006).

En la actualidad, el olivo ocupa a nivel mundial una superficie aproximada de 10 millones de hectáreas en las que se cultivan 1 billón de olivos. Tan sólo en la cuenca mediterránea se concentra más del 95% de las plantaciones; en concreto, España, Túnez, Italia, Grecia y Turquía encabezan la lista de países con mayores superficies dedicadas a olivar (Civantos, 2004). Este área se ha caracterizado desde hace milenios por una actividad agraria que ha transformado de modo acusado y casi continuo el paisaje y la organización del territorio, a la vez que se iban desarrollando modelos económicos, sociales y culturales específicos en torno a ellos.

El olivo es una de las plantas mejor adaptadas al clima mediterráneo, que se caracteriza por veranos cálidos y secos, lluvias concentradas en las estaciones intermedias (primavera y otoño) e inviernos templados aunque con frecuentes periodos de heladas. En estas condiciones puede entrar en estado de reposo haciéndose resistente a temperaturas ligeramente inferiores a 0 °C (Navarro y Parra, 2004). Asimismo es bien conocida su resistencia frente a periodos de sequía (Fernández y Moreno, 1999; Bacelar et al., 2007; Sofo et al., 2007). En cuanto al sustrato sobre el que se desarrolla, puede presentarse en suelos de aptitudes muy diversas, aunque inicialmente ha ocupado terrenos marginales y poco adecuados para otros cultivos (Pastor, 1991). De hecho, muchos olivares se encuentran en parcelas con altas pendientes y suelos con restricciones en cuanto a la explotación. No obstante, la productividad y rentabilidad del cultivo puede verse limitada por numerosos factores, especialmente los relacionados con el clima y el suelo (Navarro y Parra, 2004).

En España es uno de los cultivos más importantes en cuanto a extensión y en los últimos años se ha intensificado el ritmo de nuevas plantaciones. Las últimas estadísticas del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM, 2009) señalan la superficie del olivar en España en 2 millones y medio de hectáreas, el 15% de la superficie cultivada. Anualmente se produce más de 1 millón de toneladas de aceite de oliva virgen del cual se exporta el 58% al resto del mundo. España cuenta con olivares repartidos por casi todo el territorio nacional. De todas las Comunidades Autónomas, Andalucía ocupa el primer puesto en cuanto a superficie dedicada a olivar, con 1 millón y medio de hectáreas cultivadas. Sólo las provincias de Jaén, Córdoba, Sevilla, Granada y Málaga (Figura 1.1) producen más del 80% de la aceituna de mesa y del aceite de oliva nacional (MARM, 2009).

En Andalucía, el olivar no sólo es un cultivo de fuerte impacto económico, sino también social y medioambiental, es el paisaje y el medio en que se desenvuelve la vida de sus habitantes. La recolección concentra la demanda de mano de obra durante el periodo invernal y se estima que representa globalmente más de 22 millones de jornales por año. Además aporta el 30% del empleo agrario, del que el 46% es familiar (CAP, 2003). El manejo que se hace de él determina, además de la rentabilidad de las explotaciones, las condiciones de vida y trabajo y la calidad ambiental de esos territorios, por lo que su gestión debe conjugar producción y estabilidad a largo plazo, es decir, debe perseguir la sostenibilidad del sistema (Pajarón, 2002).

DISTRIBUCIÓN DEL OLIVAR EN ANDALUCÍA

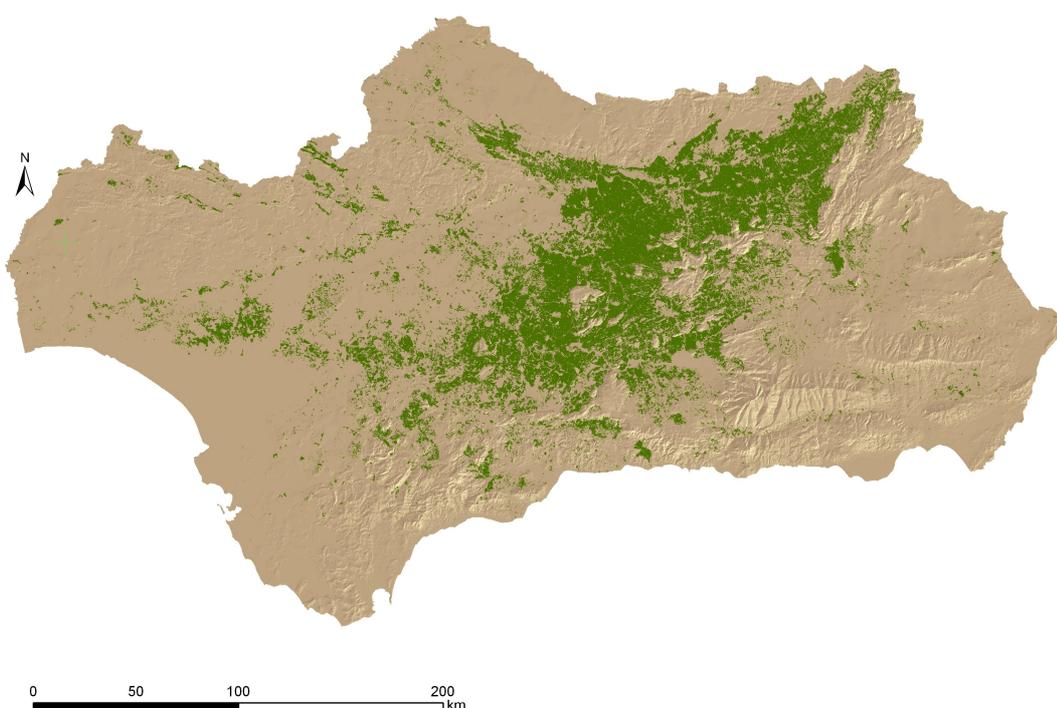


Figura 1.1. Distribución geográfica del olivar en Andalucía.

1.1 Suelo y olivar

El olivar andaluz presenta una enorme diversidad estructural, agronómica y productiva. La mayor parte de la superficie está ocupada por olivares adultos de secano con un sistema de cultivo tradicional (CAP, 2003). Su manejo está basado en una baja densidad de árboles (aproximadamente 100 árboles ha⁻¹) con dos o tres pies por olivo, control de malas hierbas

frecuentemente mediante laboreo y/o productos químicos (Saavedra y Pastor, 2002) y limitación del tamaño de copa mediante la poda para asegurar la productividad y la supervivencia de la plantación en condiciones medioambientales de limitación de lluvia (García-Ortiz et al, 2004). A principios de los años 90 el olivar comenzó a sufrir una importante renovación dando lugar a plantaciones con densidades mayores, variedades más productivas y la implantación de sistemas de riego. Actualmente en España se riega el 25% de la superficie ocupada por olivar y sigue aumentando cada año (MARM, 2008a). Esta olivicultura intensiva, encaminada a conseguir altas producciones en un periodo de tiempo muy corto, requiere importantes inversiones debido a las grandes cantidades de fertilizantes, fitosanitarios y agua que precisa, así como una mecanización total en el mantenimiento y recolección.

En muchos casos, la búsqueda de una mayor producción ajustando al máximo los costes ha generado importantes problemas en el olivar al no considerar otros posibles efectos. Beaufoy (2001) indicó tendencias hacia una degradación medioambiental en este sector como resultado de prácticas agrícolas no adecuadas, la expansión de plantaciones intensivas y el descenso en la entrada de nutrientes al sistema. Algunos de los problemas que se generan en estas situaciones son:

a) Erosión del suelo y desertificación. La erosión es uno de los problemas medioambientales más importantes del área mediterránea. Afecta de forma importante a la degradación del suelo debido al arrastre preferente de las partículas más finas y fértiles (Caravaca et al., 1999). La ausencia de vegetación en la superficie del suelo y las técnicas de labrado han generado tasas de erosión muy elevadas en olivar (Ordóñez-Fernández et al., 2007; Martínez-Mena et al., 2008; Gómez et al, 2009b). Además, las altas pendientes en las que se suele cultivar acentúan aún más este grave problema (Francia et al., 2006).

b) Sobreexplotación y contaminación aguas. La rápida expansión del riego en el sector del olivar junto con las elevadas cantidades de agua que requieren las plantaciones intensivas están contribuyendo al agotamiento de acuíferos (Beaufoy, 2001). Por su parte, el uso inadecuado de fertilizantes químicos y herbicidas puede causar contaminación de aguas bien a través de su disolución o por arrastre asociado a procesos de erosión (Saavedra y Pastor, 2002).

c) Biodiversidad. El predominio del monocultivo (eliminando manchas de vegetación natural) y el uso de herbicidas e insecticidas ha disminuido enormemente las poblaciones y diversidad de flora y fauna en el olivar.

1.2 Sistemas de manejo de suelo

La productividad del olivar está ligada a determinadas operaciones de cultivo (poda, fertilización, riego, sistemas de manejo de suelo, etc) así como a factores que dependen del diseño de la propia plantación y a las características del medio (Pastor, 1991; Aguilar et al., 1995b; Gómez et al., 1999). En este sentido, el sistema de manejo del suelo que se emplee debe ser el idóneo para cada plantación concreta atendiendo a ciertos condicionantes como:

- ecológicos: climatología, características edafológicas...
- agronómicos: tipo de plantación, densidad, marco, edad...
- económicos: costes de mantenimiento, inversión...

En los últimos años se está discutiendo mucho sobre la idoneidad de los diferentes sistemas de manejo con la finalidad de dar respuesta a los problemas de erosión y fertilidad de los suelos agrícolas. De acuerdo con Pastor (2004) el cultivo adecuado del olivar debe permitir y optimizar los siguientes aspectos:

- almacenar y conservar la mayor cantidad de agua de lluvia posible en el suelo, optimizando su aprovechamiento,
- permitir que las raíces exploren las capas superficiales, facilitando al cultivo el total aprovechamiento del suelo,
- posibilitar que la recolección y otras operaciones de cultivo se lleven a cabo con facilidad, y
- proteger el suelo de la erosión.

En la Tabla 1.1 se indican los principales sistemas de manejo de suelos empleados en el olivar recogidos en la Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE; MARM, 2008a). Cada uno de ellos está diseñado con la finalidad de alcanzar los máximos objetivos anteriormente señalados. A continuación describiremos los métodos más empleados en el olivar y sus ventajas e inconvenientes.

Tabla 1.1. Sistemas de manejo de suelos en el olivar.

| | | |
|-------------------------|---|--|
| • Suelos sin vegetación | - Laboreo | |
| | - No laboreo | |
| • Suelos cubiertos | - Cubiertas vegetales vivas | • Espontánea |
| | | • Especies sembradas (gramíneas, leguminosas...) |
| | - Cubiertas inertes (restos de poda triturados, paja, piedras...) | |
| | - Olivar ecológico | |

1.2.1 Laboreo

Los métodos de laboreo han sido ampliamente utilizados desde la antigüedad. Aperos que en un principio fueron de tracción animal han evolucionado dando lugar maquinaria más potente, aumentando la agresividad e intensificando sus efectos en el suelo. El laboreo mantiene el suelo desnudo de vegetación la mayor parte del año mediante la realización continuada de labores que afectan a los primeros 15 o 20 centímetros de profundidad. Con ello, el agricultor pretende controlar la proliferación de malas hierbas y aumentar la disponibilidad de agua para el olivo, favoreciendo la infiltración del agua de lluvia (Pastor, 1991). El número total de labores anuales depende principalmente de la pluviometría y de la presencia de malas hierbas.

El laboreo está asociado a una serie de aspectos negativos (Jarecki y Lal, 2003). El volteo del suelo favorece la pérdida de agua por evaporación, sobre todo en primavera y verano (Pastor, 2004), consiguiendo el efecto contrario al perseguido. Algunos autores como Gómez et al. (2009b) recomiendan este manejo para controlar la vegetación adventicia y mejorar la infiltración en olivares con pendientes bajas y longitudes cortas, donde las tasas de erosión son mínimas. Sin embargo, el efecto beneficioso sobre la infiltración es pasajero y tras intensas lluvias suele ser necesarios nuevos pases (Gómez et al., 1999) ya que el arado rompe los agregados destruyendo la estructura natural del suelo. Con los siguientes eventos de precipitación, las partículas más finas desagregadas sellan la superficie, formando estructuras laminares superficiales que impiden la infiltración (Pikul y Zuzel, 1994).

La destrucción de los agregados del suelo por efecto del laboreo incrementa la mineralización del carbono orgánico y favorece la respiración del suelo (Balesdent et al.,

2000; Paustian et al. 2000). De forma recíproca, la estructura tiende a desaparecer debido a la pérdida en materia orgánica, principal responsable de la misma (Six et al., 2000), por lo que se incrementan las tasas de erosión (Hernández et al., 2005; Francia et al., 2006). En olivares labrados situados en una pendiente del 30%, Francia et al. (2006) registraron tasas de erosión entre 1,0 y 10,4 Mg ha⁻¹ año⁻¹. Las pérdidas de carbono asociadas a eventos erosivos pueden alcanzar los 5,12 g ha⁻¹ en 15 meses (Martínez-Mena et al., 2008).

Otro efecto negativo del pase de aperos es la rotura de las raíces superficiales del olivo, lo que afecta a la absorción de nutrientes y agua y al crecimiento vegetativo del árbol (Pastor, 1991). Además, puede generar una suela de labor que disminuye la capacidad de infiltración de agua y contribuye a aumentar considerablemente la erosión (Aguilar et al., 1995b). El laboreo convencional también reduce la diversidad biológica del suelo y por tanto su calidad (Castro, 1993; Moreno et al., 2009).

1.2.2 No laboreo

La aparición de tecnología química a partir de los años 60 permitió el empleo de sistemas de no laboreo alternativos al laboreo tradicional. En el no laboreo, el control de malas hierbas se realiza exclusivamente mediante herbicidas, eliminando totalmente las labores. Según el momento de aplicación, los herbicidas se dividen en preemergencia, cuando se aplican antes de que las malas hierbas hayan nacido, y postemergencia, cuando se aplican sobre plantas ya instaladas (Saavedra y Pastor, 2002). Su uso (normalmente en otoño y primavera) permite que el suelo quede libre de vegetación durante todo el año.

Los beneficios obtenidos en régimen de no laboreo frente al laboreo convencional han sido señalados por numerosos autores en estudios de larga duración en Andalucía (Pastor y Guerrero, 1990; Aguilar et al., 1995b; Saavedra y Pastor, 2002). En ellos se detectó que la ausencia de labores aumentaba significativamente la producción ya que se incrementa la densidad de raíces y la fertilidad. No existe un claro consenso en el efecto que ejerce el no laboreo sobre la escorrentía. En general, este sistema reduce la erosión del suelo frente al laboreo (Pastor, 1991). No obstante, Gómez et al. (2009b) registraron valores más altos de escorrentía y sedimentos en parcelas experimentales de no laboreo frente al laboreo convencional y el uso de cubiertas vegetales. El aumento en la escorrentía se debe a la formación de una delgada costra endurecida en la superficie del suelo que puede reducir la

velocidad de infiltración de agua, favoreciendo la formación de cárcavas especialmente en las zonas de desagüe natural (Castro, 1993).

1.2.3 Cubiertas vegetales

Las cubiertas vegetales, vivas o inertes, constituyen hoy día una de las grandes apuestas agro-ambientales en el cultivo del olivar mediterráneo. Su principal objetivo es proteger el suelo de la degradación y la erosión producidas por el agua de lluvia y el viento. Permiten además controlar las malas hierbas y actuar como alternativa a las labores del suelo (Castro, 1993). Cabe destacar la función de enmienda, ya que aumenta el contenido en carbono orgánico y mejora la estructura y la fertilidad del suelo, especialmente en las capas superiores (Ordóñez et al., 2001; Castro et al., 2008; Gómez et al., 2009b; Ramos et al., 2010).

Existen varios tipos de cubierta vegetal, aunque todas se caracterizan por generar una capa de restos vegetales en superficie como resultado de su aporte continuo y, generalmente, de la ausencia de labores que mezclen el suelo. El ruedo de los olivos queda limpio para facilitar las prácticas de recolección. Las más comunes son las cubiertas vegetales vivas sembradas o espontáneas de malas hierbas. Además, en los últimos años se está extendiendo el uso de cubiertas inertes con los restos de la poda del olivo.

a) Cubierta vegetal viva

Según el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, cubierta vegetal o cultivo de cobertura es aquel que se produce entre periodos de producción regular del cultivo principal, o bien entre árboles en el caso de cultivos arbóreos, con el objetivo de proteger el suelo contra la erosión y mejorar su productividad, salud y calidad (USDA, 2009). El principal inconveniente que puede presentar la implantación de una cubierta vegetal viva radica en el control del consumo de agua y nutrientes aunque estos problemas pueden ser solventados mediante un correcto mantenimiento de la misma (Castro, 1993). Para evitar la competencia por el agua, las cubiertas se mantienen hasta que comienza la actividad vegetativa del olivo (primavera). A partir de este momento se siegan química o mecánicamente para no interferir en su desarrollo. Además, una vez eliminadas, los restos vegetales permanecen en superficie generando una capa superficial rica en materia orgánica. En el caso de utilizar herbicida, el mantenimiento de una franja viva permite la autosiembra en otoño, cubriendo

de nuevo el suelo en la época de lluvias.

Existen varias opciones a la hora de utilizar una cubierta vegetal viva. Por su origen y manejo se clasifican en:

- **cubierta vegetal espontánea:** este manejo permite el crecimiento de la vegetación natural hasta que empiece a competir por el agua con el olivo. En este momento, la plantas se eliminan mediante desbrozado mecánico (en cultivos ecológicos), químico o combinación de ambos. A pesar de ser la cubierta más utilizada en Andalucía (MARM, 2008a) resulta difícil de manejar debido a la heterogeneidad de las especies vegetales que la componen. En caso de tratarse con herbicidas selectivos, permite el desarrollo de una **cubierta vegetal seleccionada a gramíneas**. Entre las gramíneas espontáneas se encuentran especies como el ballico (*Lolium* sp.), el bromo (*Bromus* sp.) o la cebadilla (*Hordeum murinum* L.) entre otras.

- **cubierta vegetal sembrada:** consiste en sembrar una o varias especies vegetales en el centro de las calles. En algunos casos se requiere un abonado adicional (fertilización nitrogenada). Una vez establecida la cubierta, el manejo se realiza igual que en el caso anterior. Las principales especies que se siembran son gramíneas cultivadas (avena [*Avena sativa* L.], cebada [*Hordeum vulgare*, L.], o centeno [*Secale cereale* L.]), naturales (ballico, cebadilla, bromo...) o leguminosas (veza [*Vicia sativa*, L.], trébol [*Trifolium* sp.]...).

Los trabajos que han estudiado este manejo han registrado producciones hasta un 21% más altas que en laboreo convencional tras 10 años de cubierta vegetal, aunque resultaron ligeramente menores que las obtenidas en no laboreo con suelo desnudo (Pastor, 1991). También se han registrado mejoras significativas en la fertilidad y calidad del suelo, así como en la estructura, porosidad, infiltración de agua y estabilidad del suelo frente al impacto de las gotas de lluvia (Soria et al., 2005; Gómez et al., 2009b). Las cubiertas vegetales en olivar constituyen además una práctica efectiva para la fijación de carbono en el suelo (Castro et al., 2008).

Como hemos dicho, el principal problema que presentan estas cubiertas radica en su mantenimiento, ya que deben realizar su función sin competir en agua y nutrientes con el olivo. Sin embargo, cuando su manejo es adecuado, las producciones del olivo no se ven

afectadas negativamente con respecto al laboreo convencional o al no laboreo con suelo desnudo (Castro, 1993). Además, en años en los que se registran precipitaciones normales o altas, las cubiertas no muestran competencia significativa por el agua con el árbol (Hernández et al., 2005).

El uso de herbicidas para controlar las cubiertas vegetales o la germinación de plantas adventicias en el ruedo del olivo y así facilitar la recolección son operaciones muy consolidadas desde hace décadas. El control de las sustancias activas que se utilizan actualmente en España se recoge en el Registro de productos fitosanitarios (MARM), que se actualiza periódicamente. En las zonas en las que no se mantiene cubierta vegetal y bajo la copa del árbol se suelen aplicar herbicidas de acción edáfica y con un poder remanente de varios meses (terbutilazina, oxifluorfen). En la siega química de las cubiertas vegetales se opta por herbicidas totales como el glifosato.

b) Cubierta con restos de poda

Este sistema se puede utilizar de forma complementaria a las cubiertas vegetales vivas. Consiste en trocear las ramas y hojas cortadas durante la poda del olivo y repartirlas sobre la superficie del suelo generando un efecto mulching (Tian et al., 1993; Bescansa et al., 2006). El tamaño final del residuo depende de la maquinaria utilizada. Una picadora de cuchillas, por ejemplo, puede trocear la madera en fragmentos de longitud menor de 2 cm. La cantidad de poda que se produce en una determinada finca es muy variable y depende de numerosos parámetros como la densidad de plantación, edad del árbol, riego de apoyo, variedad, etc. (Pastor, 1991; García-Ortiz et al., 2004). Por lo general, una poda bianual produce grandes cantidades de ramón (pequeñas ramas y hojas) y madera, con un peso medio aproximado de 46 y 18 kg por olivo, respectivamente (García-Ortiz et al., 2004). Tradicionalmente, los restos de poda se han eliminado mediante su quema en la propia plantación. No obstante, esta práctica se está cuestionando hoy día, ya que conlleva un elevado uso de mano de obra, puede dañar los olivos cercanos al fuego y supone emisiones adicionales de CO₂ a la atmósfera. Además no se produce un reciclado de nutrientes suelo-planta-suelo, generando importantes pérdidas en el sistema. De acuerdo con la legislación vigente, la eliminación de los restos de poda debe realizarse siempre teniendo en cuenta el Decreto 247/2001, de 13 de noviembre (última modificación en el Decreto 371/2010, de 14 de septiembre), por el que se aprueba el Reglamento de Prevención y lucha contra los Incendios Forestales. Este Decreto marca

restricciones en cuanto a la fecha en la que se deber realizar la quema.

La cantidad de material procedente de la poda suele resultar insuficiente para cubrir toda la superficie de la plantación. Sin embargo, hoy día también se están empleando otra serie de residuos vegetales generados en el propio sistema. En concreto, los residuos que se originan en la recolección de la aceituna y se separan en la almazara como resultado de su limpieza pueden ser aprovechados como cubierta vegetal, ya que están formados por pequeñas ramas, tallos, hojas, trozos de frutos y fragmentos de suelo superficial. La acumulación de tierra en este tipo de residuos está asociada a la forma de recogida, cuando los frutos se dejan caer al suelo y se recogen mediante barredoras y/o sopladoras. Todos estos elementos, al llegar a la almazara, se separan de la aceituna con aire y agua y se acumulan durante meses en grandes montones, lo que favorece la descomposición del material vegetal y el enriquecimiento en carbono de la tierra. Estos residuos, generados en cantidades muy variables dependiendo de la forma de recogida predominante en cada área, son normalmente desechados y acumulados en las zonas próximas a la almazara, aunque en ocasiones se devuelven al suelo repartiéndolos de forma heterogénea en la superficie.

Son muchos los autores que señalan los beneficios asociados a la restitución al suelo de los restos de cultivo y su posible uso como enmienda orgánica ya que aumentan la calidad del suelo (Franzluebbers, 2002; Hernanz et al., 2002; Jarecki y Lal, 2005; Sofó et al., 2005; Bescansa et al., 2006; Martín-Rueda et al., 2007). El efecto más directo es el aumento en el contenido en carbono orgánico del suelo (Paustian et al., 2000; Jarecki y Lal, 2003; Chivenge et al., 2007; Hutchinson et al., 2007; Mondini et al., 2007). Los restos de cultivo acumulados en la superficie del terreno protegen el suelo frente al impacto de las gotas de agua de lluvia, disminuyendo la escorrentía y por tanto la erosión (Pikul y Zuzel, 1994; Hernanz et al., 2002). Además ayuda a reducir las pérdidas de agua por evaporación (Schomberg y Steiner, 1999; Bescansa et al., 2006).

Este manejo está siendo muy estudiado en olivar y sus ventajas frente al laboreo y no laboreo han sido demostradas por diversos autores. Ordóñez et al. (2001) señaló una mejora de las propiedades químicas y físicas del suelo, con incrementos en los contenidos de potasio, materia orgánica y nitrógeno, y mejoras en la estructura con aumentos en la infiltración. Rodríguez-Lizana et al. (2008) registraron un descenso del 72% en la pérdida de suelo por erosión con respecto al laboreo convencional, así como menores pérdidas en otros elementos como el potasio y el fósforo. También se ha observado un cierto efecto herbicida al limitar la

germinación y el desarrollo de las poblaciones de malas hierbas (Pastor, 2004). El empleo de los restos de poda de olivar como cubierta del suelo favorece además la fijación de CO₂ atmosférico (Sofo et al., 2005). A pesar de todas estas ventajas, los agricultores han sido muy reticentes durante años en cuanto al empleo de cubiertas de restos de poda debido a su asociación con la aparición de plagas como el barrenillo (*Phloeotribus scarabeoides*, Bern). No obstante, estos coleópteros no pueden completar su ciclo reproductor cuando los restos de poda son triturados correctamente (Saavedra y Pastor, 2002).

1.2.4 Olivar ecológico

Según Pajarón (2002), los terrenos dedicados al olivar tanto tradicional como intensivo están sufriendo una transformación que los sitúa en un estado de regresión, simplificado los ecosistemas naturales. Sin embargo, el olivar se puede presentar como un paisaje derivable del bosque mediterráneo aclarado, una especie de dehesa en la que el arbolado toma el papel preponderante. Bajo este concepto surgen a mediados de los años 80 los primeros olivares ecológicos. El manejo de este tipo de cultivo está regulado por los Reglamentos (CEE) 2092/1991 y 404/2008, que restringen el uso de fertilizantes o pesticidas y eliminan todas aquellas prácticas que deterioran el suelo y debilitan el olivar, con la idea principal de mantener la fertilidad y la actividad biológica. Algunas de las prácticas recomendadas son la eliminación de las labores, la incorporación de los residuos de poda, el empleo de cubiertas vegetales o la fertilización con materia orgánica.

El cultivo ecológico del olivar aporta numerosos beneficios al suelo: reduce la erosión (Milgroom et al., 2007) y mejora sus propiedades y la sostenibilidad en la producción (Álvarez et al., 2007). En algunos estudios como los realizados por Ordóñez-Fernández et al. (2007) se han registrado descensos de hasta el 80% en las pérdidas del suelo por erosión y de hasta el 30% en fósforo, frente a olivares tradicionales labrados. La actividad biológica también se ve incrementada en los suelos de olivares ecológicos (Benitez et al., 2006). Además se ha registrado una mayor eficiencia en el uso de la energía no renovable en olivar ecológico frente al convencional, pudiendo lograr una mejor eficiencia energética al ajustar e internalizar aún más los flujos de nutrientes necesarios para alcanzar una mayor sostenibilidad (Guzmán y Alonso, 2008).

1.3 Estado actual del olivar

El periodo de adhesión a la Unión Europea ha marcado fuertemente el estado actual del olivar español. La Política Agrícola Común (PAC) surgió en el año 1957 con la firma del Tratado de Roma con la finalidad de garantizar la viabilidad de este sector y que los consumidores dispusieran de un suministro estable de alimentos a precios asequibles.

En sus inicios la PAC se centró en aumentar la productividad agrícola gracias al apoyo del mercado sin tener en cuenta sus efectos sobre factores ambientales (Gay et al., 2005). La primera gran reforma realizada en 1992 puso de manifiesto los numerosos problemas de degradación de agua y suelo, se plantearon nuevos objetivos y surgieron ayudas agroambientales para tratar de controlar las relaciones entre la agricultura, la economía y el medio ambiente.

En el año 2003, la PAC cambia su planteamiento general al desacoplar las ayudas ligadas a la producción para algunos cultivos e incorporar nuevas medidas de carácter medioambiental. Estas medidas fueron recogidas en el Reglamento (CE) 1782/2003 por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco legal de la PAC (Tabla 1.2). Este reglamento defiende, en la línea de la Agenda 2000, un cambio de enfoque hacia el mantenimiento y mejora del medio rural y un creciente reconocimiento de la agricultura como actividad multifuncional. En términos ambientales, la atención se centra en:

- zonas desfavorecidas y zonas con limitaciones medioambientales, y
- métodos de producción agrícola que permitan proteger el medio ambiente y la conservación del campo.

Además se instauran regímenes de ayuda directa a los agricultores (*pago único*) ligados al cumplimiento de una serie de requisitos y buenas condiciones agrarias relacionadas con el medio ambiente y la salud pública (*condicionalidad*). Entre estas condiciones está el mantenimiento de los niveles de materia orgánica del suelo mediante la gestión de rastrojos y el control de la erosión mediante la cobertura mínima del suelo.

Tabla 1.2. Legislación relativa a la Política agrícola común en el ámbito de la Comunidad Europea, España y Andalucía. En negrita se indica la normativa vigente.

NORMATIVA COMUNITARIA

- Reglamento (CE) 1259/1999 (derogado) por el que se establecen las disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco PAC
 - Reglamento (CE) 1782/2003 (derogado) por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa en el marco de la política agrícola común y se instauran determinados regímenes de ayuda a los agricultores
 - Reglamento (CE) 796/2004 por el que se establecen disposiciones para la aplicación de la condicionalidad, la modulación y el sistema integrado de gestión y control previstos en el Reglamento (CE) no 1782/2003
 - Reglamento (CE) 795/2004 por el que se establecen disposiciones de aplicación del régimen de pago único previsto en el Reglamento (CE) nº 1782/2003
 - **Reglamento (CE) 73/2009** por el que se establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa a los agricultores en el marco de la PAC y se instauran determinados regímenes de ayuda a los agricultores
-

NORMATIVA ESTATAL

- Real Decreto 1322/2002 (derogado), sobre requisitos agroambientales en relación con las ayudas directas en el marco de la PAC
 - Real Decreto 2352/2004 (derogado), sobre la aplicación de la condicionalidad en relación con las ayudas directas en el marco de la PAC
 - **Real Decreto 486/2009**, por el que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores que reciban pagos directos en el marco de la PAC, los beneficiarios de determinadas ayudas de desarrollo rural, y los agricultores que reciban ayudas en virtud de los programas de apoyo a la reestructuración y reconversión y a la prima por arranque del viñedo
-

NORMATIVA AUTONÓMICA

- Orden de 25 de junio de 2004 (derogada), por la que se desarrollan los requisitos agroambientales en relación con las ayudas directas en el marco de la PAC
 - Orden de 5 de junio de 2007 (derogada), por la que se desarrollan los requisitos de aplicación de la condicionalidad en relación con las ayudas directas en el marco de la PAC
 - Orden de 16 de mayo de 2008 (derogada), por la que se modifica la Orden de 5 de junio de 2007, por la que se desarrollan los requisitos de aplicación de la condicionalidad en relación con las ayudas directas en el marco de la PAC
 - **Orden de 22 de junio de 2009**, por la que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores y ganaderos que reciban pagos directos en el marco de la PAC, los beneficiarios de determinadas ayudas de desarrollo rural, y los agricultores que reciban ayudas en virtud de programas de apoyo a la reestructuración y reconversión y a la prima por arranque del viñedo
-

En el año 2007 la Comisión presentó al Parlamento Europeo y al Consejo una comunicación titulada *Preparándose para el “chequeo” de la reforma de la PAC* que concluyó con la derogación del Reglamento (CE) 1782/2003 (Tabla 1.2). Actualmente está en vigor el Reglamento (CE) 73/2009 del Consejo por el que se instauran y establecen disposiciones comunes aplicables a los regímenes de ayuda directa a los agricultores en el marco de la política agrícola común. Las modificaciones realizadas afectan principalmente al mecanismo de asignación de las ayudas, así como a la gestión y protección del agua y a la adaptación de la agricultura a nuevas políticas como las referentes a la biodiversidad o al cambio climático. Como novedad, integra en el régimen del pago único aquellas ayudas que en 2003 quedaron fuera de este régimen como es el caso del olivar, quedando ligadas a partir de este momento a la superficie cultivada.

En España este reglamento fue traspuesto por Real Decreto 486/2009, por el que se establecen los requisitos legales de gestión y las buenas condiciones agrarias y medioambientales que deben cumplir los agricultores que reciban pagos directos en el marco de la PAC, los beneficiarios de determinadas ayudas de desarrollo rural, y los agricultores que reciban ayudas en virtud de los programas de apoyo a la reestructuración y reconversión y a la prima por arranque del viñedo. Tanto los requisitos legales de gestión enumerados en el anexo I como las buenas condiciones agrarias y medioambientales definidas en el anexo II son de obligado cumplimiento para la percepción de las ayudas, así como lo establecido por la legislación autonómica en el desarrollo de estas obligaciones.

La normativa comunitaria y nacional ha sido adaptada al territorio andaluz a través de la Orden de 22 de junio de 2009 de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. En su artículo 4 remarca la importancia de los sistemas de manejo de suelo y el mantenimiento de la estructura y la fertilidad, centrando las actuaciones en un control efectivo de la erosión estableciendo medidas en función de la pendiente del terreno. Así, se prohíben las labores en suelos con pendiente igual o superior al 15% y se establece la obligatoriedad de uso de cubiertas vegetales vivas o inertes en pendientes medias superiores al 10%, incluyendo los restos de poda y/o piedras, con una anchura mínima de 1 metro, en las calles perpendiculares a la línea de máxima pendiente. También se regulan las zonas con elevado riesgo de erosión, las operaciones sobre cárcavas y/o regueros, la calidad y uso del agua de riego, la gestión de restos de poda o el mantenimiento de olivares y

viñedos en buen estado vegetativo.

Otras ayudas asociadas al buen manejo de los suelos agrícolas en Andalucía se recogen en el marco del Programa de Desarrollo Rural de Andalucía 2007-2013:

- Orden de 26 de octubre de 2010, por la que se establecen las bases reguladoras para la concesión de subvenciones para las inversiones no productivas en parcelas agrícolas y ganaderas y de fomento al bienestar animal en explotaciones ganaderas, que incluye medidas de corrección o reducción del proceso erosivo;

- Orden de 26 de marzo de 2009, que modifica la Orden de 20 de noviembre de 2007, por la que se establecen las bases reguladoras para la concesión de subvenciones a las submedidas agroambientales (en olivar, ligadas a cuencas vertientes a embalses de abastecimiento de agua para consumo humano o a zonas Natura 2000);

- Orden de 4 de mayo de 2010, por la que se establecen las bases reguladoras para la concesión de subvenciones dirigidas a la modernización de explotaciones agrarias no adscritas a un plan empresarial, para la mejora de la sostenibilidad del sector agrícola y ganadero.

El estado actual del olivar en Andalucía queda reflejado en la Figura 1.2, en la que se presentan los sistemas de manejo de suelo más empleados según la ESYRCE (MARM, 2008a). A pesar de la legislación vigente, las cubiertas vegetales vivas e inertes (incluyendo los restos de poda) apenas representan el 30% de la superficie total cultivada mientras que las técnicas de laboreo siguen aplicándose a la mitad del olivar. Esta superficie sigue siendo muy elevada si tenemos en cuenta que la mayor parte de los olivos se sitúan en pendientes pronunciadas. Así, para poder cumplir los requisitos de la condicionalidad sobre el uso de cubiertas vegetales en pendientes mayores del 10%, su utilización debería de incrementarse en al menos un 37% (CAP, 2003).

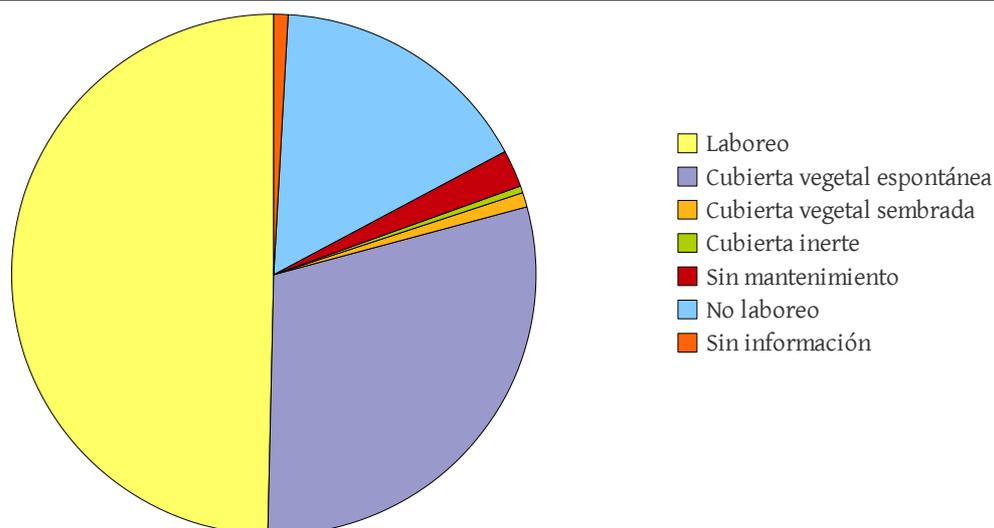


Figura 1.2. Sistemas de manejo de suelo en el olivar de Andalucía (MARM, 2008a).

1.4 El suelo

La importancia de la protección del suelo como componente esencial del desarrollo sostenible está plenamente reconocida. Su degradación o mejora tiene un impacto fundamental en otros campos de interés internacional, como la protección de las aguas superficiales y subterráneas, la salud humana, el cambio climático, la protección de la naturaleza, la biodiversidad y la seguridad alimentaria. En el año 2006, la Comisión Europea aprobó la Estrategia Temática para la Protección del Suelo (COM (2006) 231) y propuso una Directiva Marco para su protección (COM (2006) 232). En ella, el suelo es identificado como un recurso no renovable, un sistema muy dinámico que ejerce numerosas funciones, afectando a los sectores ambiental, económico, social y cultural. Algunas de las funciones que desarrolla son:

- a) producción de biomasa, incluyendo la agricultura y la silvicultura;
- b) almacenamiento, filtrado y transformación de nutrientes, sustancias y agua;
- c) reserva de la biodiversidad, como hábitats, especies y genes;
- d) entorno físico y cultural para las personas y las actividades humanas;
- e) fuente de materias primas;
- f) reserva de carbono;
- g) archivo del patrimonio geológico y arqueológico.

La Directiva tiene por objeto establecer una estrategia común para la protección y el uso sostenible del suelo basada en la integración de las consideraciones previas en las demás

políticas: la preservación de sus funciones en el contexto del uso sostenible, la prevención de sus amenazas o la mitigación de los efectos negativos, y la restauración de los terrenos degradados a un nivel de funcionalidad que corresponda, al menos, al uso actual y el planificado en el futuro. Según esta propuesta de Directiva, actualmente el suelo está sometido a numerosos procesos de degradación, de los que se remarcan ocho amenazas: *erosión, disminución de la materia orgánica, contaminación difusa y local, sellado, compactación e inundaciones, pérdida de biodiversidad, salinización y deslizamientos de tierras.*

El estudio de las principales características del suelo resulta esencial para fijar las bases de su protección. En suelos agrícolas, esta protección contribuye a garantizar la productividad del cultivo a largo plazo. En el caso del olivo, el manejo del suelo y su influencia sobre ciertas propiedades como la textura, las condiciones de aireación, la profundidad efectiva, la vulnerabilidad a la erosión, el exceso de sales y la disponibilidad de nutrientes no solo contribuyen a una degradación del medio sino que pueden crear limitaciones importantes al cultivo (Navarro y Parra, 2004). A continuación se revisan algunas de las propiedades que se ven afectadas por los sistemas de manejo del suelo en los cultivos.

1.4.1 Textura y estructura

La textura está relacionada con numerosas características del suelo, como la capacidad de retención de agua y nutrientes disponibles para las plantas, la resistencia a la penetración de raíces, la aireación, la formación de costra superficial, la infiltración de agua o el riesgo de erosión hídrica y eólica, entre otras (Porta et al., 2003). La textura juega un papel muy importante en la actividad físico-química del suelo debido a la elevada superficie específica de la fracción arcilla, que la convierte en extremadamente activa. Esta característica afecta a propiedades como la capacidad de intercambio catiónico o el contenido en potasio, que se ven favorecidas a medida que disminuye el tamaño de partícula (Bhonsle et al, 1992; Oorts et al., 2003).

En general, texturas gruesas facilitan la infiltración de agua pero poseen una menor capacidad para almacenarla. Además presentan menor cantidad de nutrientes asimilables. Por su parte, texturas muy finas muestran mayor fertilidad química y capacidad para retener nutrientes pero pueden presentar un elevado grado de compactación y mayor dificultad a la penetración de las raíces. Los suelos que poseen un alto contenido en partículas finas son capaces de

retener grandes cantidades de agua pero con tal fuerza que frecuentemente no puede ser tomada por las plantas. De hecho, cuanto más fina es la textura de un suelo mayor es la cantidad de agua necesaria para que se desarrolle la vegetación sin problemas. En olivar, Loussert y Brousse (1980) indicaron las siguientes precipitaciones óptimas según el contenido en arcilla:

- 10% arcilla: precipitación anual entre 200 y 300 mm,
- 20% arcilla: precipitación anual entre 300 y 600 mm,
- 30% arcilla: precipitación anual mayor de 600 mm.

Las texturas más adecuadas son las francas, ya que combinan buenas cualidades de cada una de las diferentes fracciones (Bauer y Black, 1981; Parra et al., 2003). A pesar de esto, Aguilar et al. (1990) registraron mayores rendimientos en olivares con texturas franco arcillosas.

La textura de un suelo está muy relacionada con la estructura. El principal agente que participa en la agregación de las partículas del suelo es la materia orgánica, especialmente en su forma más estable: el humus. Como resultado de esta asociación se forman complejos arcillo-húmicos que son responsables de numerosas propiedades físicas y químicas del suelo que afectan su fertilidad (Fuentes Yagüe, 1983).

A diferencia de la textura, la estructura se ve modificada fuertemente por el manejo del suelo. El pase de labor rompe los agregados y las partículas quedan dispersas sobre la superficie del suelo, de forma que las partículas más finas se encajan entre los poros, sellando el suelo (Parra et al., 2003). Por el contrario, las prácticas de manejo que mantienen altos contenidos de materia orgánica en superficie constituyen el mejor remedio para afrontar la falta de estabilidad estructural y prevenir procesos erosivos (Franzluebbers, 2002; Francia et al., 2006; Ramos et al., 2010). La estructura superficial influye además en las condiciones de enraizamiento, la velocidad con la que se infiltra el agua, la escorrentía y la resistencia del suelo a la erosión (Lal, 2004).

La presencia de carbono orgánico y nitrógeno procedente de los restos vegetales incorporados al suelo favorece la aparición de agregados (Bonde et al., 1992; Caravaca et al, 1999), los cuales a su vez disminuyen los procesos de mineralización (Scott y Cole, 1996; Hassink, 1997; Balesdent et al., 2000; Arrouays et al., 2006).

1.4.2 Densidad aparente

La densidad aparente (ρ_b) es un indicador del estado estructural del suelo y se define como la masa de suelo seco por unidad de volumen (Blake y Hartge, 1986). Es uno de los parámetros físicos que mejor permiten evaluar la calidad del suelo debido a su influencia sobre otras propiedades (USDA-NRCS, 2008). Se utiliza para conocer la porosidad y para transformar las unidades de otros parámetros de porcentaje en peso a contenido en volumen. La ρ_b indica el grado de compactación del suelo (Kooistra y Tovey, 1994) y está íntimamente ligada a las condiciones de aireación (Stepniewski et al, 1994), la temperatura del suelo, el crecimiento de raíces (Logsdon y Karlen, 2004), la infiltración y la capacidad de retención de agua (Rhoton et al., 1993; Bhogal et al., 2009; Gómez et al., 2009b).

La ρ_b está muy relacionada con la textura, identificándose valores críticos por encima de los cuales el crecimiento de las plantas puede verse limitado. Según el USDA-NRCS (2008), estos límites son:

Tabla 1.3. Relación entre la densidad aparente, la textura y el desarrollo de las plantas (USDA-NRCS, 2008).

| Textura | Densidad aparente ideal para el crecimiento de las plantas (Mg m^{-3}) | Densidad aparente que restringe el crecimiento de las plantas (Mg m^{-3}) |
|-----------|---|--|
| Arenosa | <1,60 | <1,80 |
| Limosa | <1,40 | <1,65 |
| Arcillosa | <1,10 | <1,47 |

La ρ_b modifica además otros parámetros como el contenido en carbono orgánico ya que el tamaño de los poros, su distribución y conectividad condicionan los procesos biológicos y por lo tanto la mineralización de la materia orgánica (Brussaard y Van Faassen, 1994; Celik, 2005).

Por su parte, la ρ_b se ve influenciada por el cultivo y las prácticas de manejo que afectan a la cobertura del suelo, la materia orgánica, la estructura y la porosidad (Logsdon y Karlen, 2004; Celik, 2005). Los sistemas de no laboreo que mantienen el suelo limpio de vegetación en superficie aumentan los valores de ρ_b , indicando procesos de compactación (Gómez et al, 1999; Ordóñez et al., 2007). Por el contrario, la adición de materia orgánica y restos de cultivo, junto con la ausencia de labor disminuye este valor en superficie favoreciendo la formación de agregados (Rhoton et al., 1993; Gómez et al., 2009b).

Las técnicas de laboreo reducen la ρ_b del suelo en la capa donde se produce la labor (Hernanz et al., 2002; López-Fando et al., 2007; Ordóñez-Fernández et al., 2007). No obstante, este descenso es temporal ya que sucesivos pases de maquinaria, eventos de lluvia y otras actividades pueden recompactar el suelo (Franzluebbers, 2002; USDA-NRCS, 2008).

1.4.3 Contenido en agua

El suelo actúa como un medio poroso que almacena agua, constituyendo una reserva hídrica para las plantas durante periodos secos. Como hemos visto anteriormente, el contenido en agua del suelo está directamente relacionado con la textura y la estructura: los suelos estructurados y que presentan granulometrías equilibradas poseen las mejores características para filtrar y retener agua (Bauer y Black, 1981). A pesar de que el olivo puede cultivarse sin necesidad de riego, su producción se encuentra muy influenciada por las reservas de agua del suelo (Hernández et al., 2005). Según Fernández y Moreno (1999), situaciones de estrés hídrico tienen consecuencias negativas para la explotación ya que se reduce el crecimiento de ramas y la cantidad y tamaño de los frutos. Situaciones de encharcamiento, por su parte, podrían condicionar procesos de asfixia radical por falta de aireación.

El contenido en materia orgánica modifica la capacidad del suelo de almacenar agua al variar el tamaño y la distribución de los poros (Hudson, 1994; Bescansa et al., 2006). Según Bhogal et al. (2009), la materia orgánica actúa de forma similar a una esponja, aumentando el contenido en agua disponible del suelo especialmente en terrenos arenosos (Rawls et al., 2003) y mejorando la resistencia a periodos cortos de sequía, haciendo posible incluso la reducción de las necesidades de riego.

Los manejos de suelo que afectan a su estructura también influyen en la capacidad de almacenamiento y retención de agua. Como ya hemos señalado anteriormente, los sistemas de no laboreo con restos de cultivos en superficie aumentan el contenido de agua en el suelo frente al laboreo (Lampurlanés et al., 2002; Bescansa et al., 2006) al disminuir las pérdidas por evaporación y favorecer la infiltración. En cultivos con cubiertas vegetales también se han registrado mayores contenidos en agua en el suelo frente al laboreo (Hernández et al., 2005; Ramos et al., 2010).

1.4.4 pH

El pH juega un papel importante en el suelo ya que influye sobre la movilidad de los diferentes elementos, haciéndolos más o menos solubles (Truog, 1948), y sobre la descomposición de la materia orgánica al modificar la flora bacteriana (Porta et al., 2003; Leifeld et al., 2008). En el caso del olivo, el pH más adecuado para su desarrollo es cercano a la neutralidad pero es tolerante a niveles de pH moderadamente alcalinos.

El pH varía con el manejo del suelo, disminuyendo ligeramente en aquellos que favorecen la acumulación de materia orgánica (Rhoton et al, 1993; Jarecki et al., 2005; Ramos et al., 2010). Algunos autores han señalado también un descenso en el pH del suelo tras la aplicación de fertilizantes nitrogenados (Haynes y Naidu, 1998; Thomas et al., 2007).

1.4.5 Carbonatos

El papel de los carbonatos en el olivar andaluz es muy importante ya que gran parte de los cultivos se sitúan sobre terrenos calcáreos (Parra et al., 2003). Los carbonatos de calcio y magnesio suelen proceder de rocas calizas que contenga calcita o dolomita respectivamente. Su disolución en agua cargada de CO₂ hace que los bicarbonatos puedan profundizar en el suelo y precipitar posteriormente en condiciones de falta de agua, acumulándose en capas más profundas y dando lugar a horizontes cálcicos o costras calizas. Estas últimas forman capas endurecidas, impermeables y resistentes al paso de las raíces, que limitan la profundidad efectiva del suelo. Son frecuentes en suelos muy evolucionados desarrollados sobre materiales carbonatados de áreas secas. Las más finas pueden romperse mediante subsolado, aunque no siempre es posible.

El efecto más directo de la presencia de carbonatos es el aumento del pH del suelo. Además, los carbonatos bloquean la mineralización de la materia orgánica al estabilizar los agregados (Fernández-Ugalde et al., 2009) y regulan la actividad biológica del suelo (Haynes y Naidu, 1998).

1.4.6 Capacidad de intercambio catiónico

El suelo posee una alta capacidad para adsorber sustancias (iones o moléculas) debido a la elevada superficie específica que presentan algunas partículas sólidas, principalmente la

materia orgánica y la fracción arcilla. Estas partículas neutralizan sus cargas negativas mediante la adsorción de iones, que quedan débilmente retenidos y pueden ser intercambiados de nuevo con la solución del suelo. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) influye sobre la nutrición de las plantas ya que indica la capacidad del suelo de almacenar iones de carga positiva como el calcio, sodio, potasio o magnesio. Sin embargo, un valor de CIC alto no asegura la presencia de todos los elementos esenciales ni que se encuentren en cantidades suficientes.

Caravaca et al. (1999) indicaron que no sólo la fracción arcilla contribuía a aumentar la CIC, sino que la fracción limo fino adquiriría gran importancia en suelos calizos de zonas semiáridas, siendo su contribución menor en suelos ácidos decarbonatados. Además de la presencia de estas partículas, la materia orgánica por sí sola es responsable del 75-85% de la CIC (Oorts et al., 2003).

La adición de residuos del cultivo contribuye a incrementar la CIC del suelo, especialmente en las capas más superficiales (Karlen et al, 1994; Jarecki et al., 2005). En olivar, Castro (1993) observó un aumento significativo de la CIC en los primeros 15 cm como resultado de implantar cubierta vegetal con respecto al no laboreo y laboreo convencional. Bajo cultivo ecológico también se han registrado resultados similares (Álvarez et al., 2007). Otros trabajos han señalado valores más altos en laboreo frente al no laboreo (Thomas et al., 2007). Loch y Coughlan (1984) indicaron que este hecho puede ser debido, al menos parcialmente, a la adsorción de herbicida por las partículas de arcilla.

1.4.7 Potasio

El potasio (K) es un macronutriente esencial para las plantas. Aunque no entra a formar parte permanentemente de los tejidos, actúa como regulador de numerosas funciones como la resistencia de la planta a la sequía al influir sobre el mecanismo de apertura y cierre de los estomas, la calidad de los frutos y la resistencia a las heladas y enfermedades (Fuentes Yagüe, 1983). Se encuentra disuelto en la solución del suelo, adsorbido en forma intercambiable o bien retrogradado por las partículas de arcilla. Junto con el nitrógeno y el fósforo, es uno de los elementos que más se aplica al suelo como fertilizante químico sintético (NPK). La extracción de K por un cultivo suele ser elevada por lo que suelen aparecer deficiencias en las plantas de forma habitual especialmente en suelos con bajo contenido en arcilla y épocas secas, cuando la humedad es demasiado baja para que los iones K puedan disolverse en la solución del suelo

(Parra et al, 2003; Thomas et al., 2007). Soria (2002) registró deficiencias en K en gran parte de los olivares de Jaén, recomendando la fertilización foliar debido a su gran movilidad en el suelo y la facilidad de pérdida por lavado.

El contenido en K asimilable guarda una relación muy estrecha con el contenido en arcilla y su mineralogía, registrándose valores más altos en suelos con arcillas esmectíticas (Bhonsle et al, 1992; Ghosh y Singh, 2001; Soria, 2002). También se ha señalado una relación directa entre el contenido en K y la materia orgánica, debido al aumento de los sitios de intercambio y a la liberación de ciertas cantidades de K durante su mineralización (Rhoton et al., 1993; Thomas et al., 2007). En olivar, la presencia de carbonato cálcico en el suelo parece interferir en la absorción del K, presentando una relación negativa y mayor en secano que en regadío (Soria, 2002).

El empleo de manejos de suelo que aumentan el contenido en carbono orgánico como la adición de restos de cultivo al suelo incrementan también el contenido en K disponible (Thomas et al., 2007; Bhogal et al., 2009). En olivar, Ordóñez et al. (2001) indicaron un aumento del K en suelos cubiertos con restos de poda mientras que Rodríguez-Lizana et al. (2008) señalaron que este tipo de cubiertas disminuían las pérdidas de K disponible en más del 70% frente al laboreo convencional. En los primeros años de implantación de cubiertas vegetales de gramíneas, Soria (2002) registró valores de K más bajos con respecto a la zona bajo la copa del olivo, indicando que la propia caída eventual de hojas y frutos y su mantenimiento en superficie mejoraba las propiedades del suelo.

1.4.8 Nitrógeno

El nitrógeno (N) es el macronutriente que las plantas requieren en mayor cantidad y el único elemento nutritivo que no forma parte de los minerales del suelo. La mayor parte del N se encuentra en la materia orgánica y sólo puede ser utilizado por las plantas tras su descomposición en forma de nitrato o amonio. De gran importancia en el desarrollo de la planta, le proporciona mayor vigor, un aumento en la producción y la regulación de reacciones bioquímicas, por lo que la hace más resistente a enfermedades y accidentes meteorológicos como las heladas (Fuentes Yagüe, 1983).

La disponibilidad de N para la planta depende de la presencia de materia orgánica y de las características ambientales y edáficas que condicionan su mineralización, por lo que el manejo del suelo juega un papel primordial. En general, manejos que aseguran la entrada continua de materia orgánica en el suelo aumentan el valor de N al menos en los primeros centímetros (Balesdent et al., 2000; D'Haene et al., 2008). En cultivos arbóreos como el olivo, la implantación de cubiertas vegetales (Hernández et al., 2005; Soria et al., 2005; Castro et al., 2008; Gómez et al., 2009b; Ramos et al., 2010) y de restos de poda (Ordóñez et al., 2001) incrementa de forma significativa el contenido en N con respecto al laboreo. En el caso de las cubiertas vegetales se produce un ligero descenso en el contenido en N durante los primeros años de su implantación debido al consumo de la misma, que desaparece a medida que aumenta el aporte de restos orgánicos (Soria, 2003). También se han registrado aumentos en N en cultivos de gramíneas del área mediterránea al sustituir el laboreo tradicional por no laboreo con restos de cultivo en superficie (López-Fando et al., 2007; Martín-Rueda et al., 2007; Ordóñez-Fernández et al., 2007).

El N es un elemento muy importante en los ambientes mediterráneos. Parra et al. (2003) indican frecuentes pérdidas estacionales de nitrato por lavado debido a la conjunción de temperaturas relativamente suaves y precipitaciones, características propias del clima mediterráneo. Además, los bajos contenidos de materia orgánica del olivar hacen que la cantidad de N aportada anualmente por mineralización sea, en muchos casos, insuficiente para reemplazar el N retirado por la cosecha y la poda. Por este hecho, suele ser muy frecuente la adición de fertilizantes minerales que se disuelven rápidamente en el suelo.

1.4.9 Carbono orgánico

La materia orgánica de los suelos procede de la descomposición de restos de seres vivos, principalmente biomasa vegetal, seguida de biomasa microbiana, restos, deyecciones y secreciones de animales. A nivel de elementos químicos, los componentes orgánicos de los tejidos vegetales están formados principalmente por hidrógeno, carbono y oxígeno, que constituyen del orden del 90%, seguidos de nitrógeno, azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio y una serie de microelementos (Fuentes Yagüe, 1983). Todos ellos se encuentran integrados en estructuras como los hidratos de carbono, ligninas y proteínas, entre otros.

En la descomposición de la materia orgánica intervienen numerosos microorganismos a través de procesos distintos: la humificación y la mineralización. En la humificación, la materia

orgánica fresca se transforma en humus, un componente orgánico relativamente estable que persiste en el suelo durante muchos años, especialmente cuando forma uniones con la fracción mineral del suelo. El humus supone entre el 60 y el 80% de la materia orgánica del suelo (Porta et al., 2003) y está compuesto por un 50-58% de carbono y un 4-5% de N (Robert et al., 2004).

Por otro lado, la mineralización transforma los compuestos orgánicos en inorgánicos, generalmente minerales solubles o gaseosos que pueden ser liberados a la atmósfera, como por ejemplo el carbono en forma de CO₂ (Paustian et al., 2000; Porta et al., 2003). La mineralización tiene gran importancia en el ciclo de nutrientes de las plantas, ya que se acepta que la nutrición requiere la mineralización y la liberación de nutrientes como paso previo a su absorción por las raíces de las plantas (Marschner, 1995).

La materia orgánica es uno de los constituyentes más importantes del suelo ya que influye en muchas de sus características. Por este hecho es considerado indicador de la calidad del suelo por excelencia (Franzluebbers, 2002; Jarecki y Lal, 2005; Shukla et al., 2006). A continuación se citan algunas de las propiedades sobre las que incide (modificado de Porta et al., 2003):

- Propiedades físicas:
 - mejora la estructura y favorece la formación y estabilidad de los agregados,
 - previene los procesos erosivos y aumenta la infiltración,
 - aumenta la porosidad y aireación (descenso en la densidad aparente),
 - aumenta la capacidad de retención de agua.
- Propiedades químicas:
 - incrementa la capacidad de intercambio catiónico (mayor superficie específica),
 - estabiliza nutrientes en forma orgánica (N, P y S),
 - actúa como tampón frente a cambios de pH,
 - interviene en la formación de complejos organominerales,
 - actúa como reserva de energía metabólica (altas cantidades de C y nutrientes) y como depurador.
- Propiedades biológicas:
 - es una fuente de macronutrientes (K, N, P y S) y micronutrientes (B, Mo),
 - actúa como reserva de energía metabólica,
 - tiene efectos antibióticos frente a organismos patógenos,
 - disminuye los efectos de las perturbaciones ambientales.

- Interacciones:
 - condiciona el funcionamiento biogeoquímico de los ecosistemas,
 - aumenta y permite definir la calidad de un suelo,
 - incide en la fertilidad química del suelo, almacenaje de nutrientes, disponibilidad para las plantas y fertilidad física,
 - es un elemento clave en la sostenibilidad/sustentabilidad de los sistemas agrícolas,
 - controla la concentración de gases de efecto invernadero actuando como sumidero de carbono.

Los principales parámetros que determinan la evolución de la materia orgánica se pueden agrupar en factores climáticos, edáficos y uso y manejo del suelo (Paustian et al., 2000; Lal, 2004; Dawson y Smith, 2007). Los factores climáticos o ambientales que más influyen en la cantidad de carbono de los suelos son la temperatura y la humedad (Coleman y Jenkinson, 1996; Angers et al., 1997; Jobbágy y Jackson, 2000; Davidson y Janssens, 2006) debido a su influencia sobre la eficacia relativa de los microorganismos y por lo tanto a la velocidad de mineralización de la materia orgánica. En general, en los climas húmedos aumenta la productividad (mayor generación de biomasa) pero las pérdidas de carbono asociadas al incremento de la mineralización por altas temperaturas es mayor. En ecosistemas áridos y subhúmedos, la precipitación limita la producción pero también disminuye la descomposición, resultando en mayores incrementos en el carbono orgánico del suelo (Jobbágy y Jackson, 2000). En relación con esto, Franzluebbers (2002) señaló que climas secos y cálidos acumulan menos cantidad de carbono orgánico que climas fríos y húmedos. A largo plazo, la productividad puede verse incrementada en zonas cálidas y sin déficit de agua, por lo que también aumentan las entradas de carbono al suelo (Smith et al., 2005a).

Los factores edáficos que más influyen en la evolución del carbono orgánico son la textura, la estructura y el pH (Hassink, 1997; Caravaca et al., 1999; Six et al., 2000; Ingram y Fernandes, 2001). Estos factores afectan a la estabilización del carbono orgánico de diferentes formas, bien mediante la formación de agregados, la vinculación física con las partículas de arcilla y limo o por la transformación a compuestos de carbono resistentes a la degradación bioquímica (Elliott, 1986; Caravaca et al., 1999; Six et al., 2002; Rovira y Vallejo, 2007). Por su parte, la influencia del pH sobre el carbono orgánico se debe a su relación con la actividad biológica, disminuyendo las tasas de descomposición en condiciones de acidez (Leifeld et al., 2008).

La presencia de carbonatos también juega un papel importante ya que bloquea la mineralización de la materia orgánica al estabilizar los agregados (Fernández-Ugalde et al., 2009).

La cantidad de carbono varía con el balance existente entre las entradas de materia orgánica al suelo y las pérdidas producidas en forma de carbono orgánico disuelto, CO₂ o por erosión (Angers et al., 1997; Paustian et al., 1997; Dawson y Smith, 2007). Las entradas están determinadas principalmente por el uso del suelo: los bosques, con mayor productividad, son los sistemas que generan las mayores entradas de carbono al suelo (Smith, 2008). En los cultivos, no sólo se limita la producción de biomasa a la cosecha, sino que se controlan mediante los manejos del suelo las salidas (recolección, gestión de rastrojos) y las pérdidas (erosión, mineralización) de carbono orgánico (Paustian et al., 2000; Jarecki y Lal, 2003; Chivenge et al., 2007; Castro et al., 2008). En el área mediterránea, por ejemplo, Álvarez et al. (2007) observaron que el carbono en el suelo podía disminuir hasta el 50% en olivar frente a áreas de vegetación natural cercanas al cultivo.

La influencia del manejo del suelo sobre la dinámica del carbono está bien documentada (Paustian et al., 1997; Freibauer et al., 2004; Lal, 2004; Chivenge et al., 2007). El descenso en la restitución de restos vegetales y la eliminación de los residuos orgánicos (generalmente mediante su quema) son algunos de los factores que determinan el nivel actual de carbono en los suelos agrícolas (Ingram y Fernandes, 2001; Freibauer et al., 2004). A estas prácticas hay que sumarle los efectos del laboreo, ya que ambos aceleran los procesos erosivos y disminuyen la calidad del suelo. Incluso con la adición de restos de cultivo, los pases de labor aumentan la mineralización al situar dichos residuos en condiciones más favorables para su descomposición (Angers et al., 1997).

Jarecki y Lal (2003) destacan la destrucción de la estructura como el proceso inicial en la pérdida de carbono orgánico. Este empobrecimiento conlleva mayores tasas de erosión, incrementos en la densidad aparente del suelo, menor formación de agregados, descenso en la actividad biológica del suelo, menor capacidad de almacenamiento de agua y pérdida de nutrientes. Por el contrario, la presencia de carbono orgánico actúa de forma recíproca, favoreciendo a su vez la estructura del suelo (Pikul y Zuzel, 1994).

La capa más superficial del suelo es de vital importancia ya que recibe los fertilizantes y pesticidas que se añaden en los cultivos, el intenso impacto de la lluvia y participa en el flujo de gases entre la atmósfera y el suelo. Por ello, la estratificación del carbono orgánico calculada como el ratio de la concentración en la capa más superficial entre otra más profunda, puede ser usado como indicador de la calidad y del funcionamiento del ecosistema suelo (Franzluebber, 2002). La materia orgánica en la superficie afecta al control de la erosión, la infiltración del agua o la conservación de nutrientes. Su valor suele ser alto en pastos y áreas de vegetación natural, así como en terrenos agrícolas restaurados (Franzluebber, 2002).

1.4.10 Relación C/N

La relación entre el contenido de carbono orgánico y el de nitrógeno (C/N) determina la tasa a la cual se descompone la materia orgánica del suelo y por tanto la disponibilidad de nitrógeno para las plantas (Porta et al., 2003). Giménez y Bratos (1985) indicaron límites orientativos sobre la liberación de N (Tabla 1.4). Así, valores de C/N bajos indican predominio de procesos de mineralización y por tanto mayor liberación de nitrógeno. Por el contrario, valores superiores a 15 indican predominio de procesos de humificación, con una escasa liberación de nitrógeno.

Tabla 1.4. Relación C/N y liberación de N a partir de los restos vegetales (Giménez y Bratos, 1985).

| C/N | Liberación de N |
|---------|-----------------|
| 10 | Excesiva |
| 10 – 12 | Normal |
| 12 – 15 | Escasa |
| > 15 | Muy escasa |

Con respecto al manejo del suelo, la relación C/N suele adquirir valores más bajos en laboreo convencional frente a no laboreo, debido a la acumulación de residuos en superficie y a la limitación de contacto entre éstos y los microorganismos (D'Haene et al., 2008). También se han registrado valores altos en suelos con cubiertas vegetales vivas (Hernández et al., 2005; Castro et al., 2008; Ramos et al., 2010) y con residuos de plantas (Tejada et al., 2009).

La relación C/N puede ser usada para explicar la calidad del resto vegetal que se añade al suelo con respecto a los ratios de movimiento (Dawson y Smith, 2007; Tejada et al., 2009). Los restos

vegetales frescos, como los residuos de cultivo, poseen un valor alto que va disminuyendo a medida que se transforma en humus (Bhagal et al., 2009).

1.5 Los suelos como sumidero de carbono

La concentración de CO₂ en la atmósfera ha aumentado en los últimos años (IPCC, 2001) (Figura 1.3). Las primeras medidas, realizadas por Charles D. Keeling en 1957, sentaron las bases para el debate creado en torno al cambio global. Si bien en un principio existió poco consenso en el ámbito científico en cuanto al término *cambio climático*, el rápido incremento del CO₂ en la atmósfera debido a las emisiones antropógenas sí es un hecho demostrado. De hecho, su concentración ha pasado de 280 ppmv en 1750 (inicio de la Revolución Industrial) hasta más de 380 ppmv en la actualidad, y sigue incrementándose a razón de 1,5 ppmv año⁻¹ (IPCC, 2001). Frente a esta situación surge la necesidad de disminuir sus niveles en la atmósfera, controlando su flujo en el ciclo global del carbono de dos formas:

- i) reduciendo las emisiones antropogénicas a la atmósfera, y
- ii) favoreciendo la retirada de carbono de la atmósfera mediante su fijación a través de la biosfera.

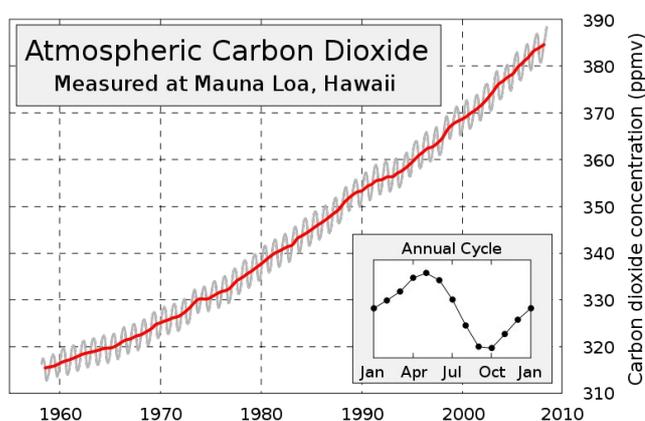


Figura 1.3. Curva de Keeling que muestra la concentración de CO₂ en la atmósfera desde 1957 a la actualidad en la isla Mauna Loa (Hawaii). Las fluctuaciones anuales se deben a la actividad de las plantas. http://en.wikipedia.org/wiki/Keeling_Curve.

En la Figura 1.4 se representan las principales actividades responsables de este incremento. Algunos autores indican como más significativas la quema de combustibles fósiles, las actividades industriales, el cambio en el manejo y uso del suelo (conversión de áreas naturales en agrícolas), la deforestación y la quema de biomasa (Lal, 2004; Smith, 2008).

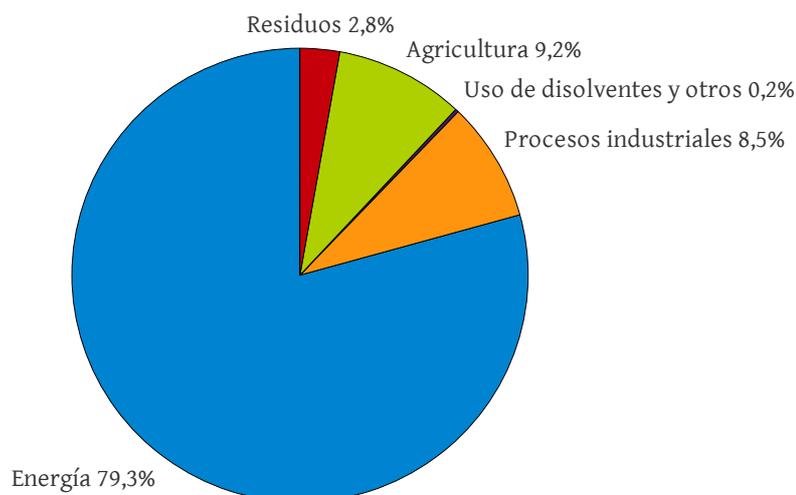


Figura 1.4. Contribución relativa de las principales fuentes de gases de efecto invernadero en la Unión Europea en el año 2008 (EEA, 2010).

Los debates científicos relacionados con el cambio global se iniciaron en la década de los setenta con el Programa Mundial de Investigación Atmosférica. En el año 1988 el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y la Organización Meteorológica Mundial (OMM) crean el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC). Su función consiste en analizar de forma exhaustiva, objetiva, abierta y transparente, la información científica, técnica y socioeconómica relevante para entender los elementos científicos del riesgo que supone el cambio climático provocado por las actividades humanas, sus posibles repercusiones y las posibilidades de adaptación y atenuación del mismo. Una de las principales actividades del IPCC es hacer una evaluación periódica de los conocimientos sobre el cambio climático, así como elaborar informes y documentos técnicos sobre temas en los que se consideran necesarios la información y el asesoramiento científico en el ámbito regional y sectorial.

El primer informe elaborado por el IPCC sobre cambio global dio lugar en 1992 a la aprobación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Su principal objetivo era lograr la estabilización de las concentraciones de gases de efecto invernadero en la atmósfera a un nivel que impidiera interferencias antropógenas peligrosas en el sistema climático. Sin embargo, no se crearon límites ni acuerdos obligatorios en materia de emisiones hasta el año 1997 con la firma del Protocolo de Kyoto,

donde se establecieron una serie de compromisos específicos y vinculantes de reducción de las emisiones.

El Protocolo de Kyoto marca un hito en el control de los gases de efecto invernadero en la atmósfera. De esta forma, los países que ratificaron el acuerdo deben reducir el total de sus emisiones a un nivel no inferior al 5% (8% para la UE) con respecto al año base (1990) en el periodo de compromiso comprendido entre 2008 y 2012 (Art. 3.1). Para ello, el Artículo 3.4 permite la expansión de los sumideros creados por la intervención humana y reconoce el potencial de la agricultura para capturar carbono. Tras la entrada en vigor del Protocolo de Kyoto, los distintos países se reúnen anualmente en las Conferencias Mundiales del Clima. La última de ellas, realizada en Copenhague en diciembre del 2009, tenía como objetivo establecer un acuerdo jurídicamente vinculante sobre el clima con aplicación a partir de 2012 y de esta manera reemplazar los objetivos del Protocolo de Kyoto.

El último inventario realizado para la Unión Europea muestra un descenso del 6,9% (EU-15) en las emisiones gases de efecto invernadero, sin incluir información sobre las actividades de cambios en el uso y actividades forestales. Sin embargo, en el año 2008, España había aumentado sus emisiones en un 40% con respecto al año base (EEA, 2010). Esto muestra una clara necesidad en nuestro país no sólo de disminuir estas emisiones sino de aumentar su absorción en los sumideros.

El ciclo del carbono

El carbono fluye a través de cinco compartimentos, intercambiándose en diferentes cantidades y con distintos tiempos de residencia. El estudio de las relaciones entre cada componente y la identificación de las fuentes y sumideros de carbono es esencial para hallar posibles desequilibrios y desarrollar estrategias para mitigarlos. En la Figura 1.5 se exponen las estimaciones del carbono almacenado en cada compartimento y los flujos que existen entre ellos de acuerdo con Lal (2008a).

Los océanos son los sistemas que contienen las mayores cantidades de carbono, con un valor estimado de 38400 Pg C (1 Pg = 10¹⁵ g) y un incremento anual de 2,3 Pg C año⁻¹. El siguiente compartimento, el geológico, comprende los combustibles fósiles y se estima en 4130 Pg C, de los que sólo se han probado reservas de 678 Pg en forma de carbón, 146 Pg como petróleo

y 98 Pg como gas natural. A pesar de ser uno de los compartimentos más grandes, la elevada velocidad a la que se consumen (aproximadamente $7,0 \text{ Pg C año}^{-1}$) hace que el carbono almacenado en esta forma se esté agotando. El tercer compartimento es el edáfico y se estima en 2500 Pg C considerando un metro de profundidad. Este compartimento está compuesto por el carbono orgánico (1550 Pg C) e inorgánico (950 Pg C) del suelo, este último formado por carbono elemental y/o minerales como la calcita, la dolomía o el yeso. El cuarto compartimento es la atmósfera que, con un incremento anual de $3,5 \text{ Pg C año}^{-1}$ ($0,46\% \text{ año}^{-1}$), alcanza los 760 Pg C. El último y más pequeño es el compartimento biótico (vegetación principalmente), con 560 Pg C. Estas cifras revelan la importancia del suelo en el ciclo global del carbono, ya que contiene este elemento hasta tres veces más que la atmósfera y hasta cuatro veces más que la vegetación.

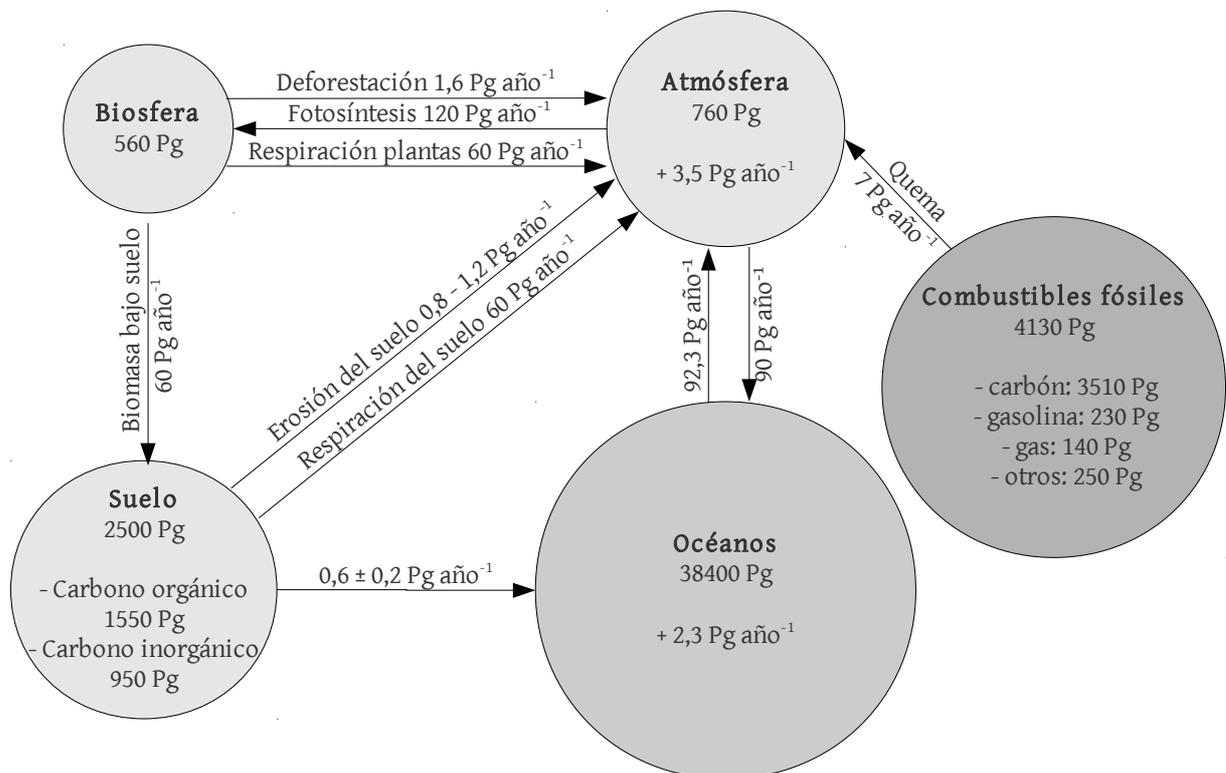


Figura 1.5. Depósitos principales de carbono y flujos que se establecen entre ellos (Lal, 2008a).

El movimiento de carbono en estos compartimentos es rápido. La atmósfera, por ejemplo, establece una relación muy importante con los océanos y la biomasa, ya que éstos son capaces de fijar y emitir grandes cantidades de carbono cada año (Figura 1.5). Sin embargo, las actividades humanas interfieren en algunos de estos intercambios, pudiendo modificar la cantidad de carbono almacenada en cada compartimento y desequilibrando el balance

global (Johnson et al., 2007). El caso más evidente de inestabilidad es la relación existente entre los combustibles fósiles y la atmósfera, donde el intercambio se produce sólo en una dirección, aumentando el carbono acumulado en la atmósfera. Aunque las emisiones derivadas de estas actividades puedan parecer relativamente pequeñas comparadas con otros flujos, causan un importante impacto en el ciclo global debido al elevado tiempo requerido para su almacén en forma de combustible y a la gran velocidad con la que se está liberando a la atmósfera.

El suelo y la biosfera juegan un papel fundamental en el ciclo del carbono (Lal, 2008a). Aproximadamente la mitad del CO₂ que la vegetación es capaz de retirar de la atmósfera mediante la fotosíntesis es depositado en el suelo, donde se puede acumular en forma de materia orgánica (restos vegetales, exudados, etc.) y devolverse como CO₂ a través de procesos de mineralización (Smith, 2008). En este contexto surge el concepto de captura o fijación de carbono por el suelo (***soil carbon sequestration***). Aunque el USDA (2009) lo define como la retirada de carbono de la atmósfera y su almacén en otros depósitos como los terrestres (bosques o suelos) o los océanos, otros autores han matizado esta definición. Lal (2004) enfatiza que la captura de carbono implica la retirada previa de CO₂ atmosférico por las plantas. Johnson et al. (2007), citando a West y Post (2002), añadieron que la transferencia neta de CO₂ atmosférico se realiza a depósitos o compartimentos donde permanece durante periodos prolongados. Estos compartimentos pueden ser biomasa viva y sus productos (por ejemplo árboles y madera), biomasa que vive en el suelo (raíces permanentes y microorganismos, entre otros) o carbono orgánico e inorgánico recalcitrante presente en el suelo, por lo que su estudio incluye numerosos balances.

Feller y Bernoux (2008), revisando trabajos que calculan este parámetro, subrayaron la diferencia entre incremento de carbono en el suelo y tasa de fijación. Numerosos estudios (West y Post, 2002; West y Six, 2006; Álvaro-Fuentes et al., 2009) calculan la tasa de fijación de carbono dividiendo la variación en carbono orgánico del suelo entre el número de años durante el cual se ha realizado la simulación. Sin embargo, este valor ha sido definido como almacenaje de carbono o incremento de carbono en el suelo (Feller y Bernoux, 2008). Este cálculo está siendo debatido, ya que el incremento de carbono no es lineal, sino que aumenta rápidamente en los primeros años y disminuye a lo largo del tiempo (Ingram y Fernandes, 2001). Estos dos términos (incremento y fijación) no deben confundirse, ya que contabilizan

diferentes flujos. Si bien el almacenaje de carbono mide la diferencia acumulada en el suelo, el término *carbon sequestration* (para un periodo de tiempo concreto y un lugar determinado) debe ser considerado como el balance neto de todos los gases de efecto invernadero, expresado en equivalentes de CO₂ o C-CO₂, teniendo en cuenta todas las fuentes de emisión en el sistema suelo-planta-atmósfera (Feller y Bernoux, 2008). Es decir, es el balance entre las entradas y salidas de carbono al sistema lo que determina la tasa de fijación de carbono en cada caso. De hecho, la adición de residuos vegetales como los restos de cultivo contribuyen a la emisión de otros gases de efecto invernadero que deben ser computados a la hora de realizar el balance global (Porta et al., 2003; Dawson y Smith, 2007; Mondini et al., 2007).

En los últimos años el suelo ha sido reconocido como el mayor sumidero de carbono en el contexto de su ciclo global, adquiriendo especial importancia las actividades agrícolas (Kimble et al., 2002; Robert et al., 2004; Dawson y Smith, 2007). De hecho, la agricultura es la actividad humana que ocupa una mayor extensión, alrededor del 35% de la superficie terrestre mundial (Betts et al., 2007). En estos sistemas, las emisiones de CO₂ producidas por empleo de maquinaria junto con el manejo del suelo, determinan la cantidad de carbono que puede ser almacenada y los diferentes flujos que se establecen hacia otros compartimentos (Lal, 2008a).

No obstante, la cantidad de carbono que puede almacenar un suelo no es ilimitada. Diversos experimentos a largo plazo han mostrado que los aumentos en carbono suelen ser mayores justo después de un cambio en el uso o manejo del suelo, disminuyendo a medida que pasa el tiempo, hasta aproximarse a un nuevo equilibrio o estado estacionario (Freibauer et al., 2004). A partir de este momento se dice que la capacidad de almacenamiento del suelo está saturada (IPCC, 2000). Según Ingram y Fernandes (2001), el nivel final en el cual se estabiliza el carbono depende de tres tipos de factores que reducen, limitan o determinan la cantidad de carbono en el suelo (Tabla 1.5). En la zona templada, este equilibrio se alcanza en aproximadamente 100 años (Paustian et al., 1997). Para el estudio de los cambios producidos por manejos del suelo se recomiendan periodos de al menos 20 años, siendo además el intervalo usado por el IPCC en los inventarios.

Tabla 1.5. Factores que afectan al nivel de carbono orgánico en los suelos (Ingram y Fernandes, 2001).

| Factores reductores | Factores limitantes | Factores determinantes |
|-------------------------------|-------------------------------|---------------------------|
| - erosión | - productividad primaria neta | - mineralogía / contenido |
| - laboreo | - clima | - profundidad |
| - eliminación de residuos | | - pedregosidad |
| - perturbación de la biología | | - densidad aparente |
| - drenaje | | - aireación |

En zonas agrícolas, reducir las emisiones de CO₂ es sinónimo de aumentar la materia orgánica del suelo (Jarecki y Lal, 2003). Hoy día está ampliamente demostrado que la adopción de ciertas prácticas de manejo (RMPs – *recommended management practices*) permiten aumentar el carbono orgánico almacenado con el fin de aprovechar la gran capacidad que presentan los suelos agrícolas como sumidero (Lal, 1997; Paustian et al., 2000; Freibauer et al., 2004; Hutchinson et al., 2007; Smith et al., 2007). Estas prácticas persiguen disminuir las pérdidas de carbono del suelo y aumentar las ganancias a través de tres objetivos fundamentales:

- minimizar la alteración y erosión del suelo,
- aumentar los residuos de cultivos retenidos en el suelo,
- maximizar el uso eficiente de agua y nutrientes por el sistema de producción del cultivo.

Según Smith et al. (2000), la adopción de estas prácticas de manejo de forma individual es insuficiente para alcanzar los valores de reducción de carbono recomendados por el protocolo de Kyoto. Sin embargo, la combinación de varias de ellas han mostrado un potencial mucho mayor en la mitigación del carbono (Paustian et al., 1997). En general, las técnicas de laboreo no son apropiadas ya que favorecen la mineralización de la materia orgánica y la respiración, aumentando así la emisión de CO₂. Algunos de los manejos recomendados para la fijación de carbono son:

Laboreo de conservación

El USDA define el laboreo de conservación como “cualquier método de labranza que garantiza [...] el control de malas hierbas y además mantiene una cubierta eficiente durante todo el año con el menor desgaste posible del suelo. El objetivo es reducir la pérdida de

suelo y el uso de la energía manteniendo simultáneamente la calidad y el rendimiento de los cultivos”. En cultivos herbáceos, este tipo de labor mantiene al menos un tercio del suelo cubierto con residuos del cultivo. Según el IPCC (2000), la irrupción del laboreo de conservación por un sólo pase de labor intensiva produce la pérdida acelerada de las ganancias de carbono acumuladas en varios años. En Europa, Smith et al. (2005b) estimaron que el laboreo reducido tenía un potencial para fijar carbono de al menos $0,2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

No laboreo

Algunos autores como Jarecki y Lal (2003) han señalado que las técnicas de no laboreo pueden ser más efectivas en la fijación de carbono que el laboreo convencional, ya que este manejo puede incrementar la concentración de carbono orgánico. Las tasas de fijación estimadas para Europa alcanzan los $0,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Freibauer et al., 2004; Smith et al., 2005b). Smith et al. (2000) indicaron además que el no laboreo era la técnica más eficaz en el desarrollo de estrategias combinadas de fijación de carbono (por ejemplo, en la adición de residuos vegetales y pase o no de labor).

Residuos de cultivos

Los restos o residuos del cultivo incluyen pequeñas ramas, hojas, raíces, paja y otras partes de las plantas que permanecen tras la cosecha. Contienen aproximadamente un 45% de carbono y son los principales precursores de materia orgánica (Jarecki y Lal, 2003; Porta et al., 2003). Además de aportar numerosos beneficios al suelo, es una de las prácticas más idóneas para fijar carbono, pudiendo alcanzar las $0,7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Smith et al., 2005b). La cantidad de carbono que puede almacenar el suelo, sin embargo, dependerá de la cantidad añadida y del ratio de descomposición, por lo que los valores varían mucho según el tipo de cultivo (Sainju et al., 2006).

Cubierta vegetal

La cubierta vegetal favorece la fijación de carbono al aumentar la entrada de residuos y permitir que el suelo esté cubierto por vegetación en periodos críticos (Jarecki y Lal, 2003; López et al., 2005). Al igual que al añadir restos de cultivos, la cantidad de carbono que puede quedar almacenada depende de la cantidad y el tipo de resto vegetal. Esta cubierta tiene la ventaja de que todo el CO_2 que es fijado por la fotosíntesis puede ser almacenado en

el suelo, ya que no se retira nada en la cosecha. En cultivos de naranja en el área mediterránea, Liguori et al. (2009) midieron una fijación de carbono por parte de la cubierta vegetal implantada entre los árboles de entre 1,1 y 0,5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

En términos generales, la adopción de prácticas de manejo para aumentar la concentración de carbono en el suelo y controlar las emisiones de CO₂ representan situaciones *win-win* o de doble ganancia, ya que aportan numerosos beneficios adicionales. Estos beneficios están relacionados con la mejora de la calidad del suelo, el desarrollo económico, la producción del cultivo, la seguridad alimentaria, la conservación de los ecosistemas y la mejora de la calidad del recurso agua (Lal, 2008b). Según Paustian et al. (2000), todos ellos pueden ser alcanzados con un coste relativamente bajo, aunque la adopción de estas prácticas de mitigación por los agricultores no siempre es fácil en ausencia de políticas o incentivos (Smith et al., 2007).

1.6 Modelos de simulación del carbono orgánico del suelo

Los modelos de simulación utilizan expresiones matemáticas basadas en asunciones y teorías científicas para describir de una forma abstracta el comportamiento de un sistema. Su principal finalidad es obtener conclusiones sobre el sistema real a través de la predicción, la representación o la mejora en la comprensión de las relaciones entre los elementos del sistema. Los modelos que simulan el movimiento de la materia orgánica en el suelo se utilizan a menudo para predecir variaciones en el contenido en carbono como respuesta a cambios de uso del suelo, manejo o clima (Jenkinson et al., 1999; Romanyà et al., 2000; Falloon y Smith, 2002; Álvaro-Fuentes et al., 2009). Además, debido a las interacciones entre la atmósfera y los ecosistemas terrestres, permiten predecir alteraciones en el intercambio de CO₂ (Jenkinson et al., 1991; Smith et al., 2000). A pesar de que los resultados obtenidos en simulaciones a largo plazo no pueden ser comparados con datos reales para verificar su validez, sí se dispone de ensayos de larga duración, como la finca experimental de Rothamsted, que permiten su ajuste para obtener resultados viables (Smith et al., 1997).

A continuación se indican algunos de los modelos que simulan los cambios que se producen a largo plazo en el contenido en materia orgánica del suelo. La mayoría de ellos permiten simular un amplio rango de climas y usos del suelo. En todos el carbono orgánico del suelo se divide en diferentes compartimentos en los que permanece según el tiempo de

residencia.

- CANDY (Carbon-Nitrogen-Dynamics): es un sistema modular desarrollado en Alemania por Franko et al. (1995) que describe las dinámicas del carbono y el nitrógeno en suelos agrícolas, asumiendo 20 capas homogéneas de 10 cm de espesor cada una. Consiste en 4 submodelos: temperatura, agua, cultivo y movimiento de la materia orgánica y el nitrógeno. Entre los parámetros de entrada están las características climáticas, características propias del desarrollo de las plantas (siembra, profundidad de las raíces y cosecha, entre otras), textura del suelo y manejo del cultivo.
- CENTURY: este modelo simula a largo plazo las dinámicas de la materia orgánica, el crecimiento de plantas y los ciclos de nitrógeno, fósforo y azufre. Desarrollado por la Universidad de Colorado originalmente para pastos (Parton y Rasmussen, 1994), su uso se ha extendido a cultivos agrícolas, bosques y savanas. Consta de varios submodelos: materia orgánica del suelo y su descomposición, almacenamiento de agua, pasto o cultivo, producción forestal y manejo y otras funciones que especifican los parámetros de ejecución como los intervalos de tiempo a estudiar. La materia orgánica fresca se separa en dos compartimentos, metabólica y estructural, y la materia orgánica del suelo en tres: activo, lento, y pasivo. La textura del suelo regula el ratio de carbono que es transferido de un compartimento a otro. Este modelo permite simular la acumulación de carbono en el suelo durante su formación y tras cambios en el uso y manejo del suelo.
- DAISY: es un modelo que simula la dinámica del agua, la energía, el carbono, el nitrógeno y los plaguicidas a través del suelo. Fue desarrollado en Dinamarca (Hansen et al., 1991) para diferentes manejos del suelo en sistemas agrícolas. Este modelo predice la producción, el impacto medioambiental y el cambio en la calidad del suelo a través del tiempo. Los parámetros que definen el movimiento son el porcentaje de arcilla y la actividad de los microorganismos.
- DNDC (Denitrification and Decomposition): es un modelo que se ha desarrollado en ecosistemas agrarios en EEUU (Li et al., 1992ab). Predice el crecimiento del cultivo, la temperatura del suelo, los regímenes de humedad, la dinámica del carbono y el nitrógeno, así como las emisiones de CO₂ y óxido nitroso a través de los procesos de desnitrificación y descomposición. Contiene cuatro submodelos: características

climáticas, descomposición, desnitrificación y crecimiento de las plantas, la cual incluye parámetros relativos al manejo. El porcentaje de arcilla es la característica del suelo que se utiliza para determinar la cantidad de carbono que puede ser retenido.

- ROTHC es el modelo desarrollado en el Reino Unido por Jenkinson y Coleman (Jenkinson et al., 1987; Coleman y Jenkinson, 1996) para simular el movimiento del carbono en suelos en condiciones aeróbicas que no incluye la dinámica del nitrógeno. Es sensible al tipo de suelo, la temperatura, la humedad y el grado de cobertura del suelo por plantas, así como la entrada de carbono por la propia vegetación o el añadido en forma de compost. Este modelo ha sido empleado además para calcular la productividad primaria neta y las entradas de carbono al suelo (Jenkinson et al., 1992).
- NCSOIL es otro modelo americano que simula flujos de carbono y nitrógeno a través del suelo y los microorganismos (Molina, 1996). Incluye cuatro compartimentos orgánicos: residuos de plantas, biomasa microbiana, humus activo y materia orgánica estable. La estabilidad de la materia orgánica está relacionada con el metabolismo y no con mecanismos de adsorción relacionados con el contenido en arcilla. La actividad microbiana incide sobre la descomposición de los residuos y la estabilidad del material resultante.
- SOMM: es un submodelo sobre humus que forma parte del modelo SPECOM desarrollado para bosques en Rusia (Chertov, 1990). Los procesos están regulados por el nitrógeno, el contenido en hojarasca, la temperatura y la humedad. Se diferencia de los demás en que estudia el flujo de carbono entre los distintos horizontes del suelo. Su movimiento y la calidad del material resultante está determinado por la actividad biológica y la humificación de los residuos.

En 1997, Smith et al. compararon algunos de estos modelos tras simular 12 bases de datos que abarcan diferentes usos del suelo (agrícola, pasto y bosque), zonas climáticas y prácticas de manejo. Entre las conclusiones obtenidas en este trabajo, seis modelos (RothC, CENTURY, DAISY, CANDY, NCSOIL y DNDC) mostraron los mejores ajustes entre los valores simulados y medidos, mientras que sólo cuatro de ellos (RothC, NCSOIL, CENTURY y SOMM) fueron aptos para todos los usos del suelo estudiados.

En este trabajo hemos utilizado el modelo RothC ya que es uno de los más citados en la bibliografía. Su amplio uso se debe a su fácil aplicación y al éxito en los resultados obtenidos en diversos manejos agrícolas de todo el mundo (Smith et al., 1997). A pesar de que el modelo ha sido desarrollado para áreas templadas, ha mostrado buenos ajustes en ecosistemas tropicales, incluyendo Kenia y Zambia (Jenkinson et al., 1999). En el área mediterránea ha sido aplicado para bosque de *Pinus radiata* (Romanyà et al., 2000). No obstante, no se han encontrado referencias del uso de modelos de simulación del carbono orgánico en el suelo para cultivos de olivar.

OBJETIVOS

A decorative laurel wreath with green leaves and small purple berries, positioned horizontally below the word 'OBJETIVOS'.

2. OBJETIVOS

Todo lo expuesto anteriormente indica la necesidad de realizar estudios sobre la influencia de los manejos del suelo en la mejora de la calidad del medio. Los principales objetivos de este trabajo han sido:

- evaluar los efectos de los diferentes manejos del suelo de olivar de Andalucía sobre las propiedades del suelo, y
- estimar la capacidad de fijación de carbono de cada uno de ellos.

Estos dos objetivos generales se desglosaron en los siguientes objetivos específicos:

1. Estudiar las principales propiedades del suelo y los cambios asociados a los manejos del suelo más frecuentes en el olivar de Andalucía.
2. Determinar la influencia del carbono orgánico sobre las propiedades del suelo, así como los principales factores que modifican la concentración de este elemento.
3. Aplicar el modelo RothC para conocer las entradas anuales de carbono a los suelos en las áreas naturales y en el olivar con diferentes manejos.
4. Conocer la evolución del carbono orgánico tras un cambio en el uso del suelo de vegetación nativa a olivar labrado, y tras un cambio en el manejo del suelo de olivar labrado a cubierta vegetal viva o inerte.
5. Establecer las tasas de fijación de carbono en cada manejo.
6. Establecer la capacidad de fijación de carbono que presenta suelo del olivar andaluz como medida para reducir la concentración de CO₂ en la atmósfera.

FACTORES FORMADORES



3. FACTORES FORMADORES

La zona de estudio abarca las áreas olivareras más importantes de Andalucía. Desde el punto de vista geográfico se localizan en el sur de la Península Ibérica. En concreto, los municipios en los que se localizan las fincas son:

Tabla 3.1. Resumen de las fincas y manejos de suelo muestreados.

| Finca | Municipio | Provincia |
|---------------------|----------------------|-----------|
| Castillo de Tajarja | Castillo de Tajarja | Granada |
| Matallana | Espejo | Córdoba |
| Dehesa El Tobazo | Alcaudete | Jaén |
| La Torre | Bobadilla | Málaga |
| Deifontes | Deifontes | Granada |
| Salido Bajo | Arquillos | Jaén |
| Molino El Tercio | Moraleda de Zafayona | Granada |
| El Empalme | Villacarrillo | Jaén |

3.1 Geología

De acuerdo con Vera (2004), en la comunidad autónoma de Andalucía se pueden diferenciar tres grandes unidades geológicas (Figura 3.1). Al norte del valle del Guadalquivir, coincidiendo con la unidad morfológica de Sierra Morena, aflora el *Macizo Ibérico*, constituido por materiales precámbricos y paleozoicos plegados durante la orogenia hercínica (hacia el final del Carbonífero medio). Estos materiales han quedado emergidos desde entonces (hace unos 300 millones de años) constituyendo un continente sometido a erosión.

La segunda unidad, la *Cordillera Bética*, se encuentra en la parte más meridional y ocupa la mayor parte de la superficie. Se trata de una cadena de plegamiento alpino constituida por un conjunto de alineaciones montañosas en disposición casi paralela y con una orientación suroeste-noreste, que se formó durante el Mioceno. Esta cordillera está constituida por dos grandes unidades: las Zonas Externas, que comprenden a los materiales mesozoicos y terciarios del antiguo margen continental localizado al sur y sureste de la placa ibérica, y las Zonas Internas que constituyen un fragmento de la Subplaca Mesomediterránea que se ha desplazado hacia el oeste hasta colisionar con el margen antes citado y formar la cordillera.

Los materiales de ambos dominios son diferentes para cada etapa de su evolución siendo además los de las Zonas Externas sedimentarios y los de la Zona Interna metamórficos.

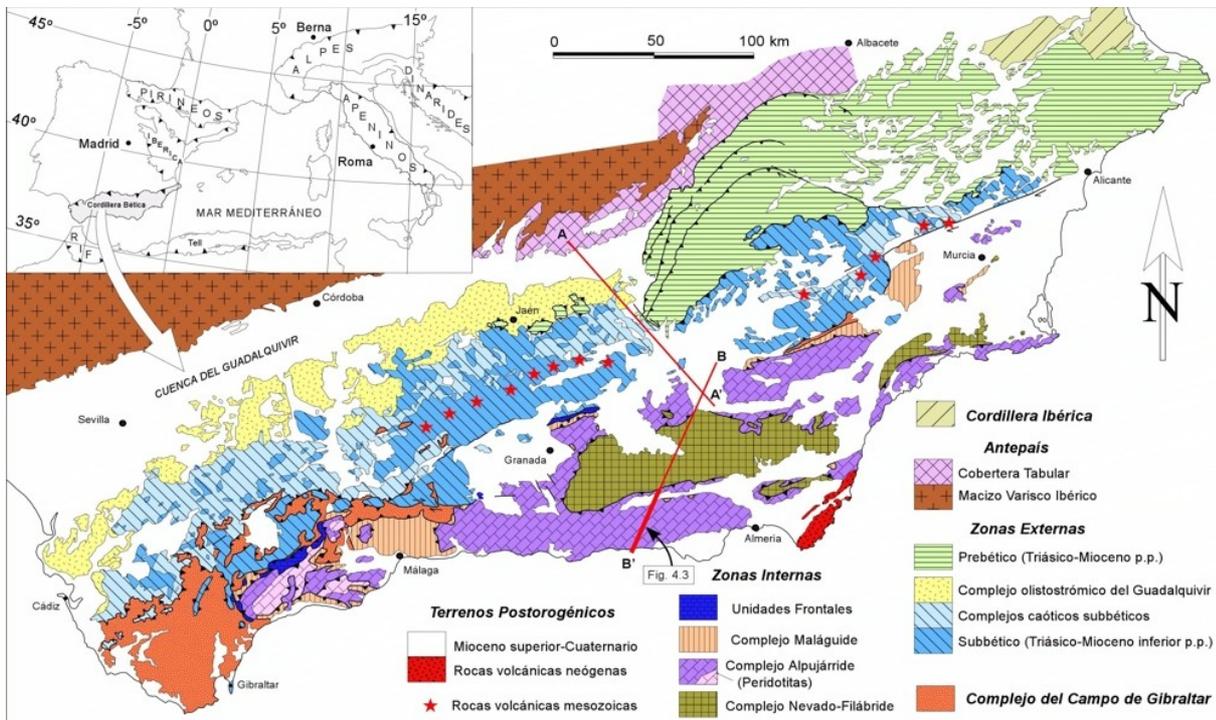


Figura 3.1. Mapa geológico de la Cordillera Bética en el que se muestra la extensión de los afloramientos de cada una de las unidades diferenciadas. Extraído de Vera (2004).

La tercera unidad geológica engloba las llamadas *Cuencas Cenozoicas*. Está formada por un conjunto variado de cuencas que se formaron durante el Cenozoico (después de la orogenia alpina) y que posteriormente se rellenaron con sedimentos procedentes de la erosión de los relieves de las otras dos unidades geológicas, y que han sido poco deformados. Entre ellas destaca la Depresión del Guadalquivir frente al resto, un conjunto de áreas ubicadas dentro de las cordilleras Béticas que poseen importantes rellenos sedimentarios de materiales neógenos.

Las Cordilleras Béticas

La elevada complejidad estructural y litológica de las Cordilleras Béticas se manifiesta en la diversidad de unidades que aparecen. En ella se localizan cuatro de las ocho fincas muestreadas en el presente documento.

Zonas Externas

Constituyen la cobertera sedimentaria del margen sudibérico, plegada y despegada de su zócalo. Los materiales se pueden delimitar en tres grandes conjuntos relativos a etapas sucesivas de la evolución dinámica del margen continental en el que ocurrió el depósito de los mismos. El primero de ellos lo constituyen los materiales del Triásico y del Liásico, que corresponden a los depósitos de una fase anterior a la formación del margen continental en la que se depositaron materiales detríticos rojos y calizas marinas someras con características litológicas muy similares en toda la región. Afloran en los núcleos de los antifórms y en los frentes de cabalgamiento, con dos tipos de relieves muy característicos del paisaje andaluz: los triásicos de facies Keuper que dan relieves alomados, y las calizas del Liás inferior que dan relieves montañosos con modelado kárstico. El segundo conjunto lo forman los materiales del resto del Jurásico y Cretácico inferior, con depósitos de calizas margosas, calizas con sílex, turbiditas y margas radiolaríticas. El tercer conjunto lo constituyen materiales del Cretácico superior, Paleógeno y Mioceno inferior, depositados por sedimentación marina somera y episodios costeros y continentales, con facies pelágicas margosas con intercalaciones locales de turbiditas. Estos materiales dan un relieve suave en lomas que suele estar intensamente cultivados.

Dentro de las Zonas Externas se diferencian dos grandes dominios tectonoestratigráficos:

- El Prebético se corresponde con el margen continental adyacente al antiguo continente, que en Andalucía aflora ampliamente en las sierras de Cazorla y Segura y, más reducidamente, en algunos relieves próximos a Jaén; al oeste de Jaén no aflora por estar tapado por el Subbético o por los sedimentos de la Cuenca del Guadalquivir. Se caracteriza por el dominio de las facies marinas someras.
- El Subbético es la unidad más alejada del continente durante el depósito y cabalga ampliamente sobre el Prebético, aflorando al sur de éste y al norte de las Zonas Internas. Se caracteriza por el dominio de las facies marinas profundas depositadas desde el Mioceno al Paleógeno.

Las fincas Dehesa *El Tobazo*, *Salido Bajo* y *El Empalme* se emplazan en las Zonas Externas, perteneciendo la primera de ellas al sector Subbético y las dos últimas al Prebético. Los materiales que emergen en *El Tobazo* son principalmente brechas, megabrechas y bloques (mass flows) con olistolitos procedentes del Mioceno, donde también destacan arcillas,

yesos y dolomías del Trías. De forma esporádica pueden aparecer calizas, margas y margocalizas de periodos posteriores (IGME, 1992a). Esta unidad olistostrómica tiene un carácter predominantemente sedimentario en la que son frecuentes los fenómenos de deslizamiento. Salido Bajo, por su parte, está constituido por materiales detríticos de color rojo de la facies Buntsandstein formados por lentejones de areniscas, arcillas y limos (con algunos conglomerados) de carácter aluvial (IGME, 1976). Entre los 40 y 50 cm de profundidad se observan capas laminares de areniscas muy consolidadas que dificultan la infiltración de agua, generando periodos de encharcamiento. El Empalme se localiza sobre materiales neógenos del Terciario, en el contacto entre litologías calcáreas y margosas. Donde la erosión fluvial ha sido más intensa y profunda afloran paquetes triásicos (IGME, 1973). También en algunas zonas de la finca *La Torre* afloran materiales de la Zona Externa en las áreas más elevadas y que no han sido cubiertas por los materiales sedimentarios de relleno que forman las cuencas postorogénicas (IGME, 1986).

Zonas Internas

Aflora en la parte más meridional de las Cordilleras Béticas y dentro de ella se reconocen varias unidades geológicas de rango mayor: los complejos Nevado-Filábride, Alpujárride y Maláguide, que constituyen tres conjuntos de mantos de corrimiento apilados. Los tres complejos corresponden a fragmentos del microcontinente que originariamente ocuparía posiciones más orientales (Subplaca Mesomediterránea). Este dominio paleográfico presenta materiales comprimidos, plegados y desplazados durante la Orogenia Alpina, creando una gran complejidad estructural de mantos de corrimiento y unidades desplazadas. Los términos más antiguos afloraron en el Triásico y están caracterizados por un metamorfismo generalizado.

La Cuenca del Guadalquivir

Es la más extensa de las depresiones de Andalucía, localizada entre el Macizo Ibérico y el borde septentrional de las Cordilleras Béticas. Se trata de una cuenca sedimentaria que se superpone al surco frontal que existiría al norte de la cordillera a la vez que se iba formando. Tiene una marcada asimetría ya que el borde norte (macizo ibérico) es tectónicamente inactivo mientras que el borde sur sería activo, lo que trae como consecuencia que junto a este borde activo se depositasen importantes volúmenes de

olistostromas formados por masas (olistolitos) de procedencia bética en el seno de materiales del Mioceno. La mitad norte de la Depresión del Guadalquivir corresponde a afloramientos del Mioceno superior y Plioceno sin olistostromas. En la zona central de esta cuenca se emplaza la finca *Matallana*, en la que afloran arcillas arenosas con cantos de calizas pertenecientes al Cuaternario medio (Pleistoceno) (IGME, 1988b).

Las Cuencas Cenozoicas

Las Cuencas Cenozoicas ubicadas en el interior de las cordilleras Béticas también se conocen como cuencas neógenas postorogénicas. La formación de estas depresiones y su posterior relleno se produjo en dos fases geodinámicamente diferentes: una primera, que comprende el Mioceno inferior y medio, durante el cual las cuencas béticas evolucionaron simultáneamente a los movimientos principales de la estructuración orogénica de la Cordillera, y una segunda en la que se produce la sedimentación neógena y que abarca temporalmente desde el Mioceno superior al Cuaternario, cuando se retiró el mar de las cuencas más alejadas de las costas actuales (materiales marinos y lacustres) y se depositaron importantes volúmenes de sedimentos continentales (arcillas, limos, arenas, conglomerados, etc).

La formación orogénica caracterizó estas cuencas por una morfología poligonal sometida a notable subsidencia, conectándolas entre sí y delimitándolas por sectores que experimentan levantamiento. Las Cuencas Postorogénicas se sitúan indiferentemente sobre las Zonas Internas, las Zonas Externas o sobre el contacto entre ambas. Entre ellas destacan por su amplitud y potencia del relleno sedimentario las cuencas de Ronda, Granada, Guadix-Baza, Almería, Sorbas y Huercal Overa.

En la Depresión de Granada, destacan los terrenos aluviales transportados y depositados por el río Genil, que atraviesa la depresión de este a oeste y que están en la base de los fértiles suelos de vega de la comarca. En otros lugares de la cuenca, las formaciones conservan una disposición tabular como ocurre hacia el sur de la depresión con las calizas pontienses del área de Salar, los conglomerados pliocuaternarios de Moraleda de Zafayona o las calcarenitas de Alhama.

En este contexto se localizan las fincas *Castillo de Tajarja*, *Molino El Tercio* y *Deifontes*. En la primera de ellas afloran margas y margocalizas con niveles de lignito y ocasionalmente brechas calcáreas, mientras que en El Tercio se localizan depósitos de ladera y derrubios en general procedentes del Cuaternario y Pleistoceno (IGME, 1988a). En Deifontes los materiales que afloran son arcillas, limos rojos y conglomerados (IGME, 1992b). La finca *La Torre* situada en Bobadilla (Málaga) se encuentra en la Cuenca de Antequera y está parcialmente cubierta por materiales neógenos como arenas, arcillas y cantos aluviales de fondo de valle así como cantos de calizas y biocalcarentas con una matriz calcárea pulverulenta (IGME, 1986).

3.2 Relieve

El material litológico es el principal factor responsable del relieve, por lo que según las unidades geológicas identificadas en el apartado anterior, en Andalucía se pueden diferenciar tres grandes unidades morfológicas. La más septentrional es *Sierra Morena*, que se localiza al norte del valle del río Guadalquivir con una altitud media de 600 m. La segunda corresponde a la gran llanura que rodea al valle del río Guadalquivir, la *Depresión Bética o del Guadalquivir*, que se ensancha ampliamente hacia el oeste y se estrecha hacia el este hasta terminar en las lomas de Úbeda a las faldas de la Sierra de Cazorla. La tercera gran unidad morfológica, las *Cordilleras Béticas*, ocupa más de la mitad de la superficie de Andalucía, constituyendo un relieve montañoso accidentado en el que se elevan las cotas mayores de la Península Ibérica (Mulhacén, 3481 m y Veleta, 3392 m) y en la que se levantan numerosas sierras localizadas en las provincias de Málaga, Granada, Almería y Jaén (Vera, 2004).

En cuanto a la altimetría, las mayores cotas de la Cordillera Bética se encuentran en su Zona Interna en la que destaca Sierra Nevada (altitud media superior a 3000 m) y un conjunto de sierras con cimas con alturas comprendidas entre los 2000 (Tejeda, Ronda y Almjara) y los 2200 m (Baza, Gádor y Filabres). Las montañas de la Zona Externa son, generalmente, de menor altitud. Las máximas cotas, entre 2200 y 1500 m, se encuentran en las sierras de Cazorla, Segura, Mágina, María, Subbética cordobesa o Harana entre otras. Finalmente, sobre las rocas de estos dominios se sitúan varias depresiones entre las que destaca el valle del Guadalquivir, que transita desde los 400 m de altitud en su sector más oriental hasta el nivel del mar en el Parque Nacional de Doñana. Otras depresiones destacables son las de

Granada y Guadix-Baza, situadas a una altitud media de 850 y 1000 m respectivamente, así como las de Ronda o Antequera entre otras (Sanz de Galdeano et al., 2007).

La pendiente está altamente relacionada con la altimetría. Según el IGME (1998), más de un 40% de la superficie regional está formada por terrenos con pendientes menores del 7%, distribuidos esencialmente en el valle central del río Guadalquivir, las campiñas de Sevilla, Córdoba y Cádiz, las altiplanicies granadinas y algún sector aislado como el valle de los Pedroches o la vega de Antequera. Los relieves con pendientes entre el 7 y el 15% predominan en zonas intermedias entre las tierras anteriormente citadas y los relieves más acentuados, siendo notable la proporción que alcanzan en la provincia de Almería y Huelva (32 y 29% de la superficie respectivamente). Es de destacar que gran parte de las campiñas orientales de Jaén y el sur de Cádiz, así como extensas superficies de Sierra Morena están caracterizadas por estos relieves. Las pendientes más abruptas (entre el 15 y el 30%) configuran gran parte de los relieves de Sierra Morena, la Cordillera Bética y algunos sectores al norte de Almería, mientras que el relieve montañoso (>30%) se concentra en las principales sierras (Sierra Nevada, Sierras Cazorla y Segura, Filabres, Sierra Sur de Jaén, etc.).

La Cordillera Bética comenzó a formarse hace aproximadamente 60 millones de años. No obstante, el relieve actual está asociado principalmente a los procesos tectónicos ocurridos en los últimos 8 millones de años, desde el Tortonense superior hasta la actualidad. Tras la intensa deformación alpina, el relieve se caracterizaba por pequeñas islas separadas entre sí por pasillos marinos más o menos profundos. En esos momentos se produjo un cambio geodinámico importante: el bloque de Alborán dejó de desplazarse hacia el oeste y adquirió una dirección principal noroeste-sureste. En la Zona Interna comenzaron a formarse grandes pliegues de dirección media este-oeste asociados a cabalgamientos profundos y con una longitud de onda superior a la decena de kilómetros. La Zona Externa también sufrió acortamiento aunque con mucha menos intensidad.

De forma muy simplificada podemos concluir que el relieve de la Zona Interna es debido, en gran parte, a la existencia de pliegues simétricos y vergentes al norte de tamaño kilométrico que, localmente, están cortados por fallas normales de dirección mayoritaria noroeste-sureste. La Zona Interna tiene un relieve concordante en el que los antiformes coinciden con sierras mientras los sinformes lo hacen con valles o depresiones.

Para comprender el relieve de la Zona Externa hay que tener en cuenta su particular configuración: está constituida por una sucesión de rocas mayoritariamente sedimentarias apoyadas sobre un basamento varisco (Macizo Ibérico) y ambas separadas por una potente capa de rocas arcillosas, arenosas y evaporíticas (facies Keuper). Este fuerte contraste entre materiales muy resistentes y flexibles hizo que esta cobertera sedimentaria se despegase de su basamento, plegándose y fracturándose. El resultado es un conjunto de pliegues y cabalgamientos que afectan a una cobertera de hasta aproximadamente 5-6 km de espesor. En ocasiones, aprovechando las superficies de fractura, el material de edad triásico de naturaleza plástica extruye en superficie formando estructuras diapíricas, muy abundantes en la Zona Externa. Finalmente, en los bordes de las sierras se sitúan fallas normales en dirección mayoritaria noroeste-sureste. Estas fallas escalonan el relieve generando cuencas intramontañas (depresiones topográficas) entre los relieves del basamento (Sanz de Galdeano et al., 2007).

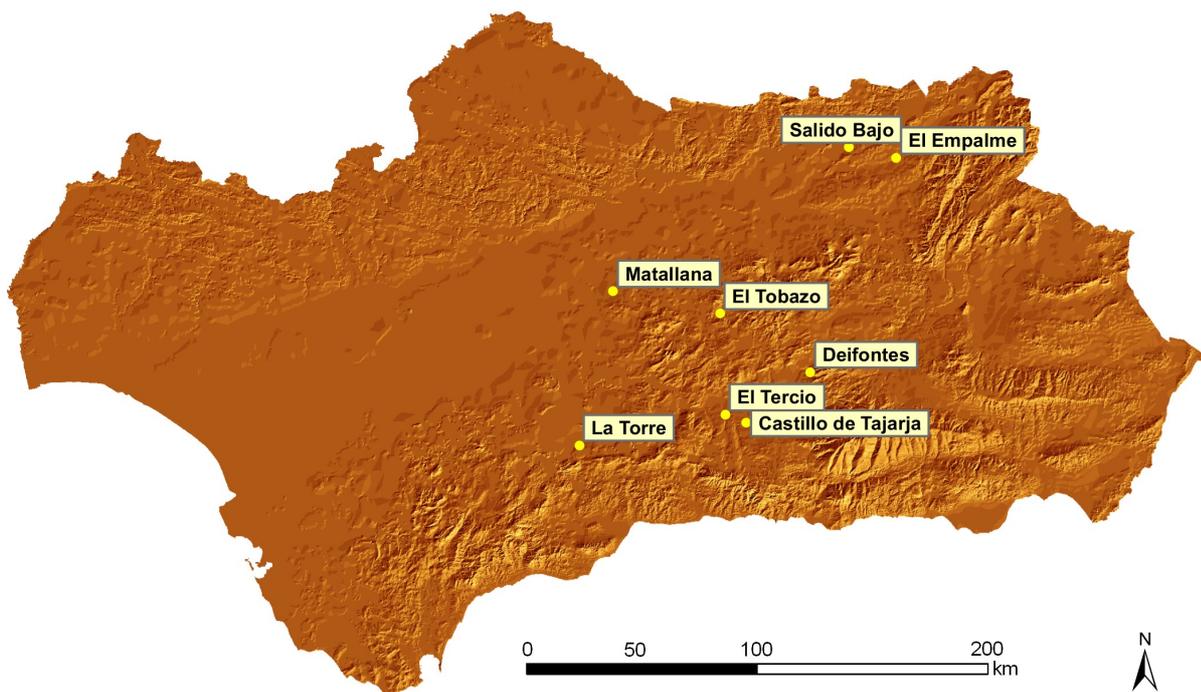


Figura 3.2. Mapa de relieve de Andalucía (modelo digital del terreno) y localización de las fincas de estudio.

Dentro de este conjunto, las fincas presentan un relieve condicionado por:

- la mayor o menor resistencia a la erosión,
- la intensidad del coluvionamiento de los materiales,
- la historia geomorfológica, y
- las labores agrícolas, que desde muy antiguo modifican los rasgos erosivos anuales.

La Figura 3.2 muestra el relieve de Andalucía y la localización de las fincas estudiadas en este trabajo. La *Dehesa El Tobazo* está enclavada hidrológicamente en la cuenca del río Guadajoz. El relieve está ligeramente ondulado por colinas calizas que destacan de terrenos arcillosos más o menos llanos, y cuya altitud puede alcanzar los 600 o 700 m. Estos llanos y colinas en los que se sitúa la finca se encuentran rodeados por un cinturón montañoso perteneciente a las Sierras Béticas. La pendiente varía entre el 5 y el 11%.

La comarca en la que se sitúan las fincas *Salido Bajo* y *El Empalme* es una pendiente con frentes y zonas llanas, con un desnivel de unos 200 metros aproximadamente y una morfología en escalera. El paisaje es bastante uniforme en lo referente a pendientes, pues oscila entre inclinado y moderadamente escarpado. La aparición de una marcada red de drenaje origina laderas con pendientes de al menos el 20%, siendo igualmente frecuentes los rellenos por coluvionamiento, creando superficies de escasa pendiente. *Salido Bajo* se sitúa en una depresión en la que se instaura una red de drenaje de tipología detrítica originada por el derrame del borde meridional de la Meseta Ibérica, con una altitud media de 460 m y una superficie llana. En una zona próxima de modelado suave se sitúa *El Empalme*, a 517 m de altitud y pendiente menor del 4%.

Ya en la Depresión del Guadalquivir, *Matallana* presenta un relieve típico de campiña, con suaves colinas alomadas de fondo ondulado, terrazas fluviales escalonadas y montículos dispuestos anárquicamente. En esta zona destaca la mayor proximidad temporal de la sedimentación respecto al plegamiento alpino, que da lugar a elevaciones más marcadas aunque sin perder el suave modelado que caracteriza al Mioceno marino. La altitud media en esta finca es de 310 m y la pendiente oscila entre el 1 y el 7%.

Castillo de Tajarja presenta un paisaje relativamente horizontal alternado con planicies, escasas lomas o colinas de forma alargada y perfil suave. Aquí como en muchas de las zonas estudiadas, la erosión del agua ha originado ramblas y barrancos de cauce seco. El conjunto

mantiene una altitud cercana a los 800 m sobrepasándola algo en las cotas más altas. También dentro de la Depresión de Granada y muy cerca de la finca anterior, *El Tercio* se sitúa en un valle aluvial elongado en dirección S-N que se curva hacia el oeste. La finca se encuentra en la zona alta y llana de este valle aluvial, a 720 m, donde se depositaron facies de llanura de inundación y de relleno de canal. La tendencia al apilamiento de los canales en la misma vertical sugiere que la dirección del drenaje tiene un control tectónico. *Deifontes* se caracteriza por estar formada por una amplia solana, que desciende de norte a sur en escalones, en la que se alternan macizos montañosos y algunas planicies. Presenta una geografía accidentada y gran altitud, que alcanza los 1000 m en la zona de estudio. Prácticamente toda la zona presenta un desnivel por encima del 3% con pendientes entre el 3 y el 8%.

La Torre se emplaza en la comarca de la Depresión de Antequera y abarca un área deprimida de suave topografía y bien comunicada con el Valle del Guadalquivir. Al norte no presenta grandes relieves aunque sí al sur, que interceptan el Mediterráneo con la Depresión. Como hemos indicado anteriormente, en esta zona aparece una serie bastante numerosa de pequeños salientes rocosos que resaltan en muchas ocasiones sobre los materiales de relleno, aunque otras veces forma elevaciones más apreciables. La altitud de la zona de muestreo varía entre los 390 y 430 m, con pendientes suaves del 6%.

3.3 Clima

Las características climáticas de Andalucía se derivan básicamente de su localización entre la zona tropical y subtropical, que determina por ejemplo que el balance de radiación sea prácticamente equilibrado, configurándose como un ámbito de transición entre dominios climáticos diferentes: tropicales, subtropicales y de latitudes medias (Pita, 2003).

Esta localización es la responsable de que el espacio andaluz se vea sometido a la alternancia de centros de acción y de mecanismos meteorológicos diferentes en las estaciones invernal y estival, lo que introduce una dimensión de variabilidad e irregularidad. Durante el invierno predominan los mecanismos propios de las latitudes medias, esencialmente la presencia de los vientos del oeste. En verano, el desplazamiento de los cinturones de presión y viento hacia el polo Norte determina la influencia de las altas presiones subtropicales. Esta alternancia de centros de acción diferentes y la variabilidad en su desplazamiento impone

una clara diferenciación entre el tiempo predominante registrado en ambas estaciones (Pita, 2003).

Por otro lado, su emplazamiento en la fachada occidental de la cuenca mediterránea hace que esté inscrita en el dominio de los climas subtropicales mediterráneos, apareciendo una distinción neta entre un invierno húmedo, lluvioso y suave en términos térmicos, alternado con un verano seco y marcadamente caluroso. Además, la existencia de un mar muy cerrado y cálido puede propiciar en ciertos momentos la inestabilización del aire por el calentamiento y su humidificación.

Los factores de orden geográfico determinan a su vez las características climáticas de la zona a menor escala. La existencia de una cuenca completamente accidentada y rodeada de relieves abruptos determina la existencia de flujos de aire muy complejos y que atribuyen mucho peso en el clima a características locales (reactivación de perturbaciones, generación de algunas nuevas, regímenes propios de viento por efectos föhn, Venturi, etc.).

Todos estos rasgos, que caracterizan a los climas de la cuenca mediterránea, se producen de manera arquetípica en el territorio andaluz. Según Pita (2003), las características más comunes del clima mediterráneo que afectan a Andalucía son, por orden de importancia:

- Un invierno húmedo, lluvioso y atemperado por la influencia oceánica.
- Una marcada variabilidad temporal en las magnitudes climáticas, especialmente en la precipitación, que permite la aparición de fenómenos extremos a veces muy intensos.
- Una acusada variabilidad espacial como consecuencia del relieve accidentado, lo que se traduce en la aparición de mosaicos climáticos muy finos en el interior del gran conjunto mediterráneo.

Tipos climáticos de Andalucía

Si bien Andalucía puede englobarse dentro del clima mediterráneo, la gran variabilidad existente en su territorio hace que sea necesaria la identificación de diferentes tipos climáticos. La precipitación, por ejemplo, oscila entre los 250 y 1500 mm anuales, mientras que las temperaturas medias anuales son mínimas en zonas de cotas altas y templadas en las áreas costeras. Una primera mirada en detalle permite establecer una distinción entre zonas costeras, de interior y de montaña. Según Pita (2003) dentro de la comunidad autónoma

andaluza se pueden distinguir hasta seis tipos climáticos diferentes:

- clima mediterráneo oceánico de la costa atlántica,
- clima mediterráneo subtropical,
- clima mediterráneo subdesértico,
- clima mediterráneo semicontinental de veranos cálidos,
- clima mediterráneo continental de inviernos fríos, y
- clima de montaña.

Todas las fincas estudiadas se encuadran en el clima mediterráneo continental de inviernos fríos. Corresponde genéricamente al área del surco intrabético, donde la continentalidad, el aislamiento impuesto por los relieves circundantes y la altitud determinan la aparición de un clima muy extremado, con veranos calurosos (medias en torno a 24-25°C) y, sobre todo, inviernos muy fríos. Durante esta época las temperaturas medias suelen situarse por debajo de los 6-7°C, con intervalos de heladas muy frecuentes. A esta variación estacional hay que añadir unas precipitaciones escasas, del orden de los 400 mm o incluso inferiores, con una distribución a lo largo del año más regular que la que caracteriza al resto de la región. Bajo este régimen las precipitaciones primaverales ocupan un papel muy destacado y la sequía estival no es absoluta, registrándose algunas lluvias incluso en los meses de julio y agosto. Durante el invierno suelen aparecer precipitaciones en forma de nieve.

A continuación se indican las fichas climáticas de cada una de ellas:

Castillo de Tajarja:

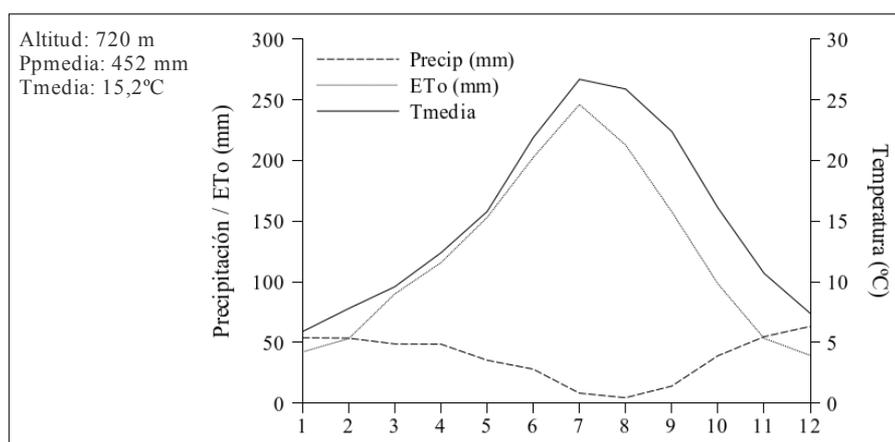


Figura 3.3. Ficha climática de la estación Chimeneas-Castillo. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Matallana:

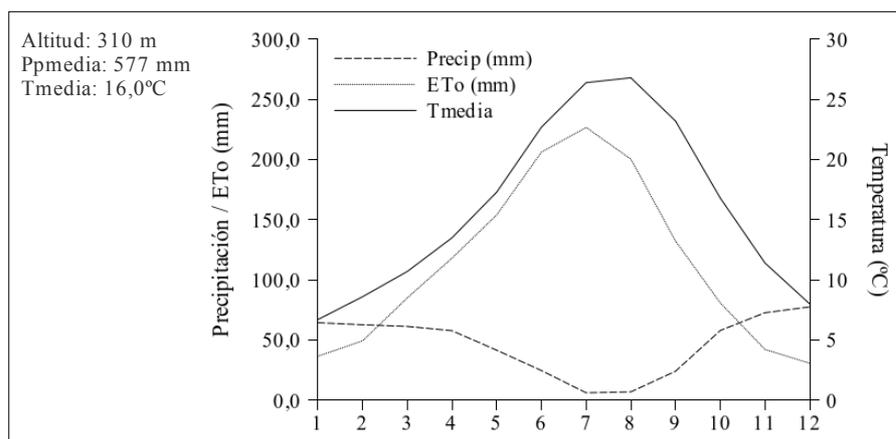


Figura 3.4. Ficha climática de la estación Espejo-Castro del Río. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Dehesa El Tobazo:

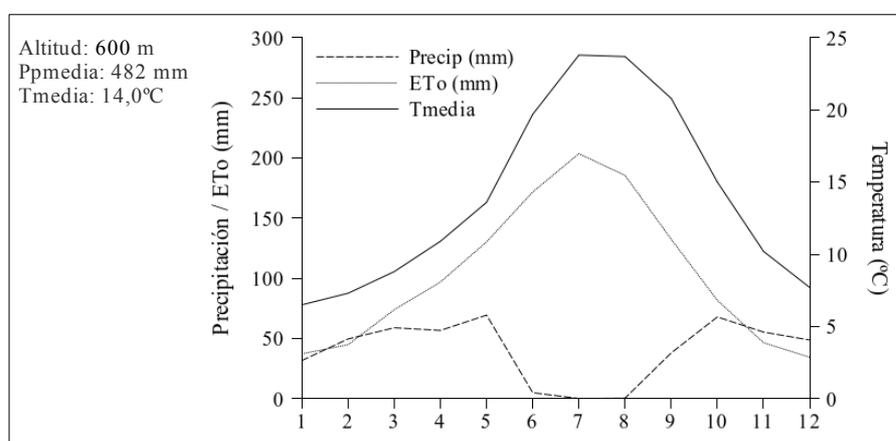


Figura 3.5. Ficha climática de la estación Alcalá la Real-Charilla. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

La Torre:

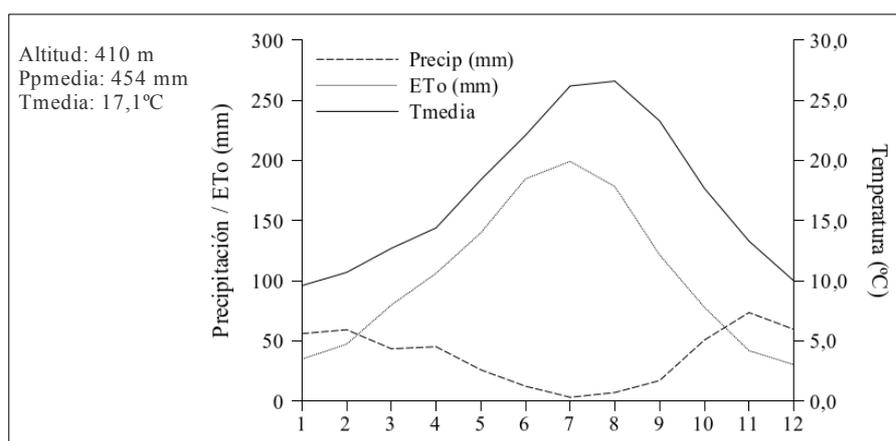


Figura 3.6. Ficha climática de la estación Bobadilla-Estación. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Deifontes:

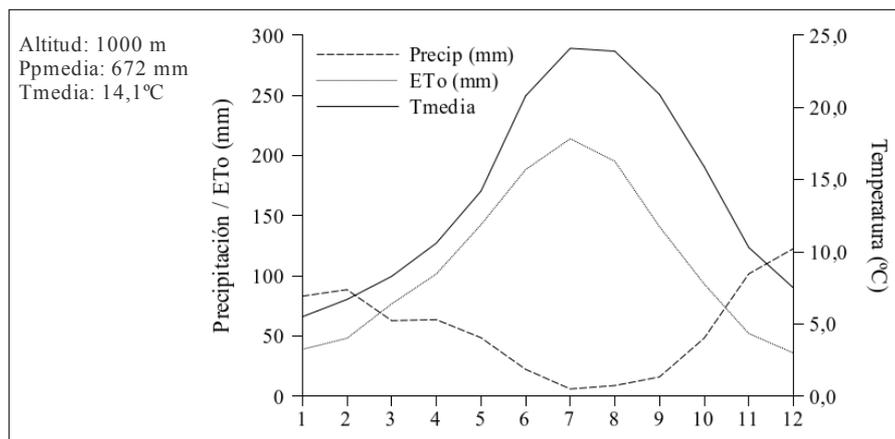


Figura 3.7. Ficha climática la estación Iznalloz-Frage. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Salido Bajo:

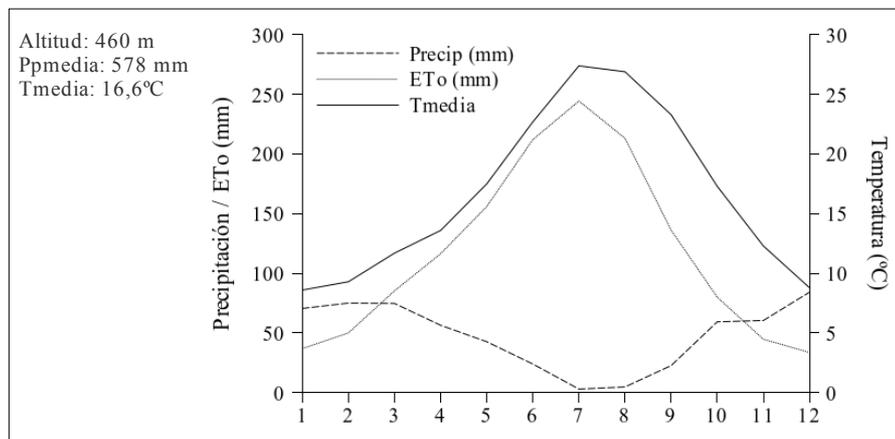


Figura 3.8. Ficha climática la estación Pantano Guadalén. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Molino El Tercio:

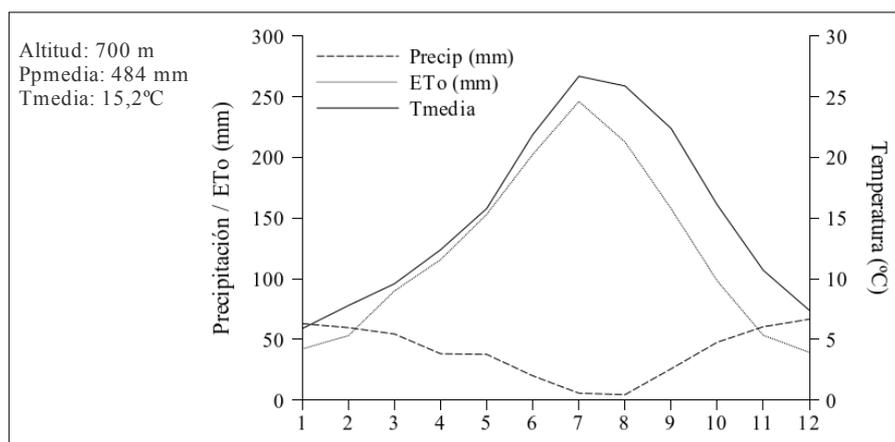


Figura 3.9. Ficha climática las estaciones Pinos-Fuentsanta y Moraleda-Loreto. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

El Empalme:

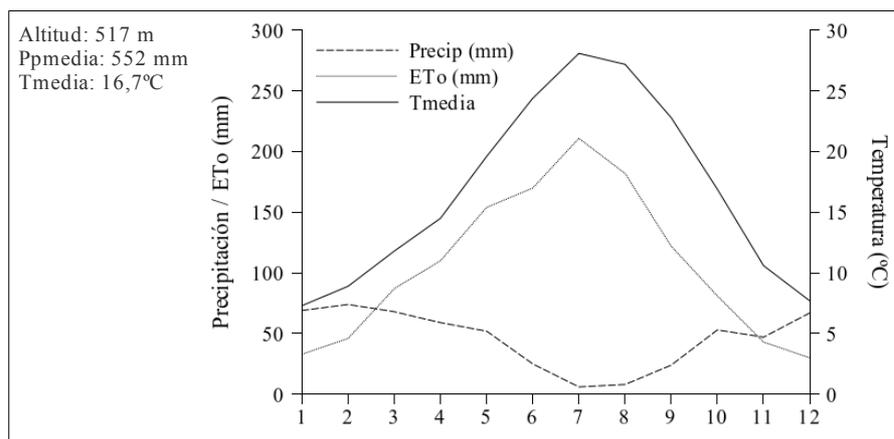


Figura 3.10. Ficha climática la estación Villacarrillo. Fuente: Instituto Nacional de Meteorología y Red de Información Agroclimática (CAP).

Como puede observarse en las figuras anteriores, las épocas con déficit de agua en todas las localizaciones se corresponden con los meses de verano. Si bien todas las fincas presentaron 4 meses con exceso de agua, las reservas fueron mayores en Deifontes, Salido, El Empalme, Matallana y La Torre, con 2 meses más durante los cuales hay agua suficiente en el suelo para el desarrollo de las plantas. Castillo fue la finca que presentó una menor reserva, con agua disponible en el suelo durante 5 meses. No obstante, estos resultados están relacionados solo con las características climáticas de la zona, pudiendo ampliarse el tiempo con reserva de agua dependiendo de las características texturales.

3.4 Vegetación

Las actividades agrarias han ido transformando la vegetación y el paisaje de la región Mediterránea desde tiempos remotos, ocupando los terrenos más fértiles para el establecimiento de pastos y cultivos (Pons y Quézel, 1985) y relegando la vegetación nativa a zonas marginales con menor capacidad productiva (Burel y Baudry, 2002).

Andalucía está integrada en la región biogeográfica Mediterránea. Las formaciones vegetales predominantes en los ecosistemas mediterráneos están formadas principalmente por arbustos y árboles termófilos y perennes. En general la vegetación se estratifica según su tamaño y fisionomía en tres niveles: uno superior formado por especies de porte arbóreo, uno intermedio formado por arbustos y el inferior o base, formado por vegetación herbácea. Esta estratificación da lugar a un hábitat capaz de soportar las características climáticas

típicas de Andalucía.

Desde el punto de vista bioclimático, Andalucía presenta 5 termotipos y 6 ombrotipos (Valle et al., 2004) que determinan la vegetación potencial de cada zona.

Termotipos:

- Termomediterráneo: comprende aquellos lugares situados desde el nivel del mar hasta los (500) 600-700 (900) m, dependiendo de la situación geográfica, orientación, etc. Se trata de las áreas más cálidas de Andalucía, donde prácticamente no existen heladas debido a la influencia del mar. Se presenta en zonas costeras penetrando hacia el interior de algunos valles, como el del Guadalquivir, por donde asciende hasta las proximidades de Andújar.
- Mesomediterráneo: junto con el termotipo anterior abarca la mayor parte de la superficie andaluza, salvo las montañas más altas y frías y los lugares más continentales. A nivel altitudinal se presenta aproximadamente entre los 600-700 m y los (1200) 1300-1400 (1500) m. Son lugares donde la temperatura media anual es más baja, se producen heladas y se dejan de observar los cultivos de cítricos, algodón o subtropicales, que son sustituidos por olivares, vid o cereales, que también pueden desarrollarse en el termomediterráneo. Todas las áreas de olivar estudiadas en el presente trabajo se engloban dentro de este termotipo.
- Supramediterráneo: abarca las áreas de media montaña, donde al subir en altitud descende la temperatura. El rango altitudinal que suele ocupar va desde los 1300-1800 (1900) m. Está bien representado en las sierras de Jaén y Granada, apareciendo de forma puntual en el resto de provincias.
- Oromediterráneo: comprende las partes altas de las sierras Béticas donde las inclemencias meteorológicas son considerablemente negativas: temperatura media anual baja, numerosas precipitaciones en forma de nieve, etc. Altitudinalmente se localiza entre los (1700) 1800-2800 (3000) m. No existe representación de este piso en Andalucía Occidental, quedando relegado a las provincias de Jaén, Granada y Almería.

- Crioromediterráneo: este termotipo aparece en Andalucía tan solo en las cumbres de Sierra Nevada, por encima de los 2800 (3000) m. Se extiende en sentido suroeste-noreste englobando las cumbres más altas de la península Ibérica (Mulhacén, Alcazaba, Veleta).

Ombrotipos:

- árido: comprende zonas con precipitaciones anuales que no alcanzan 200 mm. Aparece en algunas zonas de la provincia de Almería.
- semiárido: este ombrotipo se presenta en aquellas áreas de Andalucía con precipitaciones que oscilan entre 200-350 mm anuales, siempre que se tengan en cuenta las temperaturas y la evapotranspiración.
- seco: es probablemente el ombrotipo más extendido por Andalucía, y ocupa aquellos territorios con precipitaciones entre 350-600 mm anuales. A veces resulta difícil de discernir entre el ombrotipo seco y subhúmedo por el valor intermedio de las precipitaciones.
- subhúmedo: es un ombrotipo también bastante generalizado, frecuente en Andalucía occidental y áreas de montaña de la zona oriental. Comprende aquellas zonas con precipitaciones anuales del orden de 600-1000 mm. Todas las fincas estudiadas en el presente trabajo se engloban dentro del ombrotipo seco-subhúmedo.
- húmedo: las precipitaciones anuales oscilan entre 1000-1600 mm., hecho que en nuestras latitudes ocurre puntualmente. Se puede encontrar en zonas de montaña próximas a la costa y en las cumbres de Cazorla-Segura y Sierra Nevada, en la que muchas de estas precipitaciones son en forma de nieve.
- hiperhúmedo: desde el punto de vista bioclimático se entiende por zonas hiperhúmedas aquellas con precipitaciones que alcanzan los 1600-2300 mm. Este hecho es muy particular en Andalucía y solo ocurre en la sierra de Grazalema, algunos enclaves de la Sierra de las Nieves y probablemente en las cumbres de Sierra Nevada.

En base a estas características bioclimáticas, la vegetación potencial de las fincas de estudio pertenece a la serie de vegetación mesomediterránea bética seco-subhúmeda basófila de la encina (*Quercus rotundifolia* L.): *Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S. en dos faciasiones: la típica (Castillo, Deifontes y La Torre) y la termófila con *Pistacia lentiscus* L. (todas las demás). Esta serie se caracteriza por presentar la encina como especie dominante en la etapa clímax y desarrollarse sobre suelos básicos. La descripción de las plantas se ha realizado de acuerdo con Valle (2003).

- Serie mesomediterránea bética seco-subhúmeda basófila de la encina (*Quercus rotundifolia*): *Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S. Faciación típica.

La cabeza de serie es un encinar (*Paeonio-Quercetum rotundifoliae*) bien estratificado, dominado en su estrato arbóreo por la encina (*Quercus rotundifolia*). El estrato arbustivo, muy diversificado, es rico en enebros (*Juniperus oxycedrus* L.), majuelos (*Crataegus monogyna* Jacq.), torvizco (*Daphne gnidium* L.), rusco (*Ruscus aculeatus* L.), etc. Las lianas están muy bien representadas por *Lonicera implexa* Aiton, *Rubia peregrina* L., *Hedera helix* L., *Asparagus acutifolius* L., etc. En el estrato herbáceo, a veces es posible observar *Paeonia broteroi* Boiss y Reut. En zonas degradadas encontramos coscojares (*Crataego-Quercetum cocciferae*), retamales (*Genisto speciosae-Retametum sphaerocarphae*) o espartales (*Thymo gracile-Stipetum tenacissimae*). En los medios más degradados y de suelos más pobres y esqueléticos (leptosoles) aparecen romerales y tomillares (*Lavandulo-Echinospartion boissieri*) que presentan una gran variabilidad en la extensión de la serie y son los que dan sin lugar a dudas la mayor originalidad a la misma.

La alteración de estos romerales da paso a un pastizal-tomillar de yesquera (*Phlomido-Brachypodietum ramosi*). Sobre suelos removidos y nitrificados por el ganado, normalmente en zonas aclaradas de bosque, borde de caminos y pistas forestales, aparecen comunidades de caméfitos nitrófilo-colonizadores (*Artemisio glutinosae-Santolinum canescentis*). En suelos muy poco evolucionados también aparecen pastizales terofíticos efímeros de desarrollo primaveral (*Saxifrago-Hornungietum petraeae*) y prados subnitrófilos (*Medicago-Aegilopetum geniculatae*) en áreas con pastoreo moderado. En esta serie podemos encontrar una gran variedad de comunidades nitrófilas que han sido fomentadas por la acción antropozoógena, muy fuerte en el dominio de esta serie.

- Serie mesomediterránea bética seco-subhúmeda basófila de la encina (*Quercus rotundifolia*): *Paeonio coriaceae-Querceto rotundifoliae* S. Faciación termófila con *Pistacia lentiscus*.

En esta faciación termófila, el encinar típico mesomediterráneo y calizo se enriquece en especies con apetencias termófilas como *Pistacia lentiscus*, *Asparagus albus* L., *Smilax aspera* L., *Olea europaea* var. *sylvestris*, *Bupleurum gibraltarium* Lam., etc. Fisionómicamente, tanto la clímax como las etapas de sustitución son similares a la faciación típica, es decir, con un encinar (*Paeonio coriaceae-Quercetum rotundifoliae*) como cabeza de serie. La siguiente etapa de sustitución es un coscojar o lentiscal, con distinta composición en las distintas unidades fitogeográficas que abarca esta faciación. En zonas de ombrotipo subhúmedo y en exposición de umbría se puede enriquecer en madroños (*Arbutus unedo* L.) y durillos (*Viburnum tinus* L.). También aparecen las comunidades de retamar de orla y espartales que acompañan a los bosques en zonas abiertas y algo pastoreadas.

Los romerales-tomillares también están muy diversificados, así como las comunidades de tomillares nitrófilo-colonizadores. Las comunidades herbáceas descritas para la faciación típica se hacen igualmente patentes en esta faciación termófila, si bien pueden aparecer algunas nuevas fitocenosis que necesiten más termicidad para desarrollarse. Otras formaciones de escasa incidencia en estos ambientes termófilos aparecen representadas por comunidades de gramíneas vivaces del género *Hyparrhenia*.

Actualmente no es posible encontrar bosques extensos en esta serie. Tan sólo existen restos muy degradados donde, entre el matorral heliófilo o en los lugares más resguardados, aparecen sobre todo especies subordinadas al encinar como *Daphne gnidium*, *Juniperus oxycedrus*, *Lonicera etrusca* Santi, *Lonicera implexa*, *Ruscus aculeatus*, *Clematis flammula* L., etc.

Como ya hemos indicado anteriormente, la intensa actividad agrícola del territorio ha relegado las zonas de vegetación nativa a aquellos lugares que por su accidentada orografía o por su pedregosidad no han podido ser roturados para el cultivo. Es frecuente que en áreas con vocación agrícola, las escasas zonas de vegetación natural se hallen muy acosadas por el agricultor e incluso en vías de desaparición (Valle, 2003). En este sentido, la vegetación que se presenta junto con el olivar pertenece a comunidades nitrófilas ligadas a los cultivos (Ruderales-Arvenses), aunque existe una amplia variedad de especies (Saavedra y Pastor,

2002). El laboreo caracteriza una flora muy diversa, con numerosas especies de baja densidad. La mayor parte de ellas tiene un ciclo predominante de otoño-primavera. Entre las anuales destacan la avena (*Avena sterilis* L.), la cebadilla (*Hordeum murinum* L.), y especies de los géneros *Bromus*, *Medicago*, *Stellaria*, *Torilis*, *Veronica*, *Vicia*, *Euphorbia*, *Lavatera*, *Malva*, *Fumaria*, *Linaria*, *Reseda*, *Senecio* y *Plantago* (Soria, 2002).

El no laboreo y la aplicación de herbicidas también produce una modificación de la flora del olivar, caracterizándose por un número reducido de especies, siendo las perennes más frecuentes que las anuales (al contrario de lo que ocurre con el laboreo tradicional). Cabe destacar el candilico (*Arum italicum* L.), el espárrago (*Asparagus acutifolius*), la grama (*Cynodum dactylon* (L.) Pers.), la juncia (*Cyperus rotundus* L.), la mandrágora (*Mandragora autumnalis* L.), el hipérico (*Hypericum perforatum* L.), el nazareno (*Muscari comosum* (L.) Miller), la rubia (*Rubia peregrina* L.), y otras especies de los géneros *Allium*, *Malva* y *Ornithogallum* (Soria, 2002).

La implantación de cubiertas vegetales modifica la vegetación del olivar. Saavedra y Pastor (2002) identificaron una gran variabilidad en las especies más importantes que aparecen en las cubiertas de malas hierbas, agrupándolas por género y familia. Por otro lado, las cubiertas vegetales sembradas pueden estar compuestas por una o varias especies, siendo los cereales y las leguminosas (tipo veza-avena) las más frecuentes por ser especies rústicas y bien adaptadas a suelos pobres (Foraster, 2010). Como cubiertas sembradas se suelen emplear cebadas (*Hordeum vulgare* L.), avenas (*Avena sativa* L.) o vezas (*Vicia sativa* L.). En los olivares ecológicos, Foraster (2010) señaló que las familias de flora mejor representadas eran las gramíneas, leguminosas, crucíferas y compuestas, destacando la *Centaurea solstitialis* L. y la *Medicago minima* (L.) Bartal.

MATERIAL Y MÉTODOS

A decorative laurel wreath with green leaves and small purple berries, positioned horizontally below the title text.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

Para alcanzar los objetivos propuestos en el presente trabajo se seleccionaron ocho localidades en las principales comarcas olivareras de Andalucía atendiendo básicamente a criterios de homogeneidad en el terreno. En cada una de ellas se muestrearon áreas con diferentes manejos del suelo.

Tabla 4.1. Resumen de las fincas y manejos de suelo muestreados.

| Finca | Localización | Manejo y/o tipo de suelo muestreado | Coordenadas |
|----------------------------|-------------------------------|--|------------------------|
| Castillo de Tajarja | Castillo de Tajarja (Granada) | - Vegetación nativa | 37°07'47"N, 03°53'19"O |
| | | - Laboreo | 37°07'37"N, 03°52'32"O |
| | | - Cubierta espontánea química | 37°07'12"N, 03°52'52"O |
| | | - No laboreo desnudo | 37°07'09"N, 03°52'52"O |
| Matallana | Espejo (Córdoba) | - Vegetación nativa | 37°37'54"N, 04°32'31"O |
| | | - Laboreo | 37°37'46"N, 04°32'14"O |
| | | - Cubierta espontánea química con restos de poda | 37°38'53"N, 04°32'24"O |
| | | - Cubierta espontánea química | 37°38'53"N, 04°32'24"O |
| Dehesa El Tobazo | Alcaudete (Jaén) | - Vegetación nativa | 37°32'49"N, 04°00'55"O |
| | | - Laboreo | 37°34'09"N, 04°03'01"O |
| | | - Cubierta espontánea desbrozada ecológica | 37°32'52"N, 04°00'54"O |
| La Torre | Bobadilla (Málaga) | - Vegetación nativa | 37°01'09"N, 04°41'45"O |
| | | - Laboreo | 37°01'32"N, 04°41'44"O |
| | | - Cubierta espontánea química | 37°01'42"N, 04°41'39"O |
| | | - Cubierta espontánea desbrozada ecológica | 37°01'09"N, 04°41'42"O |
| Deifontes | Deifontes (Granada) | - Vegetación nativa | 37°18'58"N, 03°34'14"O |
| | | - Laboreo | 37°19'07"N, 03°34'13"O |
| | | - Cubierta espontánea enterrada ecológica | 37°20'09"N, 03°34'13"O |
| | | - Cubierta de veza enterrada ecológica | 37°20'09"N, 03°34'13"O |
| | | - Cubierta de veza desbrozada ecológica | 37°20'09"N, 03°34'13"O |

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 4.1. Resumen de las fincas y manejos de suelo muestreados (continuación).

| Finca | Localización | Manejo y/o tipo de suelo muestreado | Coordenadas |
|-------------------------|-----------------------------------|--|------------------------|
| Salido Bajo | Arquillos (Jaén) | - Laboreo | 38°12'36"N, 03°23'01"O |
| | | - Cubierta espontánea química | 38°12'36"N, 03°23'01"O |
| | | - Cubierta espontánea enterrada ecológica | 38°12'36"N, 03°23'01"O |
| | | - Cubierta espontánea desbrozada ecológica | 38°12'36"N, 03°23'01"O |
| | | - No laboreo desnudo | 38°12'36"N, 03°23'01"O |
| Molino El Tercio | Moraleta de Zafayona (Granada) | - Suelo 1 – Cubierta espontánea química con restos de poda (centro de calle) | 37°08'55"N, 03°59'04"O |
| | | - Suelo 1 – Cubierta espontánea química con restos de poda (bajo copa) | 37°08'55"N, 03°59'04"O |
| | | - Suelo 2 – Cubierta espontánea química con restos de poda (centro de calle) | 37°08'44"N, 03°59'06"O |
| | | - Suelo 2 – Cubierta espontánea química con restos de poda (bajo copa) | 37°08'44"N, 03°59'06"O |
| El Empalme | Villacarrillo (Jaén) | - Suelo 1 – Laboreo | 38°10'03"N, 03°08'52"O |
| | | - Suelo 1 – Cubierta espontánea química con restos de poda (centro de calle) | 38°09'58"N, 03°09'02"O |
| | | - Suelo 1 – Cubierta espontánea química con restos de poda (bajo copa) | 38°09'58"N, 03°09'02"O |
| | | - Suelo 2 – Laboreo | 38°10'30"N, 03°09'24"O |
| | | - Suelo 2 – Cubierta espontánea química con restos de poda (centro de calle) | 38°10'28"N, 03°09'06"O |
| | | - Suelo 2 – Cubierta espontánea química con restos de poda (bajo copa) | 38°10'28"N, 03°09'06"O |

Los usos y manejos estudiados en este trabajo son:

- vegetación nativa (VN),
- olivar en laboreo convencional (L),
- olivar en no laboreo con suelo desnudo (NLD),
- olivar con cubierta espontánea química (EQ),
- olivar con cubierta espontánea química y restos de poda (EQ+P),
- olivar con cubierta espontánea desbrozada ecológica (EDE),
- olivar con cubierta espontánea enterrada ecológica (EEE),
- olivar con cubierta de veza desbrozada (VD),

- olivar con cubierta de veza enterrada (VE),
- zona bajo la copa del olivo.

4.1 Descripción de las áreas de estudio

En la Tabla 4.1 se indican las fincas y los manejos de suelo empleados en cada una de ellas. La descripción completa de cada manejo se ha realizado en el Apartado 1.2. En todas las fincas y en cualquier manejo excepto el ecológico, las operaciones bajo la copa del olivo son las mismas. En esta zona el suelo se mantiene libre de malas hierbas mediante la aplicación herbicidas de pre- y postemergencia en otoño y primavera. Además, se eliminan los restos vegetales y las gravas de la superficie del suelo con el uso de rastrillos y/o sopladoras manuales, o bien con barredoras-cepilladoras, siempre sin romper la costra superficial. Esta operación se realiza a finales de verano, pasando todos los restos al centro de calle. El conjunto de estas prácticas de limpieza facilitan la recolección del fruto y determinan que la zona bajo copa esté completamente desnuda. En los cultivos ecológicos, el control de malas hierbas se realiza con pases sucesivos de desbrozadora con y sin enterrado.

4.1.1 Castillo de Tajarja

En el límite de la localidad Castillo de Tajarja (Granada), esta plantación del cv. Arbequino ocupa una superficie de 15 ha. La densidad de plantación es de 204 árboles ha⁻¹ (7 x 7 m), con riego subterráneo localizado y poda bianual. El suelo se clasifica como Calcisol vértico (CLvr; FAO, 2006). El primer manejo que se aplicó a la finca tras la implantación del olivar fue el laboreo convencional que se suprimió en el año 1993 y se plantaron cubiertas vegetales de gramíneas naturales en las calles de forma perpendicular a la pendiente. Anualmente, las cubiertas se siegan con herbicida de postemergencia en el mes de marzo. En el ensayo también se incluyeron parcelas en las que se sustituyó el laboreo convencional por un no laboreo con suelo desnudo.

Además de las parcelas en no laboreo y cubierta espontánea química, se muestrearon dos áreas vecinas: una de ellas en olivar labrado (a 1 km al noreste), que mostró importantes signos de erosión hídrica, y otra con vegetación nativa (a 1,3 km al noroeste).

4.1.2 Matallana

La finca de Matallana se emplaza en el término municipal de Espejo (Córdoba), a unos 15 km de Montilla, y ocupa una extensión de 90 ha. Los olivos, del cv. Picudo y Hojiblanco, tienen un marco de plantación al tresbolillo de 12 x 12 m (80 árboles ha⁻¹), con individuos que alcanzan los 100 años de edad, y con riego de apoyo. El suelo en esta finca es un Calcisol vértico (CLvr; FAO, 2006). En 1996 el manejo del suelo cambió de laboreo a cubierta espontánea química en el centro de la calle y todas las direcciones. Además, los restos de la poda bianual se trituran en el mes de abril y se dejan en la superficie del suelo en sólo una dirección, coincidiendo con la cubierta viva. Las muestras se cogieron en dos zonas: calles con cubierta vegetal y calles con restos de poda más cubierta vegetal. También se muestrearon dos suelos en áreas vecinas: un olivar en laboreo (a 0,33 km al sureste) y una mancha de vegetación nativa (a 200 m al oeste).

4.1.3 Dehesa El Tobazo

La finca El Tobazo se encuentra a 8 km de Alcaudete (Jaén). Es un extenso olivar del cv. Picual, con árboles que rondan los 40 años de edad en un marco de plantación de 14 x 14 m (50 árboles ha⁻¹). El suelo, según la FAO (2006), es un Calcisol hipocálcico (CLwc). El manejo en la finca ha sido laboreo convencional hasta el año 1996, en el que cambió a ecológico con cubiertas vegetales naturales controladas con siegas mecánicas. Al igual que en los casos anteriores, se muestrearon un olivar con laboreo convencional (a 4 km al noroeste) y una zona con vegetación nativa situada a menos de 100 m.

4.1.4 La Torre

En el municipio de Bobadilla (Málaga) se emplaza esta finca de olivar adulto del cv. Picual, con una densidad de plantación de 70 árboles ha⁻¹ (12 x 12 m). Las muestras se cogieron en un suelo clasificado como Calcisol hipercálcico (CLhc) según la FAO (2006). El olivar fue labrado de forma convencional hasta el año 2000, en el que el manejo cambió a ecológico con cubiertas de vegetales controladas mecánicamente. En áreas cercanas se muestrearon olivares labrados y con cubierta espontánea química a 0,7 y 1,0 km al norte, respectivamente, además de zonas de vegetación nativa (a unos 100 m de distancia).

4.1.5 Deifontes

La finca muestreada en Deifontes (Granada) ha sido estudiada por Foraster (2010) para obtener información relacionada con la sustentabilidad del olivar ecológico. Los olivos son del cv. Picual, de 16 años de edad y con un marco de plantación de 8 x 8 m, desarrollados sobre un Calcisol hipercálcico (CLhc; FAO, 2006). Este olivar de regadío se maneja de forma ecológica desde el inicio de la plantación (Foraster, 2010), siendo el uso anterior un cultivo de cereal. En 2003 se instauró un ensayo de cubiertas vegetales con un diseño de bloques al azar y 4 repeticiones. Se establecen los siguientes manejos del suelo:

- cubierta de veza-cebada (*Vicia sativa*-*Hordeum vulgare*) con siega (marzo) dejando los residuos en superficie,
- cubierta de veza-cebada con siega (marzo) y posterior incorporación de los residuos al suelo mediante cultivador,
- y cubierta espontánea enterrada ecológica, con control mecánico de adventicias mediante pases de cultivador.

Estos manejos se compararon con un olivar en laboreo convencional colindante y con una zona con vegetación nativa a unos 400 m de distancia.

4.1.6 Salido Bajo

Situada en Navas de San Juan (Jaén), esta finca está formada por olivares adultos del cv. Picual de 2 o 3 pies, cultivados en secano y con una densidad de 71 árboles ha⁻¹. El suelo se clasifica como Regosol háplico (RGha) según la FAO (2006). El ensayo comenzó en 1976 con un diseño de bloques al azar y 7 repeticiones en el que se estudiaron 5 manejos del suelo diferentes (Castro et al., 2008):

- laboreo convencional,
- no laboreo con suelo desnudo y control de malas hierbas mediante la aplicación de herbicidas de preemergencia,
- cubierta espontánea segada con herbicidas de postemergencia en el mes de marzo,
- cubierta espontánea desbrozada de forma mecánica con varios pases a finales de primavera,
- cubierta espontánea segada con desbrozadora y posterior enterrado de los residuos con

pase de grada de discos o cultivador.

4.1.7 Molino El Tercio

Esta finca se localiza en el término municipal de Moraleda de Zafayona (Granada). Los olivos son adultos del cv. Picual, con una densidad de plantación de 70 árboles ha⁻¹ (12 x 12 m), cultivados en secano. En la misma finca aparecen dos tipos de suelos distintos, a unos 400 m de distancia, clasificados según la FAO (2006) como Calcisol pétrico (CLpt) y Luvisol cálcico (LVcc). Desde 1997, se mantiene en ambos suelos una cubierta vegetal espontánea que se siega mecánicamente en el mes de marzo. Bianualmente se aplican restos de poda triturados en el centro de la calle. En esta finca se muestreó también la zona bajo copa, donde la vegetación se controla con herbicidas de preemergencia.

4.1.8 El Empalme

Este olivar adulto ocupa una superficie de unas 40 ha y se localiza en el municipio de Villacarrillo (Jaén). Los olivos son del cv. Picual, con una densidad de plantación de 82 árboles ha⁻¹ (11 x 11 m) y dos o tres pies por árbol. El cultivo tiene riego subterráneo localizado. De acuerdo con la FAO (2006), en la finca se pueden diferenciar dos tipos de suelos que se sitúan a una distancia de 1,2 km: Calcisol crómico (CLcr) y Vertisol cálcico (VRcc).

El manejo cambió en los años 1996 y 2000 para el CLcr y VRcc respectivamente de laboreo convencional a cubierta espontánea química con restos de poda, que se dejan en la superficie del suelo. Además se adicionan anualmente los restos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara. Estos restos están compuestos por trozos de ramas, tallos, hojas, restos de frutos y fragmentos de suelo superficial de la zona bajo copa. Al no realizarse ninguna operación de laboreo, estos restos se acumulan en la superficie del suelo generando una capa de espesor variable.

4.2 Muestreo y determinaciones de campo

La selección de los puntos de muestreo se realizó atendiendo a ciertos criterios como la pendiente, la orientación y la homogeneidad del terreno. Las calicatas se abrieron en el centro de la calle evitando la zona de proyección de la copa del olivo ya que aquí el suelo

recibe un tratamiento común para todos los manejos. En las fincas en las que sí interesó muestrear bajo copa, se eligió un punto en uno de los olivos contiguos a la zona de centro de calle (5-10 m). Los distintos manejos del suelo se seleccionaron en la misma finca o en fincas vecinas, siempre bajo el mismo tipo de suelo. Las manchas de vegetación nativa también se localizaron dentro de la misma finca o en linderos.

En todas las fincas que carecían de diseño experimental se realizaron tres repeticiones y se abrieron calicatas de 50 x 100 x 50 cm. Las muestras de suelo se cogieron sobre uno de los laterales en el que se retiraron previamente los restos vegetales sin descomponer y no integrados en el suelo. De igual forma, las cubiertas vegetales vivas fueron cuidadosamente cortadas a ras del suelo. Las muestras se cogieron en cinco intervalos, a las profundidades de 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 y 15-30 cm. En total se tomaron 625 muestras correspondientes a ocho fincas, ocho manejos de suelo en olivar y un testigo (vegetación nativa). Las muestras de suelo se trasladaron en bolsas de polietileno al laboratorio donde se secaron a temperatura ambiente y se prepararon para su posterior análisis.

Determinaciones realizadas en campo

Para cada una de las muestras de suelo, se determinó la **densidad aparente** (ρ_b) siguiendo el método de Blake y Hartge (1986) que consiste en la extracción de un volumen de suelo mediante un tubo cilíndrico de dimensiones conocidas, cuyo borde inferior se encuentra biselado y afilado para facilitar su introducción en el suelo sin compactar la muestra. Este instrumento permite obtener un volumen determinado de suelo a la profundidad deseada sin alterar su estructura. Para la toma de muestras se utilizó el equipo de campo Eijkelkamp (soil sample ring kit), pero los cilindros se modificaron de acuerdo con el espesor de la capa a muestrear. Así se utilizaron cilindros de 2, 3 y 5 cm de altura que se fabricaron especialmente para este fin. Las muestras se guardaron en envases cerrados y se trasladaron al laboratorio, donde se secaron y se pesaron.

La **biomasa** de las cubiertas vegetales también se cuantificó durante el trabajo de campo mediante el empleo de un marco metálico de 30 x 30 cm lanzado al azar en el centro de la calle, cortando las plantas a ras del suelo. Esta operación se realizó 10 veces para cada finca, manejo y/o tipo de suelo. Las muestras recogidas con cada marco se guardaron en bolsas de papel y se trasladaron al laboratorio, donde se secaron en estufa a 60°C y se pesaron. No se

cuantificó la biomasa aérea procedente del olivo ni de la vegetación de las áreas naturales, así como la biomasa radicular.

Finalmente, en cada finca se tomaron datos adicionales relativos al marco de plantación, a las dimensiones del olivo y a la fracción del suelo cubierta por vegetación o por restos de poda triturados.

4.3 Análisis de laboratorio

Una vez secas, las muestras de suelo se molieron suavemente con un rodillo de madera y se pasaron a través de un tamiz con luz de malla de 2 mm; las gravas (fracción mayor de 2 mm) se lavaron, se secaron y se pesaron. Una vez separada la grava, se homogeneizó la mezcla de tamaño inferior a 2 mm. Adicionalmente, se realizó una molienda con mortero de ágata para la determinación del carbono orgánico y el carbonato cálcico. Las muestras se analizaron en el laboratorio del Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Granada y en el Laboratorio Agroalimentario de Atarfe (Granada) de la Consejería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. En ambos casos se utilizaron los Métodos Oficiales de Análisis (MAPA, 1994).

La medida de **pH** se realizó según la norma internacional (International Society of Soil Science, ISSS) en una suspensión de suelo en agua destilada 1:2.5 usando un pHmetro Crison-2002 provisto de un electrodo de vidrio.

El porcentaje de **carbonato cálcico** se determinó mediante ataque de una muestra de suelo finamente molida con ácido clorhídrico (HCl) 1:1, en recipiente cerrado a presión y temperatura constantes. El CO₂ desprendido se valoró mediante el calcímetro manométrico descrito por Barahona (1984). La corrección de presión y temperatura se efectuó con CaCO₃ puro.

La **textura** se determinó por el método de la pipeta de Robinson descrito por el Servicio de Conservación de Suelos de la USDA (USDA-SCS, 1972). Los pasos seguidos se pueden resumir de la siguiente forma:

- destrucción de la materia orgánica mediante agua oxigenada y calentamiento intermitente,

- dispersión de las distintas partículas en botellas con hexametáfosfato sódico y agitación mecánica durante 8 horas,
- diferenciación de las fracciones finas (limos y arcillas) por sedimentación según la Ley de Stokes,
- separación de la fracción más gruesa (arenas) de las finas por tamizado en húmedo.

Para determinar el **carbono orgánico** (CO) se empleó el método de Tyurin (1951). La determinación se basa en un método volumétrico de oxidación-reducción por retroceso, en el que se oxida la materia orgánica del suelo mediante un oxidante en exceso, dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) 0,4N en caliente, medio ácido, y con sulfato de plata (Ag_2SO_4) como catalizador. Posteriormente se valora el exceso de dicromato potásico mediante Sal de Mohr ($Fe(NH_4)_2(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$) 0,1N, utilizando ácido fenilantranílico ($C_{13}H_{11}O_2H$) como indicador. Los valores de materia orgánica se calcularon a partir de los contenidos en carbono orgánico multiplicando por 1,724.

El **nitrógeno total** (N) se determinó por el método Kjeldahl (Bremner, 1965). Este método consta de tres partes:

- a) digestión de la muestra por ebullición con ácido sulfúrico concentrado y un catalizador (selenio) para convertir todo el nitrógeno en amonio (sulfato amónico),
- b) destilación del amonio formado que, en medio básico por adición de hidróxido sódico concentrado es transformado en amoniaco, utilizando un destilador Velp Scientifica (UDK 127)
- c) valoración con ácido sulfúrico diluido (0,005N) del amoniaco destilado y recogido sobre ácido bórico.

El **potasio de cambio** (K) y la **capacidad de intercambio catiónico** (CIC) se determinaron de forma sucesiva según la metodología propuesta por el Servicio para la Conservación de Suelos del Departamento de Agricultura de EEUU (USDA-SCS, 1972). El método empleado se basa en tres pasos:

- Lixiviación del suelo con acetato amónico (1N y pH 7,0) obturando un embudo de percolación con lana de vidrio. En el lixiviado se determinó el K de cambio por fotometría de llama (Varian SPECTRAA-220FS).
- Reemplazamiento completo de los cationes de cambio existentes en el suelo por

otro catión que ocupe todos los puntos de cambio saturando con acetato sódico (1N y pH 8,2).

- Eliminación del exceso de disolución saturante por lavado con alcohol y desplazamiento del sodio del complejo de cambio con acetato amónico (1N y pH 7,0). La CIC se determinó valorando el sodio en el lixiviado por fotometría de llama.

El **contenido en agua** del suelo se determinó según Cassel y Nielsen (1986) a -33 kPa (retención de agua en capacidad de campo) y a -1500 kPa (retención de agua en el punto de marchitamiento). Para ello se empleó la membrana a presión de Richards y Weaver (1944). El método consiste en aplicar a la muestra saturada en agua la presión elegida de forma que se extrae de ella toda el agua retenida con un potencial matricial más bajo que la presión aplicada. El porcentaje de humedad se determinó mediante el método gravimétrico, estimando la cantidad de agua por diferencia de pesada entre la muestra húmeda y la seca a 110°C hasta peso constante. El agua útil se calculó como diferencia entre el agua retenida capacidad de campo menos la retenida a punto de marchitamiento.

4.4 Análisis estadístico

Para el análisis estadístico de los datos se usaron los paquetes estadísticos Statistix 8.0 (Analytical Software, Tallase, USA) y SPSS 10.0 (SPSS Inc., Chicago, USA). Antes de hacer cualquier prueba estadística se realizó un análisis preliminar de los datos para detectar posibles errores (media, mediana, desviación típica, máximo, mínimo, etc.). La normalidad fue chequeada con el test de Shapiro-Wilk y la homocedasticidad con el test de Bartlett. Cuando se cumplían estos requisitos se realizó un análisis de la varianza de una o dos vías (ANOVA) con un nivel de confianza del 95%. En aquellos casos en los que se violaba algunos de estos requisitos, se transformaron los datos o bien se aplicó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Como método de comparaciones múltiples se aplicó el test de Tukey (asumiendo varianzas iguales). Para conocer la influencia de ciertos parámetros sobre el contenido en carbono orgánico se realizó un análisis de la covarianza multifactorial (ANCOVA) con los factores *manejo* y *tipo de suelo*, y las covariables *arcilla*, *temperatura*, *precipitación*, *input de carbono* y *años de manejo*.

Para conocer la relación entre las distintas variables medidas y los factores analizados en el conjunto de los datos (*manejo del suelo, profundidad, localización* [calle o copa] y *tipo de suelo*) se realizó un análisis de componentes principales categórico (CATPCA). El objetivo de este análisis es la reducción del conjunto original de variables en un conjunto más pequeño de componentes no correlacionadas que representen la mayor parte de la información recogida en las variables originales. A partir del CATPCA se realizaron diagramas de saturación en las componentes para cada una de las fincas. Estos diagramas representan la posición de las distintas variables en el espacio definido por los factores, en este caso *manejo, profundidad y/o tipo de suelo*. La longitud de la línea trazada desde el origen del espacio bidimensional hasta cada variable indicó el peso de cada una de ellas en la variabilidad total. En cualquier dimensión, variables con saturaciones altas en la misma dirección indican una alta relación positiva entre ellas, mientras que direcciones opuestas indican una alta relación negativa.

Cálculos

La densidad aparente se calculó como el cociente del peso seco del suelo entre el volumen del cilindro utilizado. La estratificación del CO se define como el cociente del valor obtenido en la muestra de superficie entre el valor de la muestra de la última profundidad estudiada. El valor de CO y N por unidad de superficie en los 30 cm estudiados (Mg ha^{-1}) se obtuvo multiplicando el porcentaje de cada elemento por la densidad aparente y por el espesor de la capa considerada.

4.5 El modelo RothC

RothC es un modelo sobre el movimiento de la materia orgánica del suelo que fue desarrollado para simular cambios en el stock de carbono orgánico en suelos arados en una serie de fincas experimentales de larga duración en Rothamsted (Reino Unido). A partir de ahí fue modificado para modelar también el movimiento del carbono en praderas y bosques, y en diferentes regiones climáticas de todo el mundo (Smith et al., 1997).

Una descripción completa del modelo puede encontrarse en Coleman y Jenkinson (1996). En general, puede ser usado de dos formas diferentes:

- ejecutado hacia delante para simular el valor de carbono orgánico al cambiar el manejo agrícola o la entrada de material vegetal,
- en modo inverso, el modelo calcula el input anual de residuos requerido para alcanzar las medidas en el contenido en carbono orgánico para condiciones de equilibrio (o estado estacionario) conociendo la historia del uso del suelo (o bien, calcula el input anual que debe haber para alcanzar el valor de carbono medido en un suelo determinado en un momento concreto).

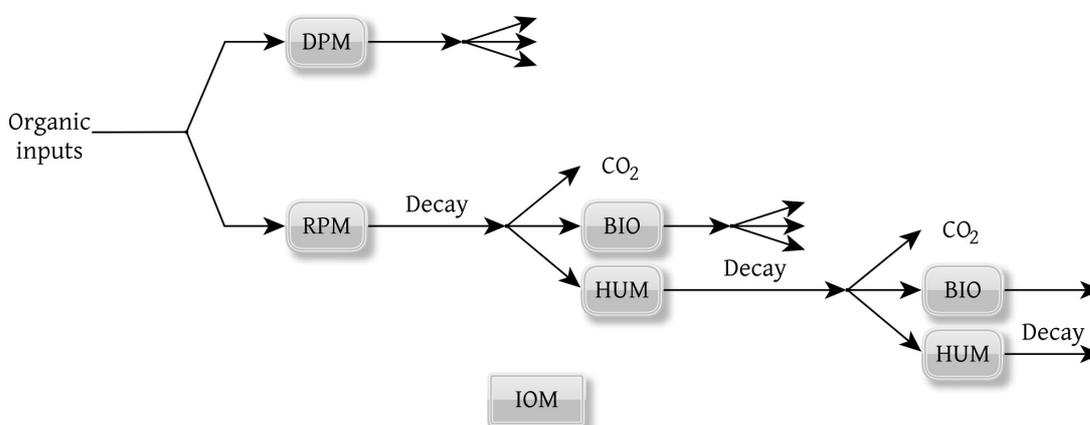


Figura 4.1. Estructura del modelo RothC.

La materia orgánica del suelo se encuentra particionada en cinco compartimentos o pools (Figura 4.1). Los residuos orgánicos (generalmente plantas) que entran al sistema son separados en el suelo en material vegetal que se descompone (DPM – *decomposable plant material*) y material vegetal resistente (RPM – *resistant plant material*). La relación DPM/RPM indica la velocidad de descomposición del material que entra al suelo y está empíricamente validada tomando valores de 1,44 para cultivos agrícolas y pastos mejorados, 0,67 para matorral y pastos no mejorados y 0,25 para bosques caducifolios y tropicales. La descomposición del material incluido en ambos compartimentos produce biomasa microbiana (BIO) y materia orgánica humificada (HUM). Finalmente el carbono presente en todos estos pools evoluciona a CO₂ que es liberado a la atmósfera. El último compartimento se conoce como materia orgánica inerte (IOM – *inert organic matter*) y es definida como aquella que tiene una edad de radiocarbono nominal de 50000 años.

Según el modelo, el contenido en arcilla del suelo determina las proporciones que evolucionan a CO₂, BIO o HUM. Cada compartimento, excepto IOM, se somete a descomposición cinética de primer orden y bajo un ratio de descomposición intrínseco. El ratio actual de descomposición se determina mediante parámetros modificadores para la humedad del suelo, la temperatura y el grado de cobertura del suelo. El déficit de agua se calcula a partir del balance entre la evapotranspiración y la precipitación mensual, asumiendo que el suelo se encuentra a capacidad de campo durante el invierno, y por lo tanto que no existe déficit de humedad.

Los principales datos que se requieren para ejecutar el modelo son el contenido en arcilla, la concentración inicial de CO en el suelo, la densidad aparente del suelo, la precipitación total mensual, la temperatura media del aire, la evaporación total mensual (open-pan evaporation), la calidad del residuo, la cobertura del suelo y la entrada de carbono en forma de restos vegetales y como aplicación de enmiendas u otros residuos.

Las características edafológicas y climáticas y utilizadas en este trabajo fueron las propias de cada finca y manejo. El valor de evaporación total mensual utilizado por el modelo es el open-pan evaporation o evaporación en bandeja abierta (Brouwer y Heibloem, 1986). Este método suele emplearse para conocer la evapotranspiración de cultivo y proporciona una medida del efecto combinado de la temperatura, la humedad, la velocidad del viento y la radiación solar sobre la evapotranspiración de referencia de cultivo. Para ello se mide el volumen de agua evaporado de una bandeja cilíndrica abierta tras 24 horas.

En cada finca, la evaporación en bandeja abierta fue calculado a partir de la evapotranspiración potencial (Brouwer y Heibloem, 1986; Coleman y Jenkinson, 1996):

$$\text{Open-pan evaporation} = \text{evapotranspiración potencial} / 0,75$$

En las zonas en las que no había medidas de evapotranspiración, se calculó de acuerdo con la expresión de Hargreaves mediante la metodología descrita por Orgaz y Fereres (2004), comprobada para olivares de todo el Valle del Guadalquivir.

$$\text{Evapotranspiración potencial} = 0,0023 \times Ra \times (Tm + 17,8) \times (Tmax - Tmin)^{1/2}$$

donde Ra = radiación extraterrestre, Tm = temperatura media, Tmax = temperatura máxima, y Tmin = temperatura mínima.

De acuerdo con el modelo RothC, la calidad del residuo vegetal añadido viene determinado por el cociente DPM/RPM. Los valores asignados a cada resto vegetal fueron: 0,67 para la vegetación nativa y el olivar; 1,44 para las cubiertas vegetales; y 1,05 para la cubierta vegetal química con restos de poda (media de 0,67 y 1,44). La cantidad de CO presente en el compartimento IOM fue estimada para cada suelo usando la ecuación de Falloon et al. (1998):

$$\text{IOM} = 0,049 \times \text{CO}^{1,139}$$

El grado de cobertura del suelo es un factor modificador incluido en el modelo que toma los valores de 0,6 en caso de que exista vegetación creciendo activamente (*cover*) o 1,0 en el caso de que el suelo se encuentre en barbecho (*fallow*). Este parámetro afecta a la velocidad de descomposición de la materia orgánica, disminuyendo en los meses en los que hay plantas creciendo. Los trabajos previos que han empleado este modelo en suelos agrícolas lo han hecho principalmente para cultivos de gramíneas, en los cuales un suelo en barbecho equivale a una eliminación total de la vegetación. Sin embargo, en un cultivo arbóreo como es el caso del olivo, no desaparece toda la vegetación una vez eliminada la cubierta o al finalizar la cosecha, sino que el olivo se mantiene durante todo el año. Además, el olivo presenta un sistema radical fasciculado muy potente, que concentra la mayor densidad de raíces finas en la zona más superficial del suelo (Fernández y Moreno, 1999). Por lo tanto, en olivares labrados, la velocidad de mineralización en los 30 primeros cm de los suelos de centro de calle está controlada por la presencia de raíces de olivo durante todo el año (que pueden romperse tras un pase de labor pero que son repuestas por el olivo en poco tiempo) junto con el efecto del volteo superficial del suelo, que incrementa la mineralización de la materia orgánica.

Estas dos características que afectan por separado a la velocidad de descomposición de la materia orgánica deberían ser tratadas de forma independiente en este tipo de sistemas agrícolas, incorporando un factor más o un valor intermedio que incluyera no sólo el aporte de carbono por las raíces sino también el efecto de la labor. Este hecho permitiría diferenciar de forma más exacta un olivar labrado de uno bajo no labrado con suelo desnudo. En este trabajo, se utilizó el modelo RothC para obtener una estimación del flujo de carbono tras los cambios en el uso y manejo, considerando toda la superficie del olivar *cubierta* durante todo el año ya que, aunque bajo laboreo convencional se aplican pases de

labor y el aporte de material vegetal en superficie es mínimo, la vegetación (árbol) se mantiene todo el año.

Finalmente, la entrada de material orgánico se diferencia en residuos de plantas y estiércol. En todos los manejos estudiados este trabajo se aportaron restos vegetales frescos, diferenciándose principalmente en la cantidad adicionada. En la finca de El Empalme se mantuvo este parámetro ya que los restos de la limpieza de la aceituna en la almazara están formados principalmente por restos vegetales y cantidades variables de tierra.

Como hemos dicho, según el modelo RothC toda la materia orgánica que entra en el suelo (excluye la IOM) es descompuesta a largo plazo, ya que ninguna fracción es completamente resistente a esta descomposición. Este proceso, en el cual las pérdidas y las ganancias se suceden simultáneamente es descrito como tiempo de residencia (*turnover time*) y puede ser definido como el flujo de carbono orgánico a través de un volumen dado de suelo. Este parámetro se expresa en unidades de tiempo y se calcula como la cantidad de carbono que hay en el suelo cuando se ha alcanzado el equilibrio dividido entre la entrada anual de carbono al sistema (Jenkinson y Rayner, 1977). Porta et al. (2003) definen *turnover time* como la tasa de retorno de la biomasa a la superficie del suelo, que equivale a la inversa de la productividad. En general, valores altos de tiempo de residencia indican una alta estabilización del carbono orgánico, mientras que valores bajos señalan una rápida migración de unos compartimentos a otros.

Una vez recopilada toda la información necesaria para ejecutar el modelo, se definieron los siguientes escenarios para conocer la capacidad de fijación de carbono por el suelo en el olivar mediterráneos:

- vegetación nativa en equilibrio,
- olivar en equilibrio bajo laboreo y no laboreo con suelo desnudo,
- cambio en el uso del suelo: de vegetación nativa a olivar labrado,
- cambio en el manejo del suelo: de olivar labrado a olivar con cubierta vegetal.

Las simulaciones se realizaron para la totalidad del perfil muestreado (0-30 cm), ya que es el límite de profundidad que presenta el modelo RothC. En olivar en no laboreo desnudo y con cubierta vegetal se modelizó además para las capas:

- de 0-5 cm de profundidad, donde ocurren las mayores variaciones en la concentración de carbono orgánico entre manejos. En esta zona no suelen aparecer raíces de olivo;
- de 0-15 cm, que se corresponde con la capa más afectada por la labor.

Esta separación permite conocer qué porcentaje del input total modelado corresponde al aporte por biomasa aérea (en inglés, *aboveground*), formado por restos vegetales de la cubierta, hojarasca y otros restos del olivo que anualmente se barren de la zona bajo la copa y se depositan en el centro de la calle, o por biomasa radical (*belowground*), principalmente debida a raíces muertas y exudados radicales tanto del árbol como de vegetación adventicia.

El modelo se ejecutó en forma inversa en las situaciones de equilibrio para calcular la cantidad de carbono que entra anualmente en el suelo en cada uso y manejo. Una vez conocidos los inputs en la vegetación nativa y en el olivar labrado, se simuló el cambio en el uso del suelo y se comprobó la predicción de CO con los valores medidos en campo. De forma previa se realizó una búsqueda bibliográfica para datar la época en la que comenzaron a roturarse áreas de vegetación nativa para la implantación de cultivos. Según García-Ruiz (2010), a partir del estudio de los sedimentos de ríos, lagos o deltas se puede conocer la relación entre los cambios en la cobertura por la vegetación y la erosión del suelo, así como la identificación de épocas de máxima erosión relacionadas con deforestaciones o etapas de expansión de la agricultura. En España, los máximos depósitos de sedimentos se registraron entre los siglos XVI y XIX, especialmente durante el s. XVIII, debido a diversos factores como la Desamortización, la expansión de los cultivos (cereal, viñedo, olivar, almendro...), la necesidad de pastos para el ganado, la presión demográfica en las áreas rurales y la obtención de la madera para la industria naval y la construcción del ferrocarril (García-Ruiz, 2010). En la simulación realizada en este trabajo se fijó el año 1700 para el cambio de uso, apoyándonos en el trabajo de Sánchez Salazar (1989) sobre la expansión del olivar en la provincia de Jaén.

A continuación se ejecutó el modelo en forma inversa para cada finca simulando el cambio en el manejo del suelo de laboreo convencional a cubierta vegetal, ajustándolo a los años de manejo de cada finca y a las concentraciones de carbono orgánico medidas en cada caso.

En las cubiertas vegetales se determinó cuánto carbono procedía de la biomasa aérea y cuánto de la radical, tanto por parte del olivo como de la cubierta, a partir de los resultados obtenidos en las capas de 0-5, 0-10 y 0-30 cm. En la capa de 0-5 cm se consideró que todo el carbono que entra en el suelo procede de la cubierta vegetal (aérea y raíces) y de la caída de hojas y otros restos del árbol. En este intervalo, se consideró que apenas se desarrollan las raíces de olivo, por lo que el carbono procedente de las de la cubierta vegetal se calculó como la diferencia entre el input de carbono aéreo simulado para el olivo y el medido en campo para la biomasa aérea de ésta, es decir:

$$CO_{\text{raíces cubierta}} = \text{input aéreo simulado olivo} - \text{biomasa aérea de la cubierta medida en el campo}$$

En las capas de 0-15 y de 0-30 cm, se calculó el aporte por las raíces del olivo como la diferencia entre el input total simulado en cada capa y el obtenido en la capa superior.

$$CO_{\text{raíces olivo 0-15}} = \text{input total simulado (0-15 cm)} - \text{input total (0-5 cm)}$$

$$CO_{\text{raíces olivo 0-30}} = \text{input total simulado (0-30 cm)} - \text{input total (0-15 cm)}$$

Como se observa en la Figura 4.1, el modelo RothC es capaz de predecir la emisión anual de carbono en forma de CO₂ procedente de la respiración heterotrófica del suelo, esto es, el CO₂ generado durante la descomposición de la materia orgánica por microorganismos. Este valor depende de las características del manejo y del input anual de carbono y puede utilizarse para calcular el balance de carbono y comprobar el papel del suelo como emisor o almacén, en cada caso. El cálculo de la tasa de fijación de carbono (*carbon sequestration*) no es sencillo ya que no se limita a la eliminación de CO₂ de la atmósfera y a su almacén en forma orgánica, sino que tiene en cuenta la presencia de otros gases de efecto invernadero en las relaciones suelo-planta-atmósfera (Feller y Bernoux, 2008). En este trabajo, el flujo de carbono se estudió de dos formas distintas. En primer lugar, la variación en la concentración de carbono orgánico se calculó como la diferencia entre el carbono medido en el olivar cubierto y el labrado. En segundo lugar, el balance de carbono se calculó como la diferencia entre las entradas al suelo modeladas por RothC y las salidas por mineralización de la materia orgánica (respiración heterotrófica) y la quema de biomasa, en relación con cada

manejo. No se evaluó la tasa de fijación de carbono debido a la falta de datos de emisión de otros gases de efecto invernadero y de tasas de respiración por raíces, necesarios para el cálculo de este parámetro.

4.6 Análisis cartográfico

El sistema de información geográfica utilizado en la elaboración de los diferentes mapas ha sido ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008) que incluye una serie de herramientas como ArcMap, ArcCatalog y ArcToolbox que permiten utilizar toda la funcionalidad de este software. Las capas de información utilizadas proceden en su mayoría de la base cartográfica digital de la Junta de Andalucía. Las pendientes se calcularon a partir del modelo digital del terreno (MDT). En la Tabla 4.2 se resumen las capas utilizadas en el presente trabajo y su procedencia.

Tabla 4.2. Procedencia de las capas de información utilizadas

| Capas | Referencia |
|-------------------|--|
| MDT | Modelo Digital del Terreno de Andalucía: relieve y orografía (10 m) (2005). Consejería de Medio Ambiente. |
| Usos del suelo | Mapa de usos y coberturas vegetales del suelo de Andalucía a 1:25.000 (2007). Red de Información Ambiental de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. |
| Clima | Subregiones fitoclimáticas en Andalucía. Fecha de creación: 22/12/2009. Última modificación: 18/02/2011. Red de Información Ambiental de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. |
| Áreas geográficas | Áreas geográficas para la elaboración de estadísticas climáticas. Fecha de creación: 22/12/2009. Última modificación: 18/02/2011. Red de Información Ambiental de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. |

RESULTADOS Y DISCUSIÓN



5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 Propiedades del residuo añadido

Los tipos de cubiertas seleccionados en este trabajo incorporan al suelo residuos de tres tipos (Tabla 5.1): los restos de las cubiertas vegetales que se siembran entre los ruedos de los olivos (el más abundante), los restos de la poda, y puntualmente residuos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara. En ocasiones estos residuos se añadieron de forma combinada, por ejemplo mediante la adición de restos de poda en una cubierta vegetal espontánea.

Tabla 5.1. Tipos de residuos añadidos en las fincas de estudio

| | Cubierta vegetal viva | Restos de poda | Residuos limpieza almazara |
|-------------|-----------------------|----------------|----------------------------|
| Castillo | X | | |
| Matallana | X | X | |
| El Tobazo | X | | |
| La Torre | X | | |
| Deifontes | X | | |
| Salido Bajo | X | | |
| El Tercio | X | X | |
| El Empalme | X | X | X |

En la Tabla 5.2 se recogen los valores medios de biomasa aérea medidos en campo para cada una de las fincas y manejos estudiados, en Mg de materia seca ha⁻¹ año⁻¹. En el no laboreo no se generó material vegetal ya que el suelo se trató con herbicidas de preemergencia, evitando la germinación de plantas adventicias. Los valores de biomasa aérea aportada en las cubiertas de restos de poda y/o residuos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara (EQ+P) se expresan en Mg de carbono ha⁻¹ año⁻¹ debido a la adición conjunta de restos vegetales y tierra en la finca El Empalme. Esta finca fue excluida del análisis estadístico debido a este aporte adicional.

Tabla 5.2. Valores medios (\pm desviación típica) de la biomasa aérea medida en campo para cada una de las fincas y manejos durante los periodos 2009-2010 en Castillo y Torre, 2008-2010 en Matallana, Tobazo, Salido, El Tercio y El Empalme, y 2004-2009 en Deifontes.

| Finca | Biomasa aérea generada (Mg materia seca ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | | (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | H | Sig |
|------------------|---|---|--|------------------------|-------------------------|--|-------|--------------|
| | Espontánea química (EQ) | Espontánea enterrada ecológica (EEE) | Espontánea desbrozada ecológica (EDE) | Veza enterrada (VE) | Veza desbrozada (VD) | Espontánea química con restos de poda (EQ+P)* | | |
| Castillo (n=10) | 2,11±0,55 | - | - | - | - | - | - | - |
| Matallana (n=20) | 3,01±1,27 | - | - | - | - | 16,29±2,88a | - | - |
| Tobazo (n=23) | - | - | 2,11±1,94a | - | - | - | - | - |
| Torre (n=16) | 3,56±2,26A | - | 1,31±0,39aB | - | - | - | 14,91 | 0,000 |
| Deifontes (n=4) | - | 1,7±1,15a | - | 2,99±1,78 | 3,08±2,02 | - | 2,73 | 0,260 |
| Salido (n=14) | 3,01±0,81 | 3,76±1,92b | 3,54±1,11b | - | - | - | 1,67 | 0,434 |
| Tercio (n=17) | - | - | - | - | - | 6,97±2,27b | - | - |
| Empalme (n=20)* | - | - | - | - | - | 23,92±14,27 | - | - |
| H | 5,35 | 4,99 | 18,14 | - | - | 89,26 | | |
| Sig | 0,148 | 0,026 | 0,000 | - | - | 0,000 | | |
| Media† | 2,99±1,44a | 3,14±1,95a | 2,25±1,63b | - | - | 11,63±5,35 | | |
| F | | 3,75 | | | | | | |
| Sig | | 0,026 | | | | | | |

Letras minúsculas diferentes en la misma columna indican diferencias significativas entre fincas bajo un mismo manejo, y letras mayúsculas diferentes en la misma fila indican diferencias significativas entre manejos dentro de una misma finca, de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

† Medias con letras diferentes indican diferencias significativas entre los manejos según ANOVA (grupos homogéneos según test Tukey a $p < 0,05$).

* Valores en Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

* Excluida del análisis.

Los valores de biomasa presentaron importantes variaciones en el muestreo anual realizado, lo cuál quedó reflejado en las altas desviaciones registradas en todas las fincas y manejos estudiados. Estas diferencias pueden deberse a varias causas, aunque las alteraciones en la productividad dependen principalmente de la disponibilidad de agua para la planta (López et al., 2005, Foraster, 2010), aspecto de gran importancia en el área mediterránea. Castro et al. (2008) registraron descensos en la biomasa de cubiertas vegetales de hasta un 90% en los años secos frente a los años con la pluviosidad habitual. También el volumen de la copa del olivo, que luego afectará a la cantidad de poda, se ve afectado por la disponibilidad de agua para el árbol (García-Ortiz et al., 2004).

Las cubiertas vivas presentaron valores muy similares de biomasa aérea, con una media máxima en la cubierta ecológica enterrada ($3,14 \pm 1,95 \text{ Mg ha}^{-1}$) y significativamente menor en la desbrozada ecológica ($2,25 \pm 1,63 \text{ Mg ha}^{-1}$). Los valores registrados en todas las fincas fueron muy próximos a los obtenidos por otros autores en cubiertas vegetales mediterráneas con o sin el empleo adicional de abono (Castro, 1993; Castro et al., 2008; Ramos et al., 2010). En dehesas, ecosistemas que pueden asemejarse al olivar ecológico, Moreno et al. (2005) midieron una biomasa aérea que oscilaba entre 2,9 y 5,2 Mg materia seca ha^{-1} según la fertilización extra recibida (200 y 500 kg NPK respectivamente).

Las variaciones de biomasa según el tipo de cubierta vegetal viva (excluyendo el manejo con adición de restos de poda) solo fueron significativas en La Torre ($p=0,000$), con valores más altos en la cubierta química frente a la desbrozada ecológica. En la finca de Deifontes se observó un incremento en la producción de biomasa cuando se sembraba cubierta (VE y VD) frente a la cubierta de vegetación espontánea (EEE), aunque las diferencias no fueron significativas. En Salido Bajo, los valores fueron muy similares en los tres manejos estudiados.

La localización geográfica afectó a la producción de biomasa aérea en las parcelas ecológicas desbrozadas y con enterrado ($p=0,000$ y $p=0,026$ respectivamente), mientras que la cubierta química presentó valores similares independientemente de la localización. En las dos parcelas ecológicas, los valores más altos se registraron en la finca de Salido, coincidiendo con la zona que presentó la mayor reserva de agua en el suelo (Figura 3.8). En esta finca, la cubierta se dejó crecer hasta el momento en el que apareció competencia por la

disponibilidad de agua. Este valor podría representar el máximo que puede alcanzar este tipo de cubierta antes de ser cortada.

En el conjunto de los datos, los manejos más utilizados (EQ, EEE y EDE) presentaron diferencias en la biomasa generada en superficie, con una media significativamente menor en las parcelas ecológicas con desbrozado mecánico frente a la cubierta química y a la enterrada ecológica. Los valores más altos en la cubierta química son debidos a la aplicación de semillas. En las fincas ecológicas, los mayores valores registrados en la cubierta enterrada frente a la desbrozada pueden deberse al efecto de la labor, que mezcla los residuos impidiendo que se acumulen en superficie a la vez que entierra las semillas de la propia cubierta y facilita su germinación.

En general, el manejo del suelo modificó la biomasa producida por la cubierta, obteniéndose valores más altos en las cubiertas químicas (adición de semillas) y en las enterradas. Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas en todos los casos, debido a las altas desviaciones observadas en todas las parcelas. La influencia del manejo de la cubierta sobre la producción de biomasa ha sido estudiada por otros autores. Castro (1993) señaló un descenso en la germinación de malas hierbas al dejar en superficie los restos de una cubierta de gramíneas. También en olivar, otros autores han detectado valores de biomasa aérea más altos en la cubierta enterrada que en la desbrozada químicamente (Castro et al., 2008). Sin embargo, Snapp y Borden (2005) registraron un elevado descenso en la biomasa tras ser tratadas con herbicida y algo menor al ser desbrozada. Según estos autores, la aplicación de herbicida induce una marcada reducción de la biomasa total de forma inmediata mientras que el desbroce afecta en menor medida a la zona radicular pudiendo producirse un rebrote moderado. La relación entre la cantidad de residuos generados y el manejo del suelo (laboreo convencional, no laboreo y mínimo) tampoco ha sido detectada en cultivos de cebada (López et al., 2005); los valores, que oscilaron entre 0,73 y 1,74 Mg materia seca ha⁻¹, variaron dependiendo de la pluviometría.

La adición de restos de poda u otros residuos vegetales a suelos con cubierta vegetal espontánea (EQ+P) incrementaron el aporte superficial de carbono. Las altas desviaciones detectadas en este manejo se deben a la dificultad que supone la distribución equitativa de los restos, dando lugar a zonas con importantes cantidades mientras que en otras no se deposita nada. Las diferencias registradas entre Matallana y El Tercio ($p=0,000$) indicaron la

elevada variabilidad de la poda generada. La edad del árbol, la disponibilidad de agua o la densidad de plantación son algunos de los principales factores que pudieron influir en la diferente intensidad de la poda (Pastor, 1991; García-Ortiz et al., 2004). Estos parámetros modificaron los valores de input medidos, ya que la densidad de plantación fue mayor en Matallana que en El Tercio (80 y 70 árboles por ha⁻¹, respectivamente), y la primera de ellas presentó mayor reserva hídrica (Figuras 3.4 y 3.9) y riego de apoyo. En la finca de El Empalme se registraron las mayores entradas aéreas de carbono al suelo de este trabajo debido al aporte de los restos de poda junto con los residuos de la limpieza de la aceituna en la almazara. A pesar de que el empleo de estos residuos aún no está muy extendido, las cubiertas de sólo restos de poda son hoy día una importante apuesta para proteger el suelo de la erosión, favorecer el reciclado de nutrientes y controlar las emisiones de CO₂ (Rodríguez-Lizana et al., 2008; Nieto et al., 2010).

La literatura existente recoge amplios rangos en la producción de poda por el olivar o en su uso como cubierta. Pastor (1991) presentó valores de poda muy variados según la densidad de plantación, riego, o periodicidad de la poda, entre otros parámetros. García-Ortiz et al. (2004) registraron una producción de 46,07 kg de restos de poda y hojas por árbol y 17,92 kg de madera para una poda bianual en un olivar de Jaén con una densidad de plantación de 70 árboles por hectárea. Estos autores, estudiando la influencia del manejo de suelo en la producción de biomasa del olivo registraron mayores pesadas en olivares bajo no laboreo frente al laboreo convencional. Un informe de la Comisión Europea sobre el aprovechamiento de la biomasa en el olivar (OPET Network, 1999) señala producciones que oscilan entre 3,11 y 1,57 Mg de materia fresca ha⁻¹ según si el olivar es intensivo o extensivo y de regadío o de secano. Otros autores como Rodríguez-Lizana et al. (2008), en ensayos de erosión en olivar, emplearon una cubierta de restos de poda de 2,00 Mg de materia seca ha⁻¹. Sofo et al. (2005), para estudiar el efecto de las prácticas agrícolas en la fijación de CO₂ por el suelo, también utilizaron una cubierta de restos de poda de olivar de 8,6 Mg de materia fresca ha⁻¹. Estos amplios rangos coinciden con las altas desviaciones registradas en el presente estudio, así como a las diferencias significativas entre unas parcelas y otras.

En la Tabla 5.3 se observan los resultados del análisis químico de los diferentes residuos añadidos al suelo. El valor de carbono orgánico se situó en torno al 50% para los restos vegetales frescos, siendo mayor en las cubiertas vegetales que en la poda del olivo. Este

porcentaje disminuyó significativamente en los residuos de limpieza de la aceituna en la almazara debido a que no sólo se aportaron restos vegetales sino que incluyen otros elementos como fragmentos superficiales de suelo ricos en carbono orgánico. El N sin embargo fue muy similar en todos los casos. La relación C/N presentó variaciones significativas entre los residuos de almazara y los restos vegetales (poda y cubiertas), con valores más altos en éstas últimas. La relación C/N puede ser usada para explicar la calidad del resto vegetal que se añade al suelo (Dawson y Smith, 2007; Tejada et al., 2009). Según Bhogal et al. (2009), los restos vegetales frescos como los añadidos por las cubiertas vegetales o la poda, poseen un ratio alto que va disminuyendo a medida que se transforman en humus. Los valores más bajos registrados en los residuos de la almazara indicaron que éstos se encontraban ligeramente descompuestos en el momento de su adición. En general, las características de estos restos y su carácter inicial como desecho los hacen idóneos para su uso como enmiendas orgánicas, que al añadirlas al suelo permiten la mejora de sus propiedades (Jarecki y Lal, 2005; Smith, 2008).

Tabla 5.3. Valores medios (\pm desviación típica) de carbono orgánico (CO), nitrógeno (N) y relación C/N para los residuos añadidos en los manejos con suelo cubierto.

| | Poda triturada | Residuos limpieza en almazara | Cubiertas vegetales | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|--------|-----------------|-------------------------------|---------------------|-----------|--------------|
| CO (%) | 46,5 \pm 1,8a | 32,4 \pm 3,9b | 56,5 \pm 4,7c | 48,39 | 0,000 |
| N (%) | 1,3 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,3 | 0,11 | 0,897 |
| C/N | 36,9 \pm 0,6a | 26,2 \pm 3,2b | 44,9 \pm 7,9a | 13,16 | 0,001 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$).

5.2 Propiedades de los suelos

5.2.1 Castillo de Tajarja

La finca Castillo de Tajarja presentó una textura arcillosa (Figura 5.1), puntualmente franco-arcillo limosa (laboreo), con valores de pH que oscilaron entre 7,0 y 8,9 (media $8,2 \pm 0,5$). El contenido en CaCO_3 equivalente varió entre el 8 y el 71% (media 49 ± 14) según la profundidad muestreada, con un 75% de muestras con contenidos superiores al 44% (Tabla 5.4).

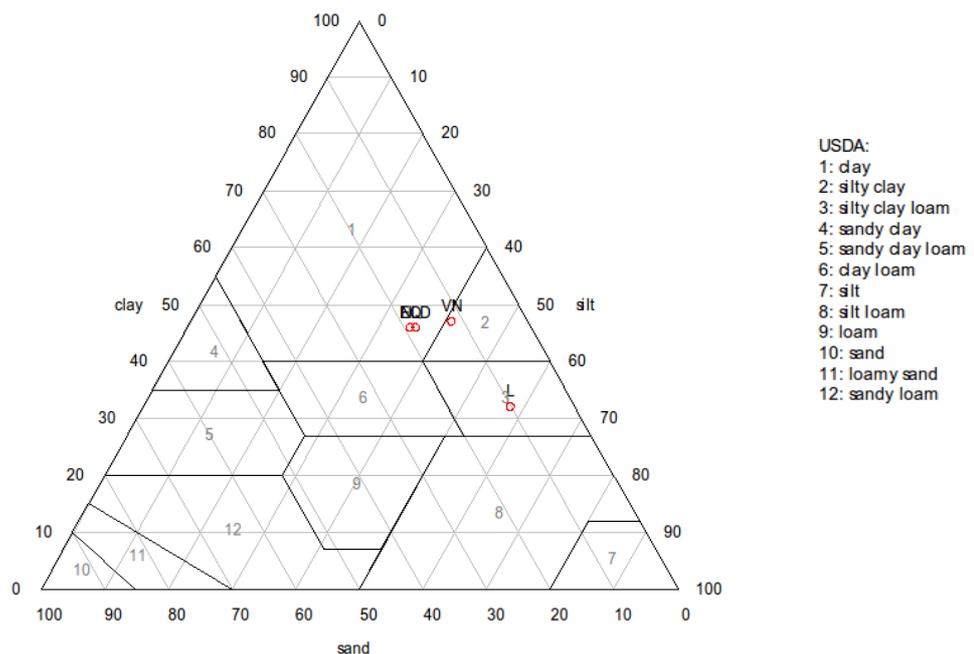


Figura 5.1. Diagrama textural para la finca Castillo de Tajarja. VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

La mayoría de las propiedades estudiadas variaron de forma significativa con el manejo, uso del suelo y profundidad, especialmente cuando en el análisis estadístico se incluyeron los datos de la vegetación nativa (VN). Los cambios afectaron principalmente al contenido de arcilla, CO, N, K, CIC, ρ_a y humedad medida a -33 y -1500 kPa para todo el perfil, mientras que la relación C/N se modificó sólo en los 10 primeros centímetros. El CaCO_3 alcanzó valores mínimos en los primeros centímetros de VN (Figura 5.2), indicando un proceso de lavado que desaparece en los suelos cultivados debido a los continuos pases de labor. A pesar de que en el no laboreo desnudo (NLD) y la cubierta espontánea química (EQ) se suprimió la labor, no ha transcurrido tiempo suficiente para que desaparezca este efecto homogeneizador. Entre los distintos manejos de suelo del olivar estudiados no se registraron diferencias

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

significativas para el porcentaje de carbonato. Su distribución a lo largo del perfil sí mostró variaciones significativas, con incrementos en la última capa (Tabla 5.4).

Tabla 5.4. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Castillo de Tajarja.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | Factor | | |
|---------------------|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | VN | L | EQ | NLD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,3 \pm 0,3 | 8,5 \pm 0,1 | 8,0 \pm 0,1 | 8,0 \pm 0,2 | 0,000 | 0,000 | 0,444 |
| | 2-5 | 7,3 \pm 0,2 | 8,7 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 8,0 \pm 0,7 | 8,7 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 7,9 \pm 0,3 | 8,8 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,2 | | | |
| | 15-30 | 8,0 \pm 0,1 | 8,9 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,2 | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 12 \pm 7 | 56 \pm 1 | 51 \pm 6 | 55 \pm 1 | 0,088 | 0,027 | 0,882 |
| | 2-5 | 17 \pm 13 | 55 \pm 0 | 54 \pm 7 | 52 \pm 7 | | | |
| | 5-10 | 33 \pm 6 | 57 \pm 2 | 56 \pm 6 | 55 \pm 1 | | | |
| | 10-15 | 40 \pm 2 | 59 \pm 4 | 57 \pm 5 | 53 \pm 4 | | | |
| | 15-30 | 43 \pm 1 | 66 \pm 5 | 59 \pm 7 | 58 \pm 7 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

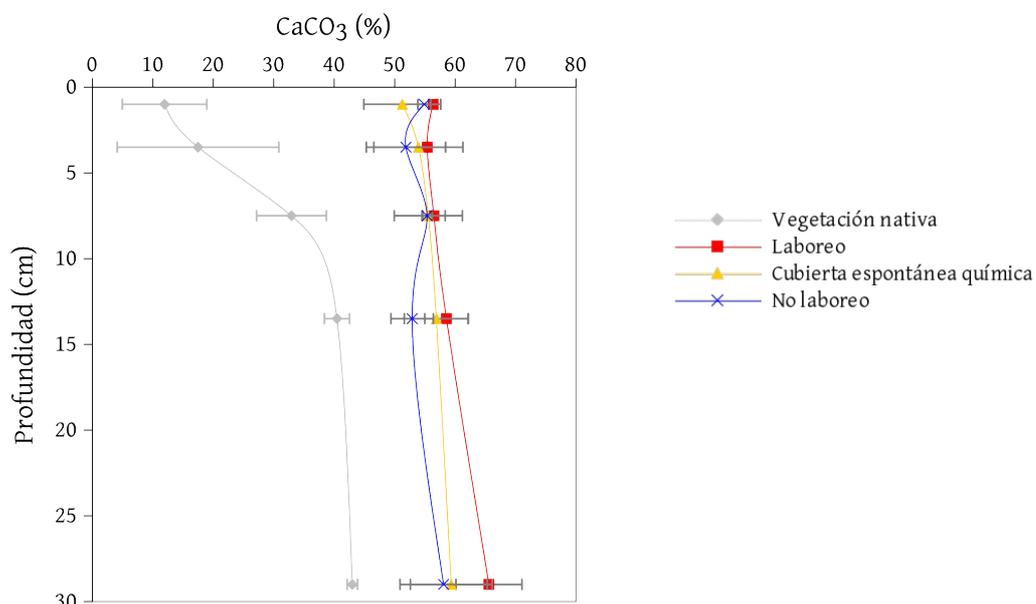


Figura 5.2. Distribución del CaCO_3 a lo largo del perfil en la finca Castillo de Tajarja.

En los primeros 30 cm del perfil, el contenido en arcilla varió significativamente entre el suelo labrado (L) y la vegetación nativa, con porcentajes también altos aunque sin diferencias significativas con el no laboreo y la cubierta química (Tabla 5.5). Estas diferencias se deben sobre todo a la presencia de una capa enriquecida en limo entre los 5 y 10 cm de profundidad en la parcela L. Los valores más altos de CO y N se registraron en la

VN, con diferencias significativas con los suelos cultivados. La relación C/N fue próxima o mayor a 10 en todos los casos excepto en el L, donde fue significativamente menor. La distribución del CO a lo largo del perfil dio lugar a un valor de estratificación muy alto en VN que disminuye en los suelos cultivados (Tabla 5.5). Los valores más bajos se registraron en el L (próximos a la unidad), siendo significativamente más altos en la cubierta EQ; el NLD presentó valores intermedios.

Tabla 5.5. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca Castillo de Tajarja.

| | VN | L | EQ | NLD | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 47 \pm 3 a | 32 \pm 9 b | 46 \pm 4 ab | 46 \pm 1 ab | 5,37 | 0,026 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 148,0 \pm 40,0 a | 14,7 \pm 1,6 b | 59,9 \pm 5,8 b | 45,9 \pm 9,9 b | 22,57 | 0,000 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 13,5 \pm 2,3 a | 2,2 \pm 0,1 b | 4,8 \pm 0,4 b | 4,6 \pm 0,8 b | 48,44 | 0,000 |
| C/N | 9,6 \pm 1,0 a | 6,9 \pm 0,6 b | 11,8 \pm 1,0 c | 9,9 \pm 0,6 ac | 19,06 | 0,001 |
| Estratíf. CO | 10,0 \pm 1,4 a | 1,4 \pm 0,5 c | 4,3 \pm 1,0 b | 2,4 \pm 1,0 bc | 43,37 | 0,000 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$).

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

En la Tabla 5.6 se muestran las diferencias detectadas en CO, N, C/N, K y CIC a lo largo del perfil para la profundidad y el manejo (excluye el uso del suelo - VN), siendo significativas en ambos casos. Los contenidos en CO y N mostraron incrementos en las capas superficiales de hasta 4 y 2 veces respectivamente entre el L y la cubierta EQ (Figura 5.3). Estos valores tienden a igualarse en profundidad a partir de los 10 cm. El K también se incrementó significativamente tras la ausencia de labor, con valores superiores o iguales a 1,0 cmol⁺ kg⁻¹ en los primeros 5 cm. Sin embargo, la CIC alcanzó valores más altos en la capa de 2-15 cm del L frente a los otros dos manejos. Todos estos parámetros, excepto la CIC presentaron diferencias significativas para la interacción del manejo del suelo y la profundidad.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.6. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Castillo de Tajarja.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | Factor | | |
|---|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| | | VN | L | EQ | NLD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 20,1 \pm 4,2 | 0,5 \pm 0,1 | 4,2 \pm 0,6 | 2,4 \pm 1,2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 13,9 \pm 5,1 | 0,4 \pm 0,1 | 3,5 \pm 1,3 | 1,7 \pm 0,7 | | | |
| | 5-10 | 7,1 \pm 3,8 | 0,4 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 2,6 \pm 0,6 | 0,4 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,2 | 1,2 \pm 0,2 | | | |
| | 15-30 | 2,0 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,2 | | | |
| N (%) | 0-2 | 1,20 \pm 0,17 | 0,10 \pm 0,01 | 0,30 \pm 0,02 | 0,20 \pm 0,07 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 1,08 \pm 0,42 | 0,07 \pm 0,01 | 0,17 \pm 0,03 | 0,14 \pm 0,02 | | | |
| | 5-10 | 0,57 \pm 0,16 | 0,07 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,02 | 0,11 \pm 0,00 | | | |
| | 10-15 | 0,33 \pm 0,05 | 0,06 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,02 | | | |
| | 15-30 | 0,26 \pm 0,01 | 0,05 \pm 0,01 | 0,10 \pm 0,01 | 0,11 \pm 0,03 | | | |
| C/N | 0-2 | 16,7 \pm 1,2 | 4,7 \pm 0,2 | 13,8 \pm 2,3 | 11,4 \pm 2,5 | 0,000 | 0,018 | 0,018 |
| | 2-5 | 13,1 \pm 2,2 | 5,9 \pm 1,2 | 20,6 \pm 8,5 | 12,4 \pm 3,7 | | | |
| | 5-10 | 11,7 \pm 3,9 | 6,4 \pm 0,9 | 11,6 \pm 1,0 | 10,8 \pm 1,4 | | | |
| | 10-15 | 7,9 \pm 1,1 | 7,0 \pm 0,6 | 10,1 \pm 1,0 | 9,8 \pm 0,4 | | | |
| | 15-30 | 7,7 \pm 0,4 | 7,5 \pm 0,7 | 10,4 \pm 0,6 | 8,8 \pm 0,6 | | | |
| K ($\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$) | 0-2 | 2,9 \pm 0,9 | 0,7 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 0,000 | 0,000 | 0,002 |
| | 2-5 | 3,5 \pm 0,7 | 0,7 \pm 0,0 | 1,0 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 4,2 \pm 0,3 | 0,4 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 4,5 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,0 | 0,5 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 4,0 \pm 0,4 | 0,2 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,1 | | | |
| CIC ($\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$) | 0-2 | 44,9 \pm 2,8 | 19,7 \pm 0,2 | 21,3 \pm 1,6 | 19,0 \pm 1,4 | 0,003 | 0,013 | 0,140 |
| | 2-5 | 44,6 \pm 11,8 | 21,2 \pm 0,7 | 18,1 \pm 2,5 | 18,5 \pm 1,1 | | | |
| | 5-10 | 34,6 \pm 6,3 | 21,3 \pm 0,4 | 17,4 \pm 2,2 | 18,0 \pm 1,4 | | | |
| | 10-15 | 25,9 \pm 2,4 | 20,3 \pm 0,3 | 17,8 \pm 0,7 | 17,4 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 24,1 \pm 0,3 | 17,4 \pm 3,3 | 17,6 \pm 0,4 | 16,8 \pm 2,4 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

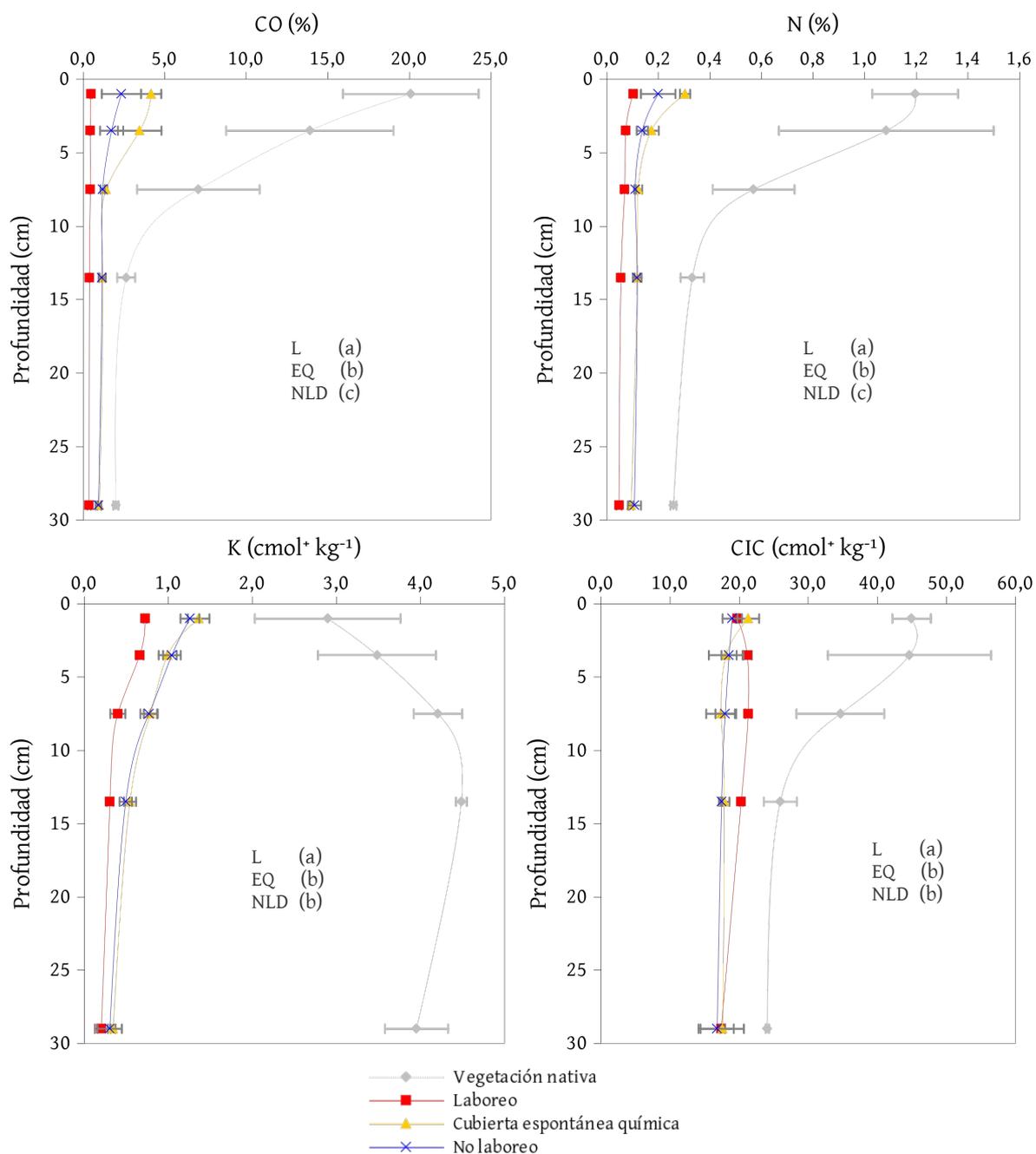


Figura 5.3. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca Castillo de Tajarja. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

La Tabla 5.7 muestra los valores de ρ_d , humedad a -33 y -1500 kPa y el agua útil. La ρ_d mostró diferencias significativas para la profundidad, el manejo y su intersección, con valores especialmente bajos en la capa de 0-5 cm del L. La humedad medida a -33 kPa y el contenido en agua útil fueron más altas en L. Sin embargo, el porcentaje de humedad a -1500 kPa fue

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

mayor en los suelos con ausencia de labor. Ambas medidas de humedad presentaron diferencias significativas con el manejo pero no con la profundidad.

Tabla 5.7. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Castillo de Tajarja.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | Factor | | |
|---------------------------------|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | VN | L | EQ | NLD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,8 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,2 | 0,007 | 0,000 | 0,023 |
| | 2-5 | 0,8 \pm 0,0 | 1,1 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,0 | | | |
| | 5-10 | 1,0 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,0 | | | |
| | 10-15 | 1,1 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,2 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,0 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 81 \pm 5 | 36 \pm 4 | 33 \pm 1 | 29 \pm 1 | 0,000 | 0,097 | 0,243 |
| | 2-5 | 62 \pm 10 | 30 \pm 1 | 28 \pm 0 | 29 \pm 2 | | | |
| | 5-10 | 44 \pm 3 | 33 \pm 3 | 27 \pm 1 | 29 \pm 2 | | | |
| | 10-15 | 40 \pm 3 | 35 \pm 3 | 27 \pm 1 | 29 \pm 3 | | | |
| | 15-30 | 40 \pm 2 | 35 \pm 8 | 27 \pm 1 | 28 \pm 1 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 55 \pm 4 | 17 \pm 1 | 21 \pm 0 | 21 \pm 1 | 0,000 | 0,299 | 0,400 |
| | 2-5 | 41 \pm 7 | 18 \pm 0 | 20 \pm 2 | 21 \pm 1 | | | |
| | 5-10 | 31 \pm 7 | 18 \pm 0 | 19 \pm 2 | 20 \pm 1 | | | |
| | 10-15 | 25 \pm 2 | 18 \pm 0 | 19 \pm 2 | 20 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 23 \pm 1 | 17 \pm 2 | 19 \pm 1 | 20 \pm 1 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

Según los resultados que se muestran en la Tabla 5.8, el CO se correlacionó positivamente con la arcilla en los suelos en los que no se aportaron restos orgánicos (L y NL). En la VN y el olivar con cubierta las correlaciones fueron positivas con el N, la CIC y la humedad a -33 y -1500 kPa. La ρ_d se correlacionó negativamente con el CO sólo en la VN y el olivar labrado.

Tabla 5.8. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca Castillo de Tajarja.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | CO (%) | | | | | |
|--------|---------------------------|---------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| VN | 0,22 | 0,96 ** | 0,89 ** | -0,60 * | 0,98 ** | -0,90 ** | 0,92 ** | 0,95 ** |
| L | 0,79 ** | 0,69 ** | -0,29 | 0,59 * | 0,05 | -0,66 ** | -0,06 | -0,01 |
| EQ | 0,24 | 0,93 ** | 0,86 ** | 0,92 ** | 0,58 * | 0,19 | 0,76 ** | 0,59 * |
| NL | 0,69 ** | 0,76 ** | 0,73 ** | 0,85 ** | 0,53 * | 0,17 | 0,46 | 0,08 |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.2 Matallana

La finca de Matallana también presentó una textura arcillosa o ligeramente arcillo limosa (Figura 5.4), con valores máximos de arcilla en la cubierta espontánea química con restos de poda (EQ+P) e incrementos en la fracción limo en el laboreo (L).

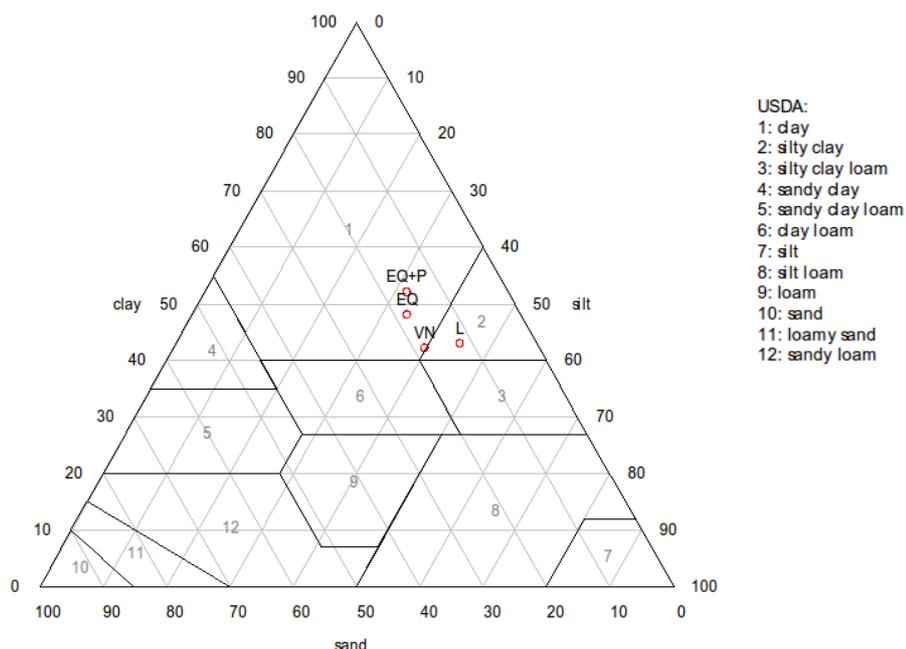


Figura 5.4. Diagrama textural para la finca Matallana. VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

Según la Tabla 5.9, los valores de pH oscilaron entre 7,0 y 8,4 (media $8,1 \pm 0,2$) y el contenido en CaCO_3 entre el 11 y el 54% (media 28 ± 5), con un 75% de las muestras con contenidos superiores al 23%. Los porcentajes más altos de CaCO_3 se registraron en la última profundidad muestreada (>15 cm) y en el suelo labrado. En general, ambas propiedades variaron significativamente con el manejo de suelo y la profundidad. En la primera capa muestreada (0-2 cm) de la cubierta EQ+P se registraron valores de CaCO_3 significativamente más bajos que en el resto de profundidades, indicando un lavado de carbonatos similar al que aparece en la vegetación nativa (Figura 5.5). Las altas desviaciones registradas a partir de los 15 cm indican la presencia de una capa enriquecida en carbonato a profundidades variables según el punto de muestreo. El valor de pH disminuyó en las primeras profundidades de VN y EQ+P, con un porcentaje bajo en CaCO_3 y altos contenidos de CO.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.9. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Matallana.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | Factor | | |
|---------------------|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | VN | L | EQ+P | EQ | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,5 \pm 0,2 | 8,3 \pm 0,1 | 7,7 \pm 0,2 | 7,7 \pm 0,2 | 0,000 | 0,000 | 0,068 |
| | 2-5 | 7,7 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,0 | 7,7 \pm 0,6 | 7,9 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 7,9 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 8,0 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 8,2 \pm 0,2 | 8,4 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 17 \pm 6 | 35 \pm 0 | 18 \pm 2 | 22 \pm 1 | 0,000 | 0,001 | 0,348 |
| | 2-5 | 23 \pm 8 | 36 \pm 1 | 28 \pm 1 | 23 \pm 1 | | | |
| | 5-10 | 23 \pm 7 | 36 \pm 1 | 26 \pm 1 | 25 \pm 0 | | | |
| | 10-15 | 23 \pm 7 | 37 \pm 1 | 26 \pm 0 | 25 \pm 2 | | | |
| | 15-30 | 21 \pm 10 | 44 \pm 9 | 27 \pm 5 | 34 \pm 12 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

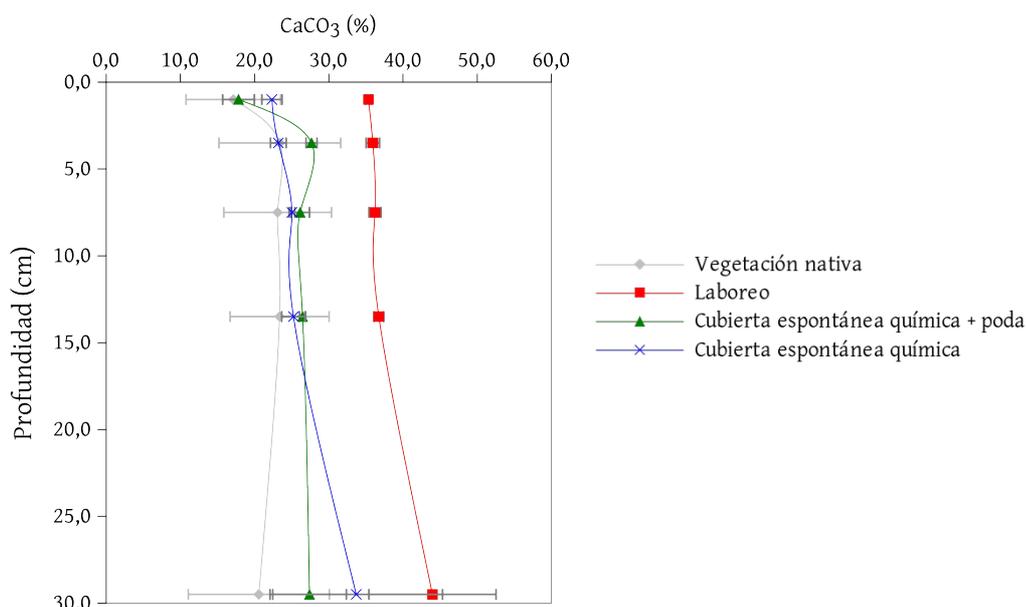


Figura 5.5. Distribución del CaCO_3 a lo largo del perfil en la finca Matallana.

El contenido en CO y N se vio significativamente afectado por el uso y manejo del suelo, con valores máximos en la VN y mínimos en el L (Tabla 5.10). El cambio de manejo incrementó significativamente el porcentaje de CO frente al laboreo, duplicando su valor en la cubierta con restos de poda (EQ+P), que recibió un mayor aporte de restos vegetales que la química (EQ). Resultados similares fueron registrados para el N. La relación C/N fue inferior a 10 en todos los casos, con diferencias estadísticamente significativas entre el L y la cubierta EQ+P,

donde se registró el valor más alto (8,1). Los elevados valores superficiales de CO en la cubierta EQ+P dieron lugar a una estratificación muy marcada. Este valor fue significativamente inferior en el suelo L (próximo a la unidad), con valores intermedios en la VN y la cubierta EQ.

Tabla 5.10. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca Matallana.

| | VN | L | EQ+P | EQ | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|------------------|------------------|------------------|------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 41 \pm 4 a | 43 \pm 1 ab | 52 \pm 0 c | 48 \pm 1 bc | 18,53 | 0,001 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 82,8 \pm 5,3 a | 32,2 \pm 2,8 b | 60,6 \pm 0,8 c | 49,4 \pm 4,0 c | 102,69 | 0,000 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 10,0 \pm 1,2 a | 4,7 \pm 0,2 b | 7,3 \pm 0,4 c | 7,0 \pm 0,6 c | 28,59 | 0,000 |
| C/N | 7,7 \pm 0,5 ab | 6,8 \pm 0,5 a | 8,1 \pm 0,1 b | 7,1 \pm 0,4 ab | 6,64 | 0,015 |
| Estratíf. CO | 6,9 \pm 0,6 a | 1,7 \pm 0,5 b | 12,0 \pm 2,4 c | 5,2 \pm 0,6 a | 33,47 | 0,000 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

La distribución a lo largo del perfil de los contenidos en CO, N, K y CIC muestra una clara influencia del manejo del suelo (Figura 5.6), con diferencias que fueron significativas en todos los casos (Tabla 5.11). También la profundidad y su interacción con el manejo afectó significativamente a las variaciones de estos elementos en el suelo. La adición de restos de poda junto con el mantenimiento de cubierta vegetal mejoró estas propiedades especialmente en los 2 primeros cm del suelo, donde igualaron o incluso superaron el valor registrado en VN. En las últimas profundidades (10-30 cm), los contenidos en CO y N tienden a igualarse con los del suelo labrado. Por otro lado, la relación C/N no se vio afectada por la profundidad aunque sí por el manejo. En cuanto al K, el incremento con respecto al L se registró sólo con la adición de restos de poda. En esta finca, los niveles más bajos no correspondieron al suelo L sino que se detectaron en la cubierta EQ ($< 1,0 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$ en todas las profundidades). Los mayores porcentajes de arcilla en las parcelas con cubierta potenció el efecto del CO sobre la CIC, con valores significativamente superiores a los registrados en L.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.11. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Matallana.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | Factor | | |
|--|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EQ+P | EQ | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 10,4 \pm 0,5 | 1,2 \pm 0,1 | 11,8 \pm 1,9 | 5,0 \pm 0,7 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 5,5 \pm 1,3 | 1,2 \pm 0,1 | 3,0 \pm 0,7 | 2,9 \pm 0,6 | | | |
| | 5-10 | 2,3 \pm 0,5 | 1,0 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,3 | 1,2 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 1,9 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,5 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | | | |
| N (%) | 0-2 | 0,96 \pm 0,03 | 0,17 \pm 0,02 | 1,28 \pm 0,17 | 0,67 \pm 0,16 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 0,55 \pm 0,14 | 0,17 \pm 0,01 | 0,33 \pm 0,11 | 0,45 \pm 0,05 | | | |
| | 5-10 | 0,31 \pm 0,06 | 0,14 \pm 0,02 | 0,15 \pm 0,02 | 0,17 \pm 0,01 | | | |
| | 10-15 | 0,26 \pm 0,02 | 0,12 \pm 0,02 | 0,15 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,01 | | | |
| | 15-30 | 0,22 \pm 0,03 | 0,11 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,01 | 0,14 \pm 0,01 | | | |
| C/N | 0-2 | 10,9 \pm 0,8 | 6,9 \pm 0,3 | 9,3 \pm 1,9 | 7,7 \pm 0,9 | 0,000 | 0,239 | 0,280 |
| | 2-5 | 9,9 \pm 0,2 | 7,0 \pm 0,3 | 9,2 \pm 1,0 | 6,7 \pm 1,7 | | | |
| | 5-10 | 7,7 \pm 0,7 | 6,8 \pm 0,2 | 8,0 \pm 1,1 | 7,1 \pm 0,7 | | | |
| | 10-15 | 7,2 \pm 0,3 | 6,8 \pm 0,1 | 7,0 \pm 0,6 | 7,4 \pm 0,5 | | | |
| | 15-30 | 7,1 \pm 1,0 | 6,7 \pm 0,8 | 8,0 \pm 0,1 | 7,0 \pm 0,8 | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 2,6 \pm 0,3 | 1,6 \pm 0,1 | 2,6 \pm 1,1 | 0,9 \pm 0,3 | 0,000 | 0,000 | 0,015 |
| | 2-5 | 2,6 \pm 0,2 | 1,6 \pm 0,0 | 1,8 \pm 0,4 | 0,8 \pm 0,2 | | | |
| | 5-10 | 2,2 \pm 0,7 | 1,4 \pm 0,2 | 1,4 \pm 0,4 | 0,7 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 1,5 \pm 1,0 | 1,0 \pm 0,2 | 0,8 \pm 0,3 | 0,5 \pm 0,0 | | | |
| | 15-30 | 0,9 \pm 0,5 | 0,5 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,0 | 0,4 \pm 0,1 | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 50,4 \pm 4,0 | 28,4 \pm 0,3 | 41,7 \pm 3,0 | 36,2 \pm 3,5 | 0,000 | 0,000 | 0,007 |
| | 2-5 | 39,9 \pm 4,9 | 27,8 \pm 1,2 | 30,6 \pm 2,5 | 34,5 \pm 3,9 | | | |
| | 5-10 | 33,0 \pm 2,3 | 28,0 \pm 0,5 | 32,4 \pm 3,1 | 32,2 \pm 2,6 | | | |
| | 10-15 | 34,0 \pm 2,4 | 28,1 \pm 0,7 | 29,9 \pm 2,2 | 31,0 \pm 1,0 | | | |
| | 15-30 | 33,5 \pm 2,0 | 27,2 \pm 2,7 | 31,7 \pm 4,3 | 27,4 \pm 3,0 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

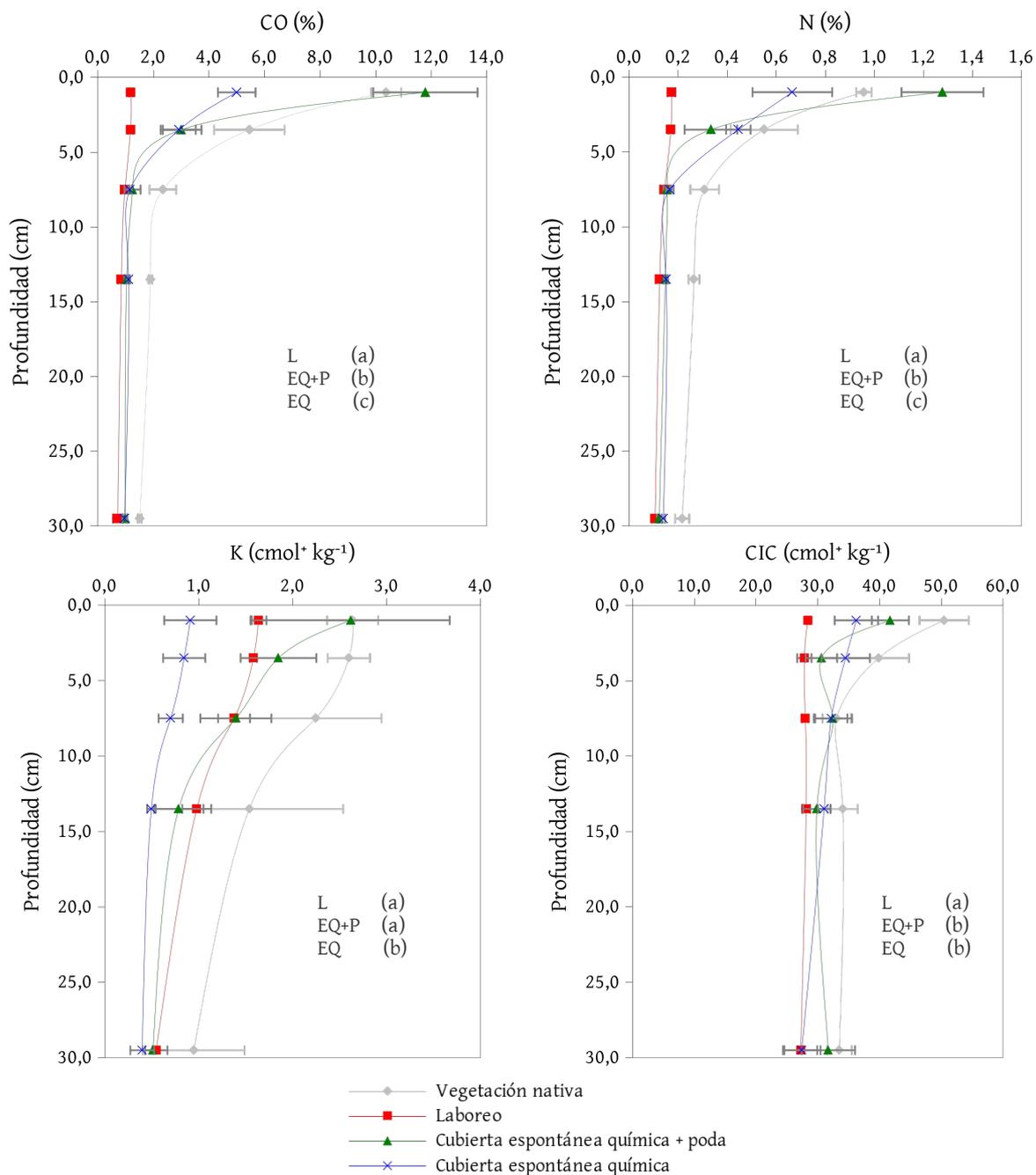


Figura 5.6. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca Matallana. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

La capacidad de retención de agua a -33 y -1500 kPa se vio afectada por el manejo del suelo y por la profundidad (Tabla 5.12), con valores significativamente más altos en los suelos con cubierta (especialmente en EQ+P) que presentaron mayor porcentaje en CO y arcilla. La ρ_d

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

no mostró diferencias significativas con el manejo pero sí con la profundidad.

Tabla 5.12. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Castillo de Tajarja.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | Factor | | |
|------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EQ+P | EQ | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,9 \pm 0,0 | 1,1 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,0 | 0,049 | 0,000 | 0,147 |
| | 2-5 | 1,0 \pm 0,0 | 1,0 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 1,0 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,0 | | | |
| | 10-15 | 1,1 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,1 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 80 \pm 7 | 31 \pm 0 | 73 \pm 5 | 50 \pm 7 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 50 \pm 8 | 32 \pm 0 | 39 \pm 3 | 38 \pm 2 | | | |
| | 5-10 | 37 \pm 1 | 31 \pm 1 | 33 \pm 1 | 34 \pm 2 | | | |
| | 10-15 | 36 \pm 3 | 31 \pm 0 | 33 \pm 1 | 34 \pm 2 | | | |
| | 15-30 | 36 \pm 3 | 32 \pm 2 | 43 \pm 14 | 35 \pm 3 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 50 \pm 5 | 19 \pm 2 | 47 \pm 4 | 31 \pm 6 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 32 \pm 7 | 21 \pm 0 | 24 \pm 2 | 26 \pm 1 | | | |
| | 5-10 | 24 \pm 2 | 21 \pm 1 | 20 \pm 1 | 21 \pm 0 | | | |
| | 10-15 | 24 \pm 1 | 21 \pm 1 | 20 \pm 0 | 20 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 25 \pm 0 | 21 \pm 2 | 21 \pm 1 | 20 \pm 1 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

Al igual que en la finca anterior, la arcilla se correlacionó positivamente con el contenido total de CO sólo en los suelos labrados (Tabla 5.13). El resto de propiedades se correlacionaron positivamente con el CO en todos los suelos con aporte de restos vegetales excepto la ρ_d , que lo hizo de forma negativa.

Tabla 5.13. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca Matallana.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | | CO (%) | | | | |
|--------|---------------------------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| VN | 0,08 | 0,96** | 0,83** | 0,76** | 0,77** | -0,70** | 0,80** | 0,69** |
| L | 0,86** | 0,98** | 0,36 | 0,88** | 0,34 | -0,83** | 0,57* | 0,27 |
| EQ | 0,43 | 0,91** | 0,31 | 0,81** | 0,78** | -0,80** | 0,65** | 0,83** |
| EQ+P | 0,00 | 0,94** | 0,57* | 0,85** | 0,54* | -0,89** | 0,53* | 0,75** |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.3 Dehesa El Tobazo

La textura en la finca El Tobazo es franco arcillosa (Figura 5.7), con valores muy similares en todas las localizaciones estudiadas y sin diferencias estadísticamente significativas en el contenido en arcilla. El pH es básico ($8,3 \pm 0,2$) y el contenido en CaCO_3 osciló entre el 13 y el 43% (media 28 ± 7).

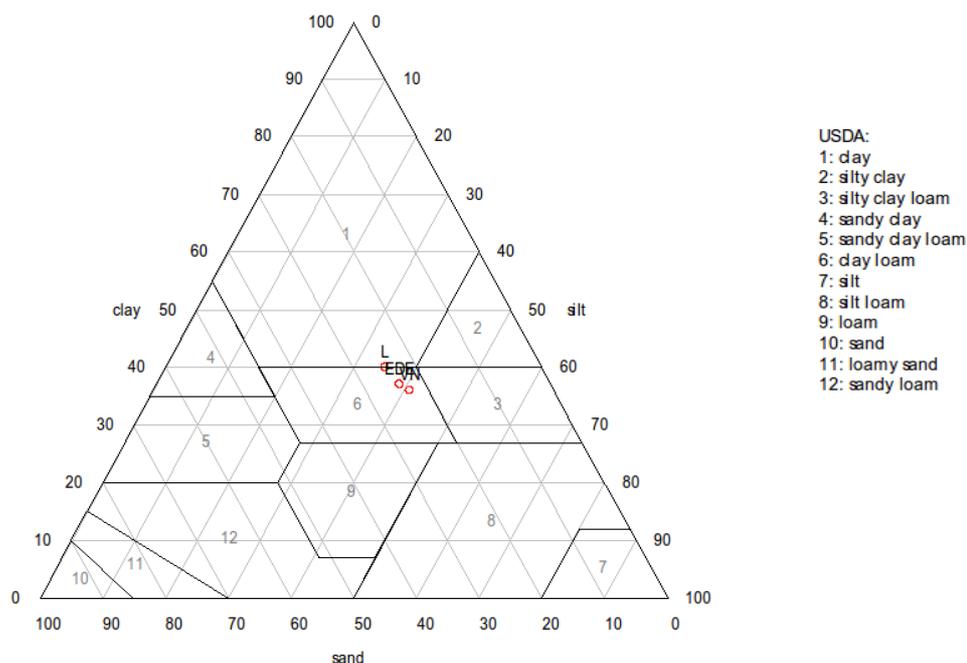


Figura 5.7. Diagrama textural para la finca El Tobazo. VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

El pH se modificó de forma significativa en el olivar debido al efecto del manejo y la profundidad, así como su interacción (Tabla 5.14). Al igual que en las fincas anteriores, el labrado provocó una redistribución del carbonato a lo largo del perfil que no se observó en la vegetación nativa (VN) ni el olivar ecológico (EDE) (Figura 5.8). En estos dos manejos se observó un comportamiento similar en el contenido en CaCO_3 , aumentando su porcentaje en profundidad. No se detectaron diferencias significativas con el laboreo (L), probablemente al igualarse los valores a partir de los 15 cm de profundidad.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.14. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO₃ para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Tobazo.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | Factor | |
|-----------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,9 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 7,9 \pm 0,0 | 0,000 | 0,016 | 0,002 |
| | 2-5 | 8,2 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 8,2 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 8,2 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 8,2 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | | | |
| CaCO ₃ (%) | 0-2 | 16 \pm 3 | 36 \pm 2 | 19 \pm 3 | 0,002 | 0,539 | 0,325 |
| | 2-5 | 23 \pm 4 | 36 \pm 2 | 26 \pm 5 | | | |
| | 5-10 | 24 \pm 5 | 37 \pm 3 | 26 \pm 4 | | | |
| | 10-15 | 26 \pm 6 | 37 \pm 2 | 28 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 28 \pm 3 | 34 \pm 11 | 27 \pm 6 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

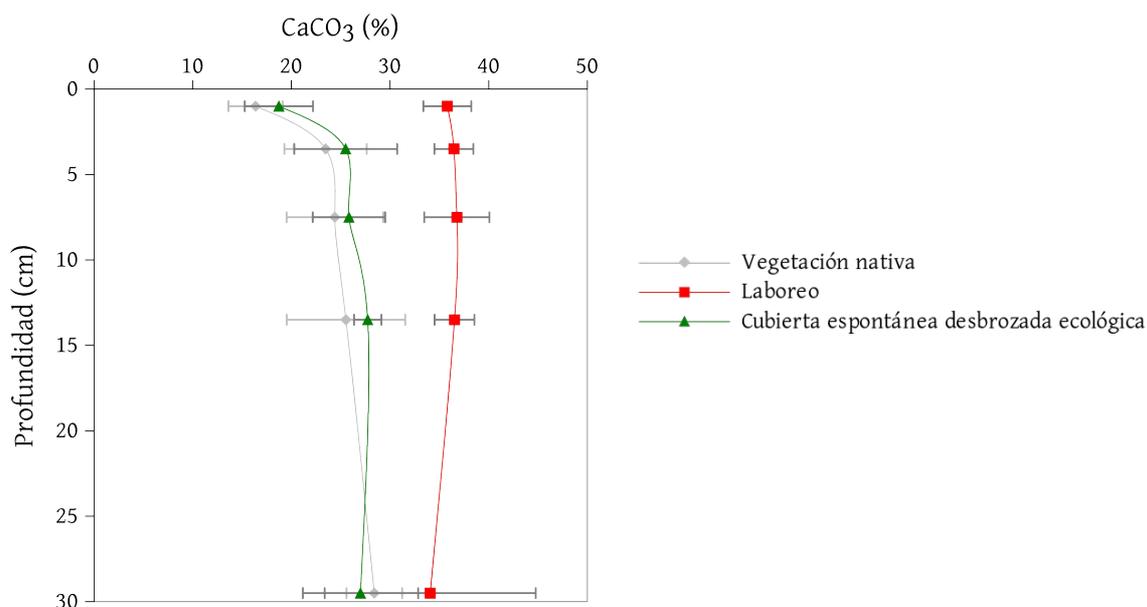


Figura 5.8. Distribución del CaCO₃ a lo largo del perfil en la finca El Tobazo.

El paso de olivar labrado a ecológico mejoró significativamente las propiedades del suelo, incrementándose los contenidos en CO y N más del doble y alcanzando valores similares a los registrados en VN (Tabla 5.15). La relación C/N fue ligeramente superior en la VN pero sin diferencias significativas con el resto de localizaciones estudiadas. El valor más alto de estratificación se registró en el olivar con cubierta EDE mientras que el más bajo se detectó en el L.

Tabla 5.15. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca El Tobazo.

| | VN | L | EDE | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|-------------------|------------------|------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 36 \pm 5 | 40 \pm 6 | 36 \pm 6 | 0,46 | 0,654 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 87,9 \pm 22,2 a | 31,4 \pm 4,3 b | 80,8 \pm 7,7 a | 12,73 | 0,007 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 9,3 \pm 1,9 a | 3,8 \pm 0,4 b | 9,1 \pm 0,8 a | 12,31 | 0,008 |
| C/N | 9,0 \pm 0,5 | 8,3 \pm 0,9 | 8,4 \pm 0,1 | 1,35 | 0,328 |
| Estratíf. CO | 4,9 \pm 1,3 ab | 1,4 \pm 0,4 b | 7,3 \pm 0,3 a | 7,69 | 0,022 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

En la Tabla 5.16 y en la Figura 5.9 se muestran los valores de CO, N, C/N, K y CIC a lo largo del perfil, así como las variaciones registradas el efecto del manejo y la profundidad. En todos los casos excepto en la relación C/N, las diferencias entre L y cubierta EDE fueron estadísticamente significativas en los 30 primeros centímetros. También la interacción del manejo con la profundidad fue significativa excepto en el K. Los valores de CO y N del olivar ecológico mostraron tendencias similares a la VN, con porcentajes altos en los primeros 10 cm. En el L, los valores fueron muy similares en todas las profundidades estudiadas. El contenido en K en todo el perfil se incrementó 2,6 veces al cambiar el manejo del suelo del olivar, superando los valores registrados para VN. La CIC también aumentó de forma significativa en la cubierta EDE, aunque no se detectaron variaciones con la profundidad por sí sola.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.16. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Tobazo.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | Factor | | |
|--|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 8,8 \pm 2,1 | 0,9 \pm 0,2 | 9,0 \pm 0,9 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 5,2 \pm 2,1 | 0,9 \pm 0,3 | 2,7 \pm 0,4 | | | |
| | 5-10 | 2,6 \pm 1,4 | 0,8 \pm 0,3 | 1,7 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 2,0 \pm 0,6 | 0,7 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,8 \pm 0,5 | 0,7 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| N (%) | 0-2 | 0,79 \pm 0,20 | 0,11 \pm 0,01 | 0,77 \pm 0,11 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 0,45 \pm 0,16 | 0,11 \pm 0,02 | 0,31 \pm 0,05 | | | |
| | 5-10 | 0,31 \pm 0,11 | 0,10 \pm 0,02 | 0,21 \pm 0,02 | | | |
| | 10-15 | 0,24 \pm 0,05 | 0,09 \pm 0,01 | 0,17 \pm 0,02 | | | |
| | 15-30 | 0,21 \pm 0,05 | 0,08 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,01 | | | |
| C/N | 0-2 | 11,1 \pm 0,3 | 8,5 \pm 0,6 | 11,8 \pm 1,0 | 0,115 | 0,004 | 0,017 |
| | 2-5 | 11,4 \pm 2,0 | 8,4 \pm 0,8 | 8,8 \pm 1,4 | | | |
| | 5-10 | 8,2 \pm 1,3 | 8,3 \pm 0,9 | 8,3 \pm 0,0 | | | |
| | 10-15 | 8,4 \pm 0,6 | 7,9 \pm 0,4 | 7,7 \pm 0,6 | | | |
| | 15-30 | 8,7 \pm 0,3 | 8,4 \pm 1,8 | 8,2 \pm 0,3 | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 2,3 \pm 0,6 | 0,8 \pm 0,1 | 2,5 \pm 0,5 | 0,000 | 0,024 | 0,259 |
| | 2-5 | 1,9 \pm 0,4 | 0,8 \pm 0,1 | 2,2 \pm 0,5 | | | |
| | 5-10 | 1,7 \pm 0,3 | 0,7 \pm 0,1 | 2,0 \pm 0,5 | | | |
| | 10-15 | 1,2 \pm 0,2 | 0,6 \pm 0,0 | 1,7 \pm 0,6 | | | |
| | 15-30 | 1,0 \pm 0,3 | 0,6 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,6 | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 40,0 \pm 4,0 | 15,2 \pm 1,1 | 28,7 \pm 3,5 | 0,007 | 0,064 | 0,025 |
| | 2-5 | 29,9 \pm 9,5 | 15,4 \pm 1,8 | 19,1 \pm 2,7 | | | |
| | 5-10 | 23,0 \pm 4,1 | 15,8 \pm 1,8 | 18,4 \pm 1,4 | | | |
| | 10-15 | 20,7 \pm 3,1 | 14,5 \pm 0,9 | 17,0 \pm 2,3 | | | |
| | 15-30 | 20,3 \pm 2,6 | 17,4 \pm 4,1 | 18,5 \pm 4,8 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

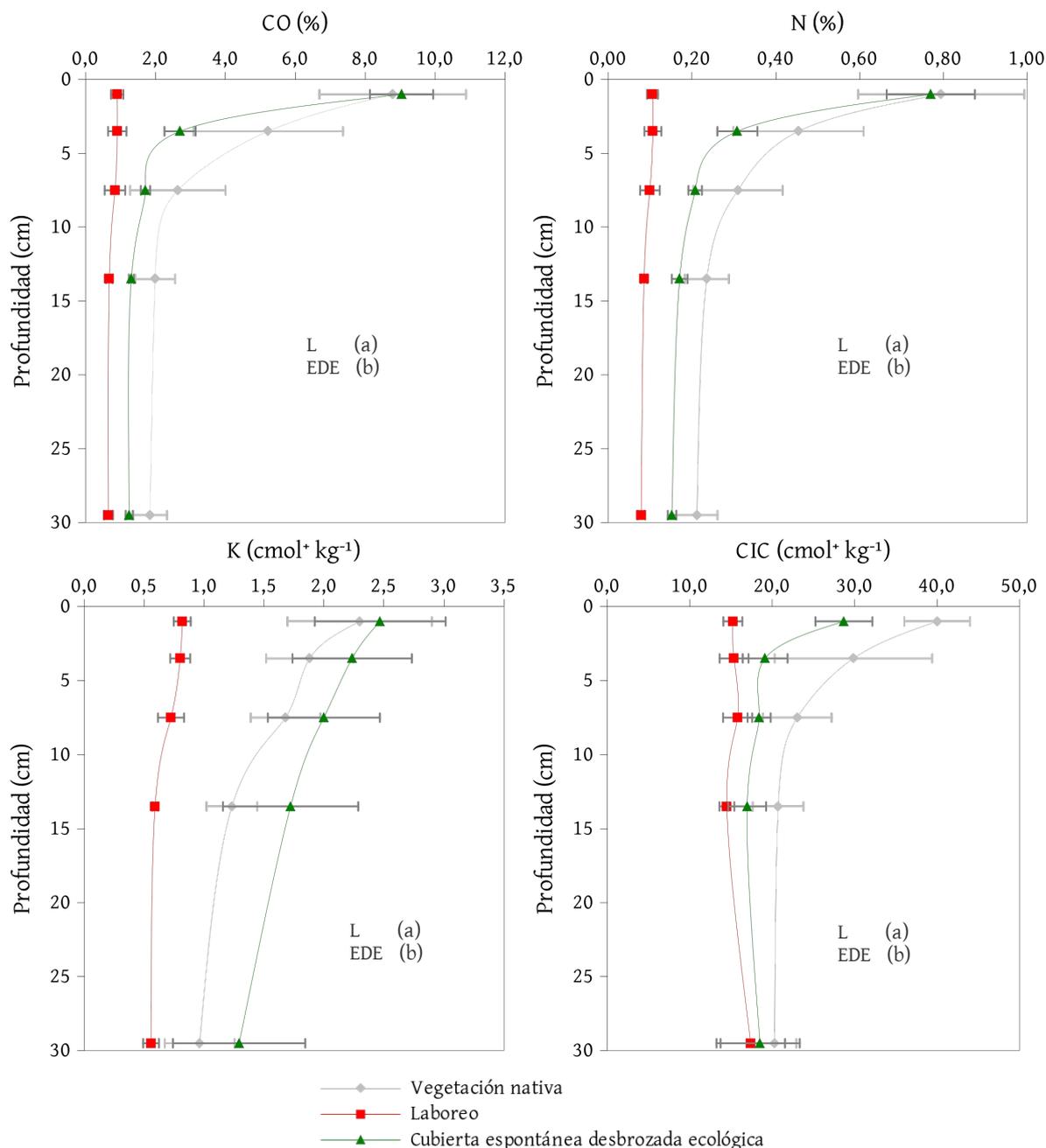


Figura 5.9. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca El Tobazo. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

Al igual que en la finca de Matallana, la ρ_d no mostró diferencias significativas con el manejo del suelo (labrado y ecológico) aunque sí con la profundidad, con valores máximos ($>1,5 \text{ gr cm}^{-3}$) en la capa de 15-30 cm de los suelos cultivados (Tabla 5.17). La humedad medida a -33 y -1500 kPa, sin embargo, sí se modificó significativamente con el manejo, la profundidad y su interacción. En los 5 cm superficiales de la cubierta EDE se registraron incrementos ligados a

la presencia de CO, con valores significativamente mayores al L. Al no registrarse variaciones en el porcentaje de arcilla, la capacidad de retención de agua por el suelo tiende a igualarse en profundidad, donde el efecto del CO es menor.

Tabla 5.17. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Tobazo.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | Factor | | |
|------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 1,0 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,2 | 0,524 | 0,000 | 0,054 |
| | 2-5 | 1,0 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 1,1 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,3 | 1,4 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 1,1 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,1 \pm 0,1 | 1,6 \pm 0,0 | 1,5 \pm 0,1 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 58 \pm 9 | 22 \pm 1 | 44 \pm 6 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 38 \pm 7 | 22 \pm 1 | 26 \pm 2 | | | |
| | 5-10 | 26 \pm 3 | 21 \pm 3 | 23 \pm 2 | | | |
| | 10-15 | 25 \pm 2 | 22 \pm 1 | 21 \pm 2 | | | |
| | 15-30 | 26 \pm 3 | 22 \pm 3 | 21 \pm 3 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 41 \pm 10 | 13 \pm 1 | 35 \pm 7 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 25 \pm 8 | 13 \pm 1 | 18 \pm 2 | | | |
| | 5-10 | 19 \pm 3 | 14 \pm 1 | 16 \pm 1 | | | |
| | 10-15 | 18 \pm 2 | 14 \pm 0 | 16 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 17 \pm 2 | 15 \pm 3 | 16 \pm 2 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

La relación existente entre el CO y las fracciones texturales finas fue alta y significativa en el olivar labrado, mientras que en la VN y el olivar ecológico no se observó (Tabla 5.18). En estos dos casos, el CO se correlacionó positivamente con el N, la relación C/N, el K, la CIC y el contenido en agua del suelo, haciéndolo de forma negativa con la ρ_d .

Tabla 5.18. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca El Tobazo.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | | CO (%) | | | | |
|--------|---------------------------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| VN | 0,31 | 0,99** | 0,84** | 0,88** | 0,95** | -0,88** | 0,87** | 0,99** |
| L | 0,92** | 0,89** | 0,82** | 0,86** | 0,33 | -0,61* | 0,73** | 0,16 |
| EDE | 0,14 | 0,99** | 0,67** | 0,75** | 0,79** | -0,72** | 0,89** | 0,81** |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.4 La Torre

La zona de muestreo se encuentra próxima a un río, por lo que se detectaron diferencias significativas en la textura entre las distintas localizaciones, especialmente en las fracciones arena y limo. Las zonas más cercanas al cauce (labrado [L] y cubierta espontánea química [EQ]) presentaron una textura franco arcillo arenosa, mientras que en las más alejadas (vegetación nativa [VN] y cubierta espontánea desbrozada ecológica [EDE]) fue franco arcillosa (Figura 5.10).

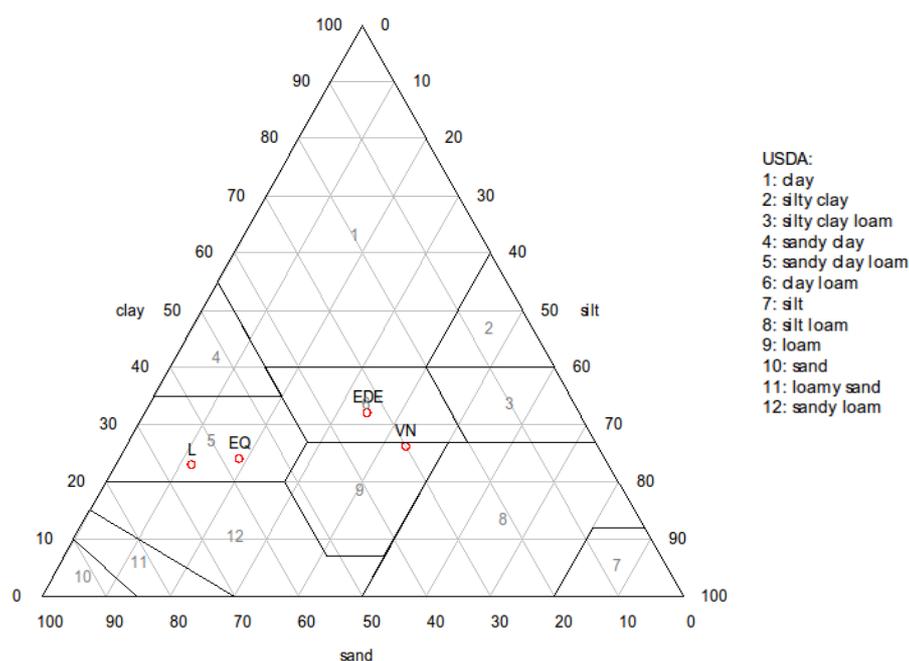


Figura 5.10. Diagrama textural para la finca de La Torre. VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

En la Tabla 5.19 se muestran los valores de pH y el contenido en CaCO_3 . El pH osciló entre 7,5 y 8,8 (media $8,4 \pm 0,3$), con variaciones significativas para el manejo del suelo y la profundidad. El contenido medio en CaCO_3 fue del $31 \pm 11\%$ (62 y 7% máximo y mínimo), con diferencias significativas según el manejo (L, EQ y EDE). Los porcentajes más altos de este elemento se registraron en los suelos con cubierta (EQ y EDE) y los más bajos en la VN. Durante la recogida de muestras se detectaron nódulos de carbonato en los suelos cultivados distribuidos a lo largo del perfil, lo que explica las fluctuaciones observadas en el suelo cultivado. A pesar de que no se detectaron diferencias estadísticamente significativas con la profundidad, la cubierta EDE presentó un aumento pronunciado a partir de los 15 cm (Figura 5.11).

Tabla 5.19. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca La Torre.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | Factor | | |
|---------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | VN | L | EQ | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,8 \pm 0,3 | 8,5 \pm 0,0 | 8,1 \pm 0,2 | 8,3 \pm 0,2 | 0,007 | 0,000 | 0,047 |
| | 2-5 | 8,0 \pm 0,5 | 8,5 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 8,1 \pm 0,4 | 8,5 \pm 0,0 | 8,5 \pm 0,1 | 8,7 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 8,1 \pm 0,4 | 8,6 \pm 0,2 | 8,5 \pm 0,1 | 8,6 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 8,1 \pm 0,4 | 8,6 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,6 \pm 0,2 | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 13 \pm 6 | 26 \pm 7 | 38 \pm 2 | 37 \pm 9 | 0,000 | 0,859 | 0,859 |
| | 2-5 | 17 \pm 8 | 28 \pm 3 | 36 \pm 1 | 39 \pm 11 | | | |
| | 5-10 | 23 \pm 8 | 26 \pm 4 | 41 \pm 3 | 40 \pm 9 | | | |
| | 10-15 | 24 \pm 7 | 27 \pm 1 | 37 \pm 5 | 39 \pm 13 | | | |
| | 15-30 | 24 \pm 2 | 28 \pm 6 | 36 \pm 17 | 50 \pm 11 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

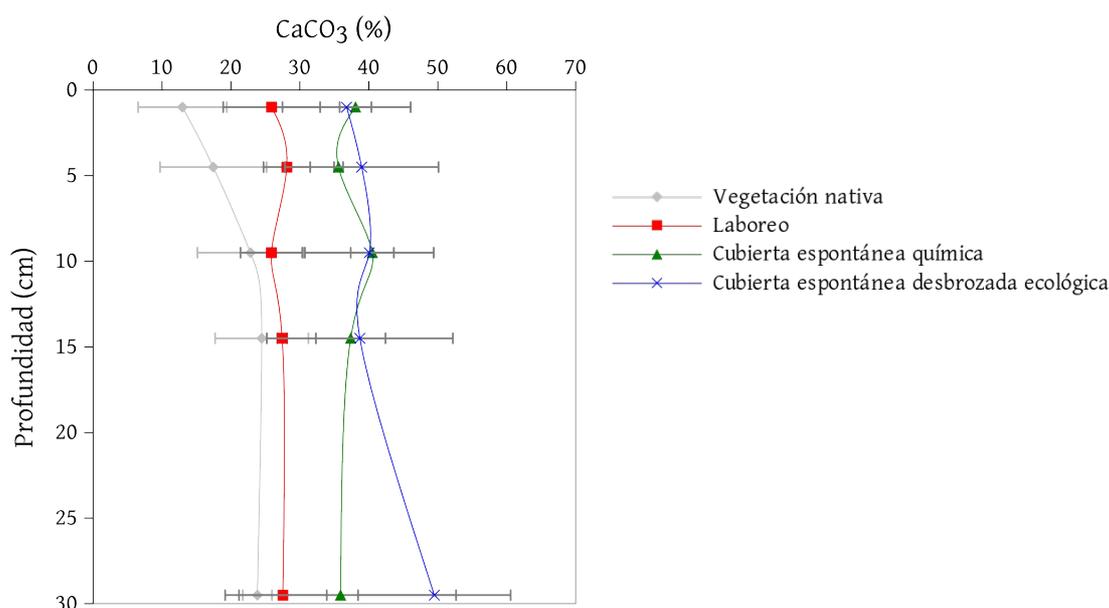


Figura 5.11. Distribución del CaCO_3 a lo largo del perfil en la finca La Torre.

En esta finca, el paso de olivar labrado a ecológico duplicó el contenido en CO y triplicó el valor de N en los primeros 30 cm del suelo (Tabla 5.20). La cubierta EQ también incrementó estos parámetros frente al L aunque en menor rango, probablemente debido al menor tiempo tras su implantación. En cualquier caso, los valores alcanzados fueron significativamente inferiores a los registrados para VN. La relación C/N fue próxima a 10 en la VN y significativamente mayor al valor registrado en el L y la cubierta EDE, donde alcanzó

el valor más bajo. La cubierta EQ presentó valores intermedios. La estratificación del CO presentó diferencias significativas entre la VN, la cubierta EDE y el resto de manejos (L y EQ), donde se detectaron los valores más bajos.

Tabla 5.20. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca La Torre.

| | VN | L | EQ | EDE | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|--------------------|------------------|-------------------|------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 26 \pm 4 | 23 \pm 1 | 24 \pm 1 | 32 \pm 6 | 3,76 | 0,060 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 104,2 \pm 41,3 a | 21,9 \pm 3,5 b | 33,6 \pm 2,3 bc | 48,2 \pm 8,4 c | 16,93 | 0,001 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 10,1 \pm 3,6 a | 2,8 \pm 0,3 b | 4,1 \pm 0,4 bc | 6,4 \pm 1,1 ac | 15,58 | 0,001 |
| C/N | 9,8 \pm 1,2 a | 7,9 \pm 0,6 b | 8,1 \pm 0,3 ab | 7,4 \pm 0,3 b | 7,05 | 0,012 |
| Estratíf. CO | 9,6 \pm 0,5 a | 1,2 \pm 0,2 c | 2,3 \pm 0,5 c | 3,8 \pm 0,7 b | 172,90 | 0,000 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

Los contenidos en CO, N y K mostraron diferencias estadísticamente significativas con el manejo del suelo del olivar y la profundidad, con valores más altos en los primeros centímetros (Tabla 5.21). La cubierta EDE fue el manejo que alcanzó los valores más altos de CO y N, especialmente en los primeros 10 cm; las diferencias en K se registraron sólo hasta los 15 cm. A partir de estas profundidades, los valores tienden a igualarse con los medidos en el L (Figura 5.12). El contenido en K en los primeros 5 cm de la cubierta EDE fue tan alto que superó a la media registrada en VN. También la CIC se incrementó significativamente en todas las profundidades estudiadas al implantar cubierta vegetal, especialmente en la parcela ecológica, donde se igualó a la VN en la capa de 15-30cm. El valor más alto de CIC se registró en esta última, con mayor contenido en arcilla y CO que la EQ. No se detectaron diferencias significativas con la profundidad. Al igual que en la finca El Tobazo, la relación C/N no presentó diferencias significativas con el manejo del suelo del olivar.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.21. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca La Torre.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | Factor | | |
|--|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EQ | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 13,7 \pm 5,4 | 0,5 \pm 0,1 | 1,7 \pm 0,2 | 3,2 \pm 0,6 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 10,6 \pm 7,6 | 0,6 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,1 | 1,6 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 2,7 \pm 1,1 | 0,5 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 2,1 \pm 0,9 | 0,5 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,2 | | | |
| | 15-30 | 1,4 \pm 0,5 | 0,5 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,2 | | | |
| N (%) | 0-2 | 1,27 \pm 0,57 | 0,06 \pm 0,02 | 0,19 \pm 0,01 | 0,38 \pm 0,06 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 0,93 \pm 0,64 | 0,07 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,01 | 0,20 \pm 0,00 | | | |
| | 5-10 | 0,26 \pm 0,08 | 0,07 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,01 | 0,14 \pm 0,01 | | | |
| | 10-15 | 0,21 \pm 0,06 | 0,06 \pm 0,01 | 0,11 \pm 0,01 | 0,13 \pm 0,02 | | | |
| | 15-30 | 0,15 \pm 0,07 | 0,06 \pm 0,01 | 0,10 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,03 | | | |
| C/N | 0-2 | 11,1 \pm 1,1 | 10,0 \pm 3,7 | 9,3 \pm 0,9 | 8,3 \pm 0,8 | 0,272 | 0,031 | 0,961 |
| | 2-5 | 10,7 \pm 1,9 | 7,9 \pm 0,8 | 7,9 \pm 0,3 | 8,0 \pm 0,4 | | | |
| | 5-10 | 10,2 \pm 1,7 | 8,0 \pm 1,1 | 8,1 \pm 0,3 | 7,3 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 9,8 \pm 1,8 | 8,1 \pm 0,6 | 8,2 \pm 0,2 | 7,8 \pm 0,6 | | | |
| | 15-30 | 9,4 \pm 1,5 | 7,4 \pm 0,6 | 7,8 \pm 0,8 | 7,1 \pm 0,4 | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 1,6 \pm 0,7 | 0,5 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,2 | 2,2 \pm 0,9 | 0,000 | 0,000 | 0,001 |
| | 2-5 | 1,2 \pm 0,7 | 0,5 \pm 0,0 | 0,9 \pm 0,0 | 1,5 \pm 0,7 | | | |
| | 5-10 | 1,1 \pm 0,5 | 0,4 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,0 | 0,8 \pm 0,3 | | | |
| | 10-15 | 0,7 \pm 0,6 | 0,3 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,0 | | | |
| | 15-30 | 0,6 \pm 0,4 | 0,2 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,1 | 0,2 \pm 0,0 | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 42,6 \pm 12,9 | 8,1 \pm 1,4 | 11,7 \pm 0,9 | 19,9 \pm 3,3 | 0,000 | 0,092 | 0,16 |
| | 2-5 | 32,0 \pm 16,5 | 8,1 \pm 1,3 | 10,7 \pm 0,7 | 15,5 \pm 1,6 | | | |
| | 5-10 | 20,1 \pm 4,4 | 7,8 \pm 0,8 | 11,3 \pm 0,4 | 13,9 \pm 0,5 | | | |
| | 10-15 | 17,8 \pm 4,2 | 8,3 \pm 1,7 | 11,9 \pm 1,4 | 16,7 \pm 2,2 | | | |
| | 15-30 | 17,0 \pm 2,0 | 8,6 \pm 1,0 | 12,0 \pm 0,7 | 15,4 \pm 3,6 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

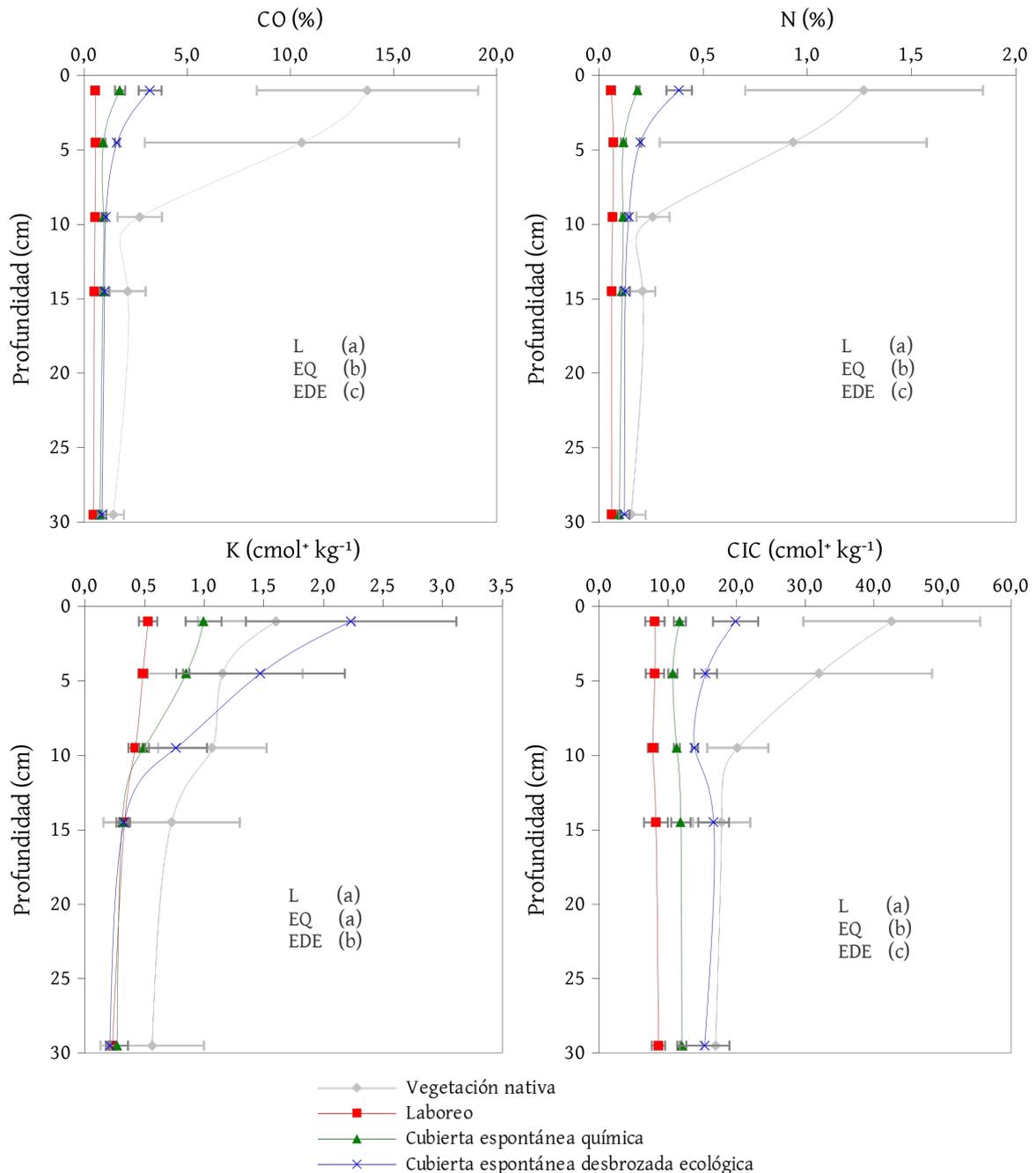


Figura 5.12. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca La Torre. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

La ρ_d presentó diferencias significativas para el manejo y la profundidad, con valores máximos en el L y la cubierta EDE (Tabla 5.22). La capacidad de retención de agua aumentó de forma significativa en la cubierta EDE y EQ con respecto al suelo labrado, el cual presentó valores similares a lo largo del perfil. Las diferencias con la profundidad fueron

significativas sólo para la humedad medida a -1500 kPa. En general, se registraron mayores incrementos en la cubierta EDE con respecto a la EQ, aunque este hecho puede deberse al mayor tiempo de manejo en el cultivo ecológico.

Tabla 5.22. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca La Torre.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | Factor | | |
|------------------------------------|---------------|---------|---------|---------|---------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EQ | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,9±0,1 | 1,3±0,0 | 1,2±0,0 | 1,3±0,1 | 0,000 | 0,000 | 0,080 |
| | 2-5 | 1,0±0,2 | 1,3±0,0 | 1,3±0,1 | 1,3±0,1 | | | |
| | 5-10 | 1,1±0,1 | 1,5±0,2 | 1,2±0,1 | 1,5±0,0 | | | |
| | 10-15 | 1,2±0,1 | 1,6±0,0 | 1,2±0,0 | 1,5±0,0 | | | |
| | 15-30 | 1,2±0,2 | 1,5±0,2 | 1,3±0,1 | 1,4±0,1 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 72±18 | 13±2 | 22±1 | 32±2 | 0,000 | 0,076 | 0,036 |
| | 2-5 | 55±17 | 13±1 | 19±1 | 23±1 | | | |
| | 5-10 | 33±11 | 14±2 | 23±6 | 21±2 | | | |
| | 10-15 | 25±6 | 14±1 | 23±7 | 23±2 | | | |
| | 15-30 | 24±5 | 14±2 | 19±3 | 25±2 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 54±13 | 7±1 | 13±1 | 17±1 | 0,000 | 0,003 | 0,072 |
| | 2-5 | 37±19 | 7±1 | 12±1 | 14±1 | | | |
| | 5-10 | 20±8 | 7±1 | 12±0 | 12±1 | | | |
| | 10-15 | 16±4 | 7±1 | 12±0 | 13±2 | | | |
| | 15-30 | 16±3 | 7±1 | 11±2 | 15±2 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

En esta finca se registró una clara relación entre el contenido en CO y arcilla no sólo en el olivar L sino también en la cubierta EQ (Tabla 5.23). Este manejo no presentó correlación entre el CO y la CIC, la ρ_d o la humedad a -33 kPa, probablemente debido al menor tiempo de implantación de la cubierta. Al igual que en las fincas anteriores, la VN y la EDE presentaron numerosas correlaciones con el CO.

Tabla 5.23. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca La Torre.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | CO (%) | | | | | |
|--------|---------------------------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| VN | -0,17 | 0,98** | 0,64* | 0,68** | 0,87** | -0,94** | 0,94** | 0,95** |
| L | 0,98** | 0,70** | 0,73** | 0,41 | 0,42 | -0,22 | 0,52* | 0,82** |
| EQ | 0,89** | 0,96** | 0,55* | 0,75** | -0,19 | -0,28 | 0,38 | 0,77** |
| EDE | 0,52* | 0,98** | 0,80** | 0,83** | 0,52* | -0,69** | 0,56* | 0,64** |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.5 Deifontes

Las parcelas experimentales de Deifontes presentaron una textura franca (Figura 5.13), con contenidos en arcilla ligeramente superiores en la vegetación nativa (VN) y la cubierta espontánea enterrada ecológica (EEE; franco arcilloso), aunque sin diferencias significativas.

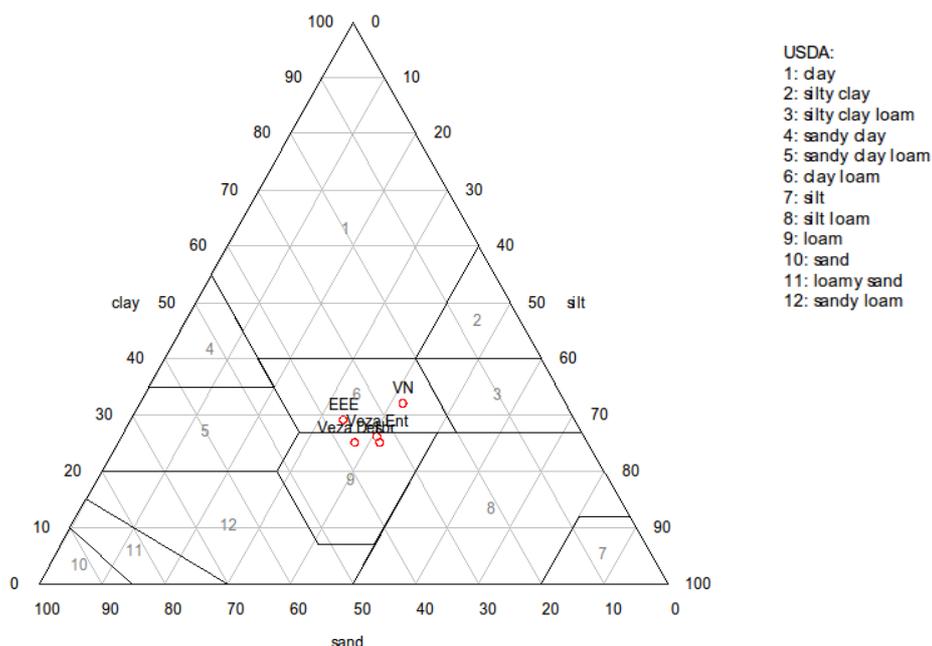


Figura 5.13. Diagrama textural para la finca de Deifontes. VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

Tabla 5.24. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Deifontes.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | | Factor | | |
|---------------------|------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------|--------------|----------------|
| | | | L | EEE | VE | VD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,5 \pm 0,2 | 8,3 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,2 | 0,320 | 0,000 | 0,987 |
| | 2-5 | 7,6 \pm 0,5 | 8,3 \pm 0,2 | 8,3 \pm 0,0 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 8,0 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,2 | 8,4 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 8,3 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,2 | 8,5 \pm 0,2 | 8,4 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 19 \pm 8 | 40 \pm 2 | 43 \pm 11 | 40 \pm 6 | 37 \pm 10 | 0,270 | 0,116 | 0,706 |
| | 2-5 | 23 \pm 14 | 41 \pm 1 | 44 \pm 9 | 43 \pm 6 | 39 \pm 6 | | | |
| | 5-10 | 31 \pm 10 | 42 \pm 1 | 42 \pm 11 | 43 \pm 7 | 39 \pm 5 | | | |
| | 10-15 | 46 \pm 10 | 46 \pm 8 | 42 \pm 9 | 40 \pm 7 | 39 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 40 \pm 4 | 58 \pm 6 | 40 \pm 11 | 47 \pm 8 | 46 \pm 8 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

El pH de las muestras estudiadas osciló entre 7,1 y 8,7 (media $8,3 \pm 0,3$) y el contenido en CaCO_3 fue alto en todas las localizaciones estudiadas (media $40 \pm 10\%$), con el 75% de las observaciones con valores superiores al 36% (Tabla 5.24). Los valores más bajos de CaCO_3 se registraron en los primeros 10 cm de la VN, incrementándose a partir de esta profundidad hasta igualarse a los valores medidos en olivar (Figura 5.14). El laboreo (L) mostró los valores más altos en la capa de 15-30 cm, con un porcentaje del $58 \pm 6\%$. Los porcentajes en el resto de manejos y profundidades fueron similares, registrándose diferencias significativas sólo para la variación de pH con la profundidad.

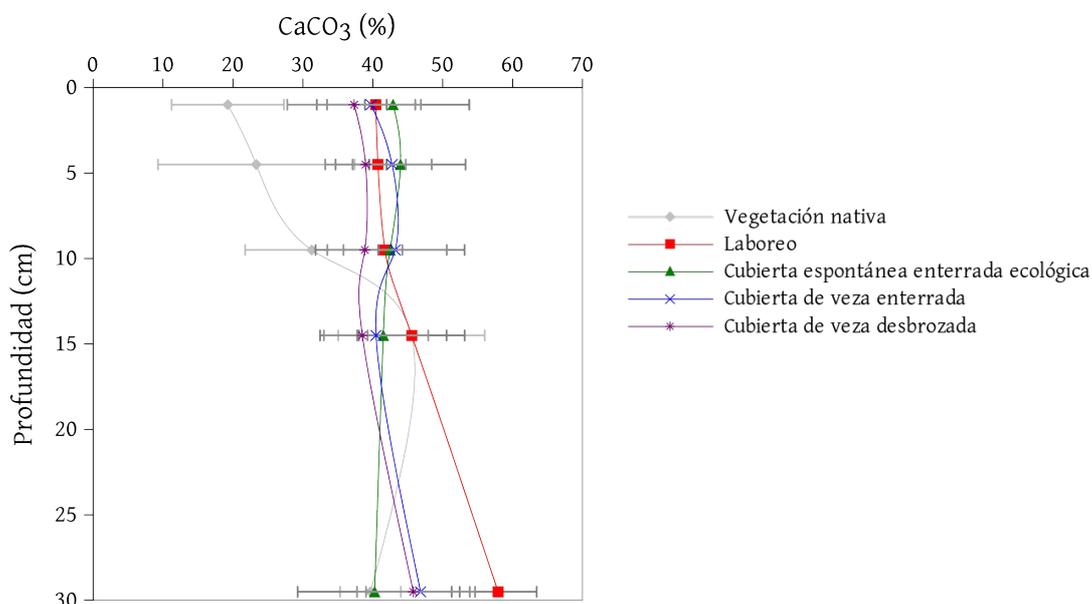


Figura 5.14. Distribución del CaCO_3 a lo largo del perfil en la finca Deifontes.

Como en el resto de los ensayos, los contenidos en CO y N disminuyeron significativamente tras el cambio de uso del suelo, con pérdidas de hasta 3 veces el contenido inicial. Sin embargo, la implantación de cubiertas tanto de veza como de vegetación espontánea mejoró estas propiedades incrementando su concentración entre el 20 y el 30% (para los dos manejos de veza: desbrozada y enterrada, respectivamente). La relación C/N no mostró diferencias significativas entre un manejo u otro, con valores mayores de 10 en la VN y menores en los suelos cultivados. La estratificación del CO fue alta en la VN, con diferencias significativas con el L y la cubierta EEE. Las cubiertas de veza presentaron valores intermedios, próximos a la VN en el caso de la desbrozada y próximos al L y la EEE en la enterrada.

Tabla 5.25 Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca Deifontes.

| | VN | L | EEE | VE | VD | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|--------------------|------------------|------------------|------------------|-------------------|--------------|--------------|
| Arcilla (%) | 32 \pm 3 | 25 \pm 2 | 29 \pm 8 | 26 \pm 8 | 25 \pm 5 | 1,00 | 0,453 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 152,0 \pm 49,7 a | 44,8 \pm 8,0 b | 55,0 \pm 2,7 b | 58,3 \pm 8,5 b | 53,9 \pm 12,2 b | 10,80 | 0,001 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 13,5 \pm 3,6 a | 5,6 \pm 0,8 b | 6,9 \pm 0,2 b | 7,2 \pm 1,5 b | 6,7 \pm 1,6 b | 8,04 | 0,004 |
| C/N | 10,3 \pm 0,7 a | 7,9 \pm 0,5 b | 8,0 \pm 0,2 b | 8,2 \pm 1,0 b | 7,8 \pm 0,4 b | 8,39 | 0,003 |
| Estratíf. CO | 7,6 \pm 1,6 a | 1,8 \pm 0,0 b | 2,1 \pm 0,3 b | 2,5 \pm 0,3 bc | 5,8 \pm 2,5 ac | 11,36 | 0,001 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

En la Tabla 5.26 se observa como el CO, N, K y la CIC de los suelos de olivar variaron de forma significativa con el manejo y la profundidad, siendo igualmente significativa la interacción de ambos para el CO y el N. A pesar de que la cubierta VD presentó los mayores incrementos de CO y N en los primeros centímetros del suelo y los mayores aportes de biomasa aérea, el contenido total en el perfil estudiado fue mayor donde los restos fueron enterrados (EEE y VE). Las diferencias establecidas con respecto al suelo L (con valores más bajos) fueron significativas en las primeras profundidades de la cubierta de veza desbrozada; en todos los manejos estudiados en el olivar los porcentajes en CO y N se igualaron a partir de los 15 cm. Al comparar la relación C/N en los distintos manejos de suelo (excluyendo la VN) no se registraron diferencias significativas.

El contenido en K presentó una tendencia similar en todos los manejos del suelo estudiados, con ligeros incrementos en la capa de 2-5 cm donde a su vez se registraron porcentajes de arcilla más altos. En la cubierta de VD se midieron los valores más altos de K, mientras que los más bajos correspondieron a la cubierta EEE. El L presentó concentraciones intermedias y sin diferencias estadísticamente significativas con el resto de manejos (Figura 5.15). La CIC también aumentó con respecto al L en los suelos con cubierta excepto en la EEE, donde alcanzó medias ligeramente inferiores en los primeros 15 cm.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.26. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Deifontes.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | | Factor | | |
|---|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|----------------|
| | | | L | EEE | VE | VD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 16,6 \pm 5,9 | 1,6 \pm 0,3 | 2,2 \pm 0,1 | 2,5 \pm 0,3 | 4,9 \pm 2,3 | 0,025 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 13,6 \pm 7,3 | 1,6 \pm 0,3 | 2,2 \pm 0,3 | 2,4 \pm 0,3 | 2,0 \pm 0,6 | | | |
| | 5-10 | 8,9 \pm 4,6 | 1,5 \pm 0,3 | 1,7 \pm 0,2 | 2,1 \pm 0,2 | 1,4 \pm 0,3 | | | |
| | 10-15 | 2,8 \pm 0,6 | 1,2 \pm 0,3 | 1,2 \pm 0,2 | 1,2 \pm 0,2 | 1,1 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 2,3 \pm 0,9 | 0,9 \pm 0,2 | 1,1 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,2 | 0,9 \pm 0,2 | | | |
| N (%) | 0-2 | 1,24 \pm 0,36 | 0,20 \pm 0,03 | 0,26 \pm 0,01 | 0,30 \pm 0,04 | 0,53 \pm 0,20 | 0,01 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 1,05 \pm 0,51 | 0,19 \pm 0,03 | 0,26 \pm 0,03 | 0,30 \pm 0,04 | 0,25 \pm 0,08 | | | |
| | 5-10 | 0,71 \pm 0,30 | 0,18 \pm 0,02 | 0,22 \pm 0,04 | 0,24 \pm 0,10 | 0,17 \pm 0,04 | | | |
| | 10-15 | 0,28 \pm 0,04 | 0,15 \pm 0,03 | 0,16 \pm 0,02 | 0,16 \pm 0,02 | 0,15 \pm 0,02 | | | |
| | 15-30 | 0,25 \pm 0,09 | 0,12 \pm 0,02 | 0,13 \pm 0,02 | 0,13 \pm 0,04 | 0,11 \pm 0,03 | | | |
| C/N | 0-2 | 13,3 \pm 1,1 | 8,3 \pm 0,3 | 8,5 \pm 0,7 | 8,3 \pm 0,2 | 9,0 \pm 1,1 | 0,842 | 0,097 | 0,744 |
| | 2-5 | 12,6 \pm 0,8 | 8,1 \pm 0,5 | 8,4 \pm 0,2 | 7,9 \pm 0,1 | 7,8 \pm 0,2 | | | |
| | 5-10 | 12,1 \pm 1,4 | 8,3 \pm 0,6 | 8,0 \pm 0,7 | 10,2 \pm 4,4 | 8,4 \pm 0,4 | | | |
| | 10-15 | 9,9 \pm 1,2 | 8,1 \pm 0,3 | 7,8 \pm 0,5 | 7,7 \pm 0,1 | 7,2 \pm 0,6 | | | |
| | 15-30 | 8,9 \pm 0,7 | 7,6 \pm 0,8 | 7,9 \pm 0,5 | 7,7 \pm 0,6 | 7,7 \pm 0,7 | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 2,4 \pm 0,3 | 1,1 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,2 | 1,4 \pm 0,3 | 0,023 | 0,006 | 0,999 |
| | 2-5 | 2,3 \pm 0,4 | 1,1 \pm 0,2 | 0,9 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,5 | 1,5 \pm 0,5 | | | |
| | 5-10 | 1,9 \pm 0,6 | 1,1 \pm 0,2 | 0,6 \pm 0,3 | 1,1 \pm 0,5 | 1,3 \pm 0,9 | | | |
| | 10-15 | 1,6 \pm 0,6 | 0,7 \pm 0,2 | 0,3 \pm 0,2 | 0,9 \pm 0,8 | 1,1 \pm 1,4 | | | |
| | 15-30 | 0,9 \pm 0,8 | 0,2 \pm 0,2 | 0,2 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,9 | 0,6 \pm 0,5 | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 29,9 \pm 8,9 | 13,8 \pm 1,8 | 13,2 \pm 1,8 | 15,4 \pm 1,3 | 19,7 \pm 3,9 | 0,006 | 0,003 | 0,328 |
| | 2-5 | 39,1 \pm 12,3 | 14,5 \pm 2,4 | 13,5 \pm 0,9 | 14,5 \pm 1,3 | 17,5 \pm 1,6 | | | |
| | 5-10 | 31,6 \pm 10,4 | 14,1 \pm 2,2 | 13,0 \pm 1,2 | 14,6 \pm 1,8 | 14,8 \pm 2,0 | | | |
| | 10-15 | 18,3 \pm 2,4 | 13,8 \pm 3,1 | 12,9 \pm 1,3 | 13,9 \pm 3,9 | 14,9 \pm 1,3 | | | |
| | 15-30 | 19,3 \pm 1,1 | 9,6 \pm 3,6 | 12,8 \pm 1,3 | 13,2 \pm 1,3 | 11,7 \pm 2,9 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

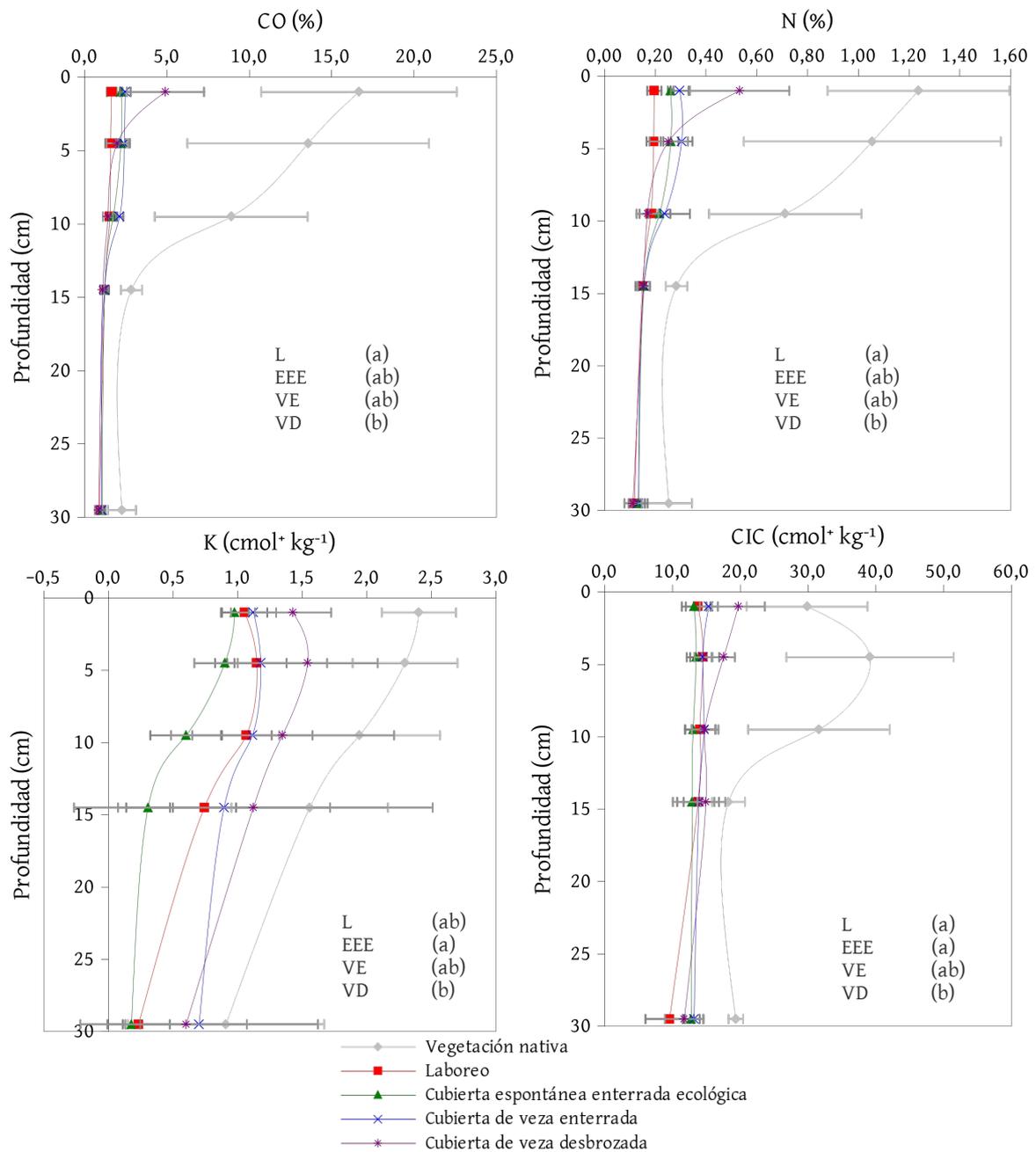


Figura 5.15. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a largo del perfil en la finca Deifontes. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

La ρ_d aumentó significativamente en todas las parcelas estudiadas al descender en el perfil, con valores en el olivar que oscilaron entre 1,1 y 1,6 g cm⁻³, aunque no se observó variaciones con el manejo del suelo (L y cubiertas). El contenido en agua del suelo a -33 y -1500 kPa no mostró diferencias significativas entre manejos aunque sí en profundidad. Los valores más altos se registraron en los primeros centímetros de la cubierta de VD.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.27 Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Deifontes.

| | Prof. (cm) | VN | Manejo | | | | Factor | | |
|------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------|--------------|-------------------|
| | | | L | EEE | VE | VD | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,8 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 0,200 | 0,000 | 0,689 |
| | 2-5 | 0,8 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 0,9 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,2 | 1,3 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 1,0 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,2 | 1,4 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,2 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,0 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 74 \pm 14 | 29 \pm 1 | 30 \pm 3 | 31 \pm 3 | 36 \pm 6 | 0,133 | 0,000 | 0,353 |
| | 2-5 | 58 \pm 13 | 27 \pm 2 | 29 \pm 5 | 32 \pm 4 | 29 \pm 0 | | | |
| | 5-10 | 46 \pm 12 | 26 \pm 2 | 26 \pm 3 | 31 \pm 4 | 27 \pm 1 | | | |
| | 10-15 | 30 \pm 2 | 25 \pm 2 | 25 \pm 2 | 26 \pm 2 | 27 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 29 \pm 3 | 28 \pm 3 | 26 \pm 2 | 28 \pm 0 | 25 \pm 4 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 53 \pm 14 | 15 \pm 1 | 14 \pm 2 | 14 \pm 1 | 22 \pm 5 | 0,136 | 0,066 | 0,255 |
| | 2-5 | 37 \pm 11 | 14 \pm 2 | 14 \pm 3 | 14 \pm 1 | 15 \pm 1 | | | |
| | 5-10 | 34 \pm 12 | 14 \pm 2 | 14 \pm 4 | 14 \pm 1 | 14 \pm 1 | | | |
| | 10-15 | 18 \pm 1 | 14 \pm 1 | 13 \pm 4 | 13 \pm 2 | 14 \pm 1 | | | |
| | 15-30 | 17 \pm 1 | 14 \pm 2 | 13 \pm 3 | 14 \pm 2 | 13 \pm 3 | | | |

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: veza enterrada; VD: veza desbrozada.

En la Tabla 5.28 se muestran los coeficientes de correlación para el CO. La fracción arcilla presentó una correlación alta y positiva en las parcelas que recibieron labor (L, EEE y VE) mientras que no fue significativa en la VD y en la VN. El K y la CIC se correlacionaron positivamente con el CO en todas las parcelas excepto en la VE y la EEE, respectivamente. La correlación del CO con la ρ_d no fue significativa en el L aunque sí lo fue en el resto de manejos. Las correlaciones más altas con la humedad se registraron en la VN y en la cubierta desbrozada.

Tabla 5.28 Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca Deifontes.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | CO (%) | | | | | |
|-----------------|---------------------------|--------|--------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| VN | 0,25 | 0,99** | 0,96** | 0,58* | 0,73** | -0,94** | 0,91** | 0,89** |
| L | 0,83** | 0,98** | 0,71** | 0,93** | 0,86** | -0,50 | 0,47 | 0,60* |
| EEE | 0,89** | 0,94** | 0,53* | 0,88** | 0,36 | -0,75** | 0,75** | 0,39 |
| Veza enterrada | 0,75** | 0,92** | 0,40 | 0,13 | 0,65** | -0,56* | 0,75** | 0,38 |
| Veza desbrozada | 0,43 | 0,99** | 0,37 | 0,53* | 0,88** | -0,83** | 0,81** | 0,83** |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.6 Salido Bajo

La textura es franco arcillo arenosa, con valores medios de arcilla en los 30 cm estudiados ligeramente inferiores en el no laboreo con suelo desnudo (NLD; Figura 5.16). Las diferencias significativas en el contenido en arcilla con la profundidad confirmaron la presencia de capas alternas de areniscas y arcillas, cuya localización se encuentra altamente influenciada por las labores agrícolas.

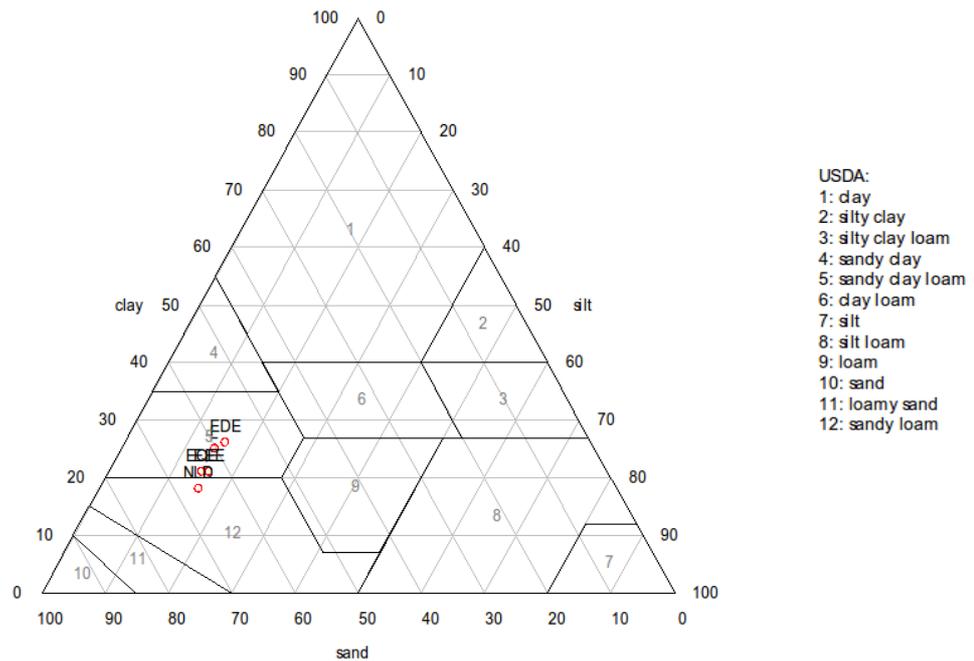


Figura 5.16. Diagrama textural para la finca Salido Bajo. L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

De todas las fincas estudiadas, ésta es la única que posee suelos ácidos, con ausencia de carbonatos y pH que oscilan entre 5,1 y 8,1 (el 50% de las muestras presenta valores inferiores a 6,3). Los valores más altos de pH se registraron en el laboreo (L), con medias mayores o próximas a 7 en todas las profundidades estudiadas (Tabla 5.29).

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Tabla 5.29. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO₃ para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Salido Bajo.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | | Factor | | |
|-----------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|-------|-------------------|
| | | L | NLD | EQ | EEE | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| pH | 0-2 | 7,0 \pm 0,5 | 6,2 \pm 0,3 | 6,5 \pm 0,3 | 6,6 \pm 0,5 | 6,6 \pm 0,5 | 0,000 | 0,635 | 0,999 |
| | 2-5 | 7,1 \pm 0,5 | 6,2 \pm 0,4 | 6,2 \pm 0,6 | 6,4 \pm 0,6 | 6,7 \pm 0,8 | | | |
| | 5-10 | 6,9 \pm 0,6 | 6,2 \pm 0,5 | 6,1 \pm 0,8 | 6,3 \pm 0,7 | 6,6 \pm 1,0 | | | |
| | 10-15 | 7,1 \pm 0,7 | 6,1 \pm 0,5 | 6,0 \pm 0,9 | 6,1 \pm 0,8 | 6,5 \pm 1,1 | | | |
| | 15-30 | 7,1 \pm 0,7 | 6,3 \pm 0,6 | 5,9 \pm 0,9 | 6,2 \pm 0,9 | 6,4 \pm 1,1 | | | |
| CaCO ₃ (%) | 0-2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | - | - | - |
| | 2-5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | 5-10 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | 10-15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |
| | 15-30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | | | |

L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

Los efectos sobre el CO y el N tras cambio de manejo del suelo se observan en la Tabla 5.30. Los valores más altos para los 30 cm estudiados se registraron en la cubierta ecológica enterrada (EEE), con mayor aporte de restos vegetales, seguida del laboreo, con diferencias estadísticamente significativas con el resto de manejos. El valor más bajo se registró en el NLD. La relación C/N no presentó diferencias significativas entre tratamientos aunque sí con la profundidad, registrándose los valores más altos en el L y en las capas más superficiales. La estratificación del CO fue mayor de 10 en el NLD y la cubierta EDE, oscilando entre 2,2 y 3,3 en el resto de manejos. Las diferencias no fueron significativas estadísticamente debido a las altas desviaciones registradas en algunos manejos.

Tabla 5.30. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en la finca Salido Bajo.

| | L | NLD | EQ | EEE | EDE | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|--------------------|------------------|--------------------|------------------|--------------------|--------------|--------------|
| Arcilla (%) | 25 \pm 6 | 18 \pm 6 | 21 \pm 10 | 21 \pm 15 | 26 \pm 13 | 0,78 | 0,546 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 39,0 \pm 15,8 ab | 22,8 \pm 4,1 b | 25,8 \pm 13,1 ab | 42,1 \pm 5,5 a | 30,3 \pm 10,8 ab | 4,17 | 0,008 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 4,4 \pm 1,0 ab | 2,9 \pm 0,3 b | 3,4 \pm 0,8 b | 6,5 \pm 3,4 a | 3,9 \pm 0,8 b | 5,01 | 0,003 |
| C/N | 8,6 \pm 2,0 | 7,8 \pm 1,3 | 6,7 \pm 1,6 | 7,7 \pm 2,7 | 7,1 \pm 1,4 | 1,05 | 0,399 |
| Estratíf. CO | 2,2 \pm 1,0 | 3,3 \pm 2,1 | 15,8 \pm 21,3 | 2,7 \pm 0,5 | 11,1 \pm 5,0 | 2,69 | 0,050 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

La distribución del CO y el N a lo largo del perfil muestra los mayores aumentos en las capas superficiales de los suelos con cubierta, especialmente en la EDE y EQ (Tabla 5.31). Los valores experimentan ligeros cambios con la profundidad en el L y la cubierta EEE, probablemente debido al efecto de la labor. El porcentaje en CO tiende a igualarse en todos los manejos a partir de los 15 cm, mientras que el contenido en N permanece mayor en la cubierta EEE. En cuanto al contenido en K y la CIC, se registraron diferencias significativas con el manejo y la profundidad, con valores bajos en el L y NLD y máximos en los primeros 2 cm de las cubiertas EQ y EDE (Tabla 5.31).

Tabla 5.31. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Salido Bajo.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | | Factor | | |
|---|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|-------------------|
| | | L | NLD | EQ | EEE | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| CO (%) | 0-2 | 1,2 \pm 0,4 | 1,1 \pm 0,3 | 2,3 \pm 1,3 | 1,5 \pm 0,4 | 3,5 \pm 1,5 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 1,1 \pm 0,4 | 0,5 \pm 0,2 | 0,9 \pm 0,6 | 1,3 \pm 0,2 | 0,8 \pm 0,3 | | | |
| | 5-10 | 1,0 \pm 0,3 | 0,4 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,3 | 1,3 \pm 0,2 | 0,6 \pm 0,3 | | | |
| | 10-15 | 0,8 \pm 0,3 | 0,3 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,2 | | | |
| | 15-30 | 0,6 \pm 0,3 | 0,4 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,2 | 0,6 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,2 | | | |
| N (%) | 0-2 | 0,11 \pm 0,02 | 0,09 \pm 0,01 | 0,17 \pm 0,08 | 0,17 \pm 0,06 | 0,32 \pm 0,14 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 0,10 \pm 0,02 | 0,07 \pm 0,02 | 0,08 \pm 0,02 | 0,14 \pm 0,05 | 0,09 \pm 0,01 | | | |
| | 5-10 | 0,10 \pm 0,01 | 0,05 \pm 0,01 | 0,05 \pm 0,01 | 0,16 \pm 0,10 | 0,07 \pm 0,02 | | | |
| | 10-15 | 0,08 \pm 0,02 | 0,05 \pm 0,01 | 0,06 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,09 | 0,06 \pm 0,01 | | | |
| | 15-30 | 0,08 \pm 0,03 | 0,05 \pm 0,01 | 0,06 \pm 0,01 | 0,13 \pm 0,08 | 0,06 \pm 0,02 | | | |
| C/N | 0-2 | 11,1 \pm 2,6 | 12,9 \pm 4,1 | 13,4 \pm 3,7 | 9,6 \pm 4,2 | 11,2 \pm 3,2 | 0,411 | 0,000 | 0,378 |
| | 2-5 | 10,8 \pm 3,3 | 8,2 \pm 4,0 | 10,2 \pm 5,0 | 10,0 \pm 2,7 | 9,1 \pm 3,2 | | | |
| | 5-10 | 9,2 \pm 2,9 | 8,2 \pm 3,5 | 8,6 \pm 3,7 | 9,5 \pm 3,2 | 7,9 \pm 1,9 | | | |
| | 10-15 | 10,2 \pm 2,5 | 7,2 \pm 1,8 | 6,3 \pm 2,3 | 8,8 \pm 4,2 | 7,2 \pm 1,8 | | | |
| | 15-30 | 7,1 \pm 1,8 | 7,2 \pm 1,2 | 4,7 \pm 2,2 | 6,0 \pm 3,0 | 5,9 \pm 1,6 | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 0,5 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,2 | 0,8 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,3 | 0,000 | 0,000 | 0,002 |
| | 2-5 | 0,4 \pm 0,2 | 0,3 \pm 0,1 | 0,6 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,2 | 0,6 \pm 0,2 | | | |
| | 5-10 | 0,4 \pm 0,2 | 0,3 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,1 | | | |
| | 10-15 | 0,4 \pm 0,2 | 0,2 \pm 0,1 | 0,5 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 0,3 \pm 0,1 | 0,2 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,1 | 0,3 \pm 0,2 | 0,4 \pm 0,0 | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 6,6 \pm 2,5 | 5,1 \pm 1,9 | 12,8 \pm 3,7 | 11,9 \pm 5,1 | 17,5 \pm 6,5 | 0,000 | 0,000 | 0,177 |
| | 2-5 | 7,0 \pm 2,1 | 4,6 \pm 1,2 | 8,1 \pm 2,1 | 9,4 \pm 2,7 | 9,2 \pm 3,6 | | | |
| | 5-10 | 6,9 \pm 2,6 | 4,7 \pm 1,0 | 8,1 \pm 3,3 | 10,0 \pm 2,9 | 7,7 \pm 3,2 | | | |
| | 10-15 | 7,2 \pm 2,6 | 5,6 \pm 1,8 | 8,5 \pm 4,5 | 9,0 \pm 4,6 | 8,3 \pm 6,2 | | | |
| | 15-30 | 8,6 \pm 3,7 | 6,6 \pm 3,2 | 11,6 \pm 4,8 | 12,2 \pm 6,6 | 12,2 \pm 7,1 | | | |

L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

El K disminuyó con la profundidad, registrando valores similares en la última capa estudiada de todos los manejos. La CIC aumentó en la primera y en la última capa estudiada, coincidiendo con los mayores porcentajes de CO (EQ, EEE y EDE de 0-2 cm) y arcilla (todos los manejos, 15-30 cm).

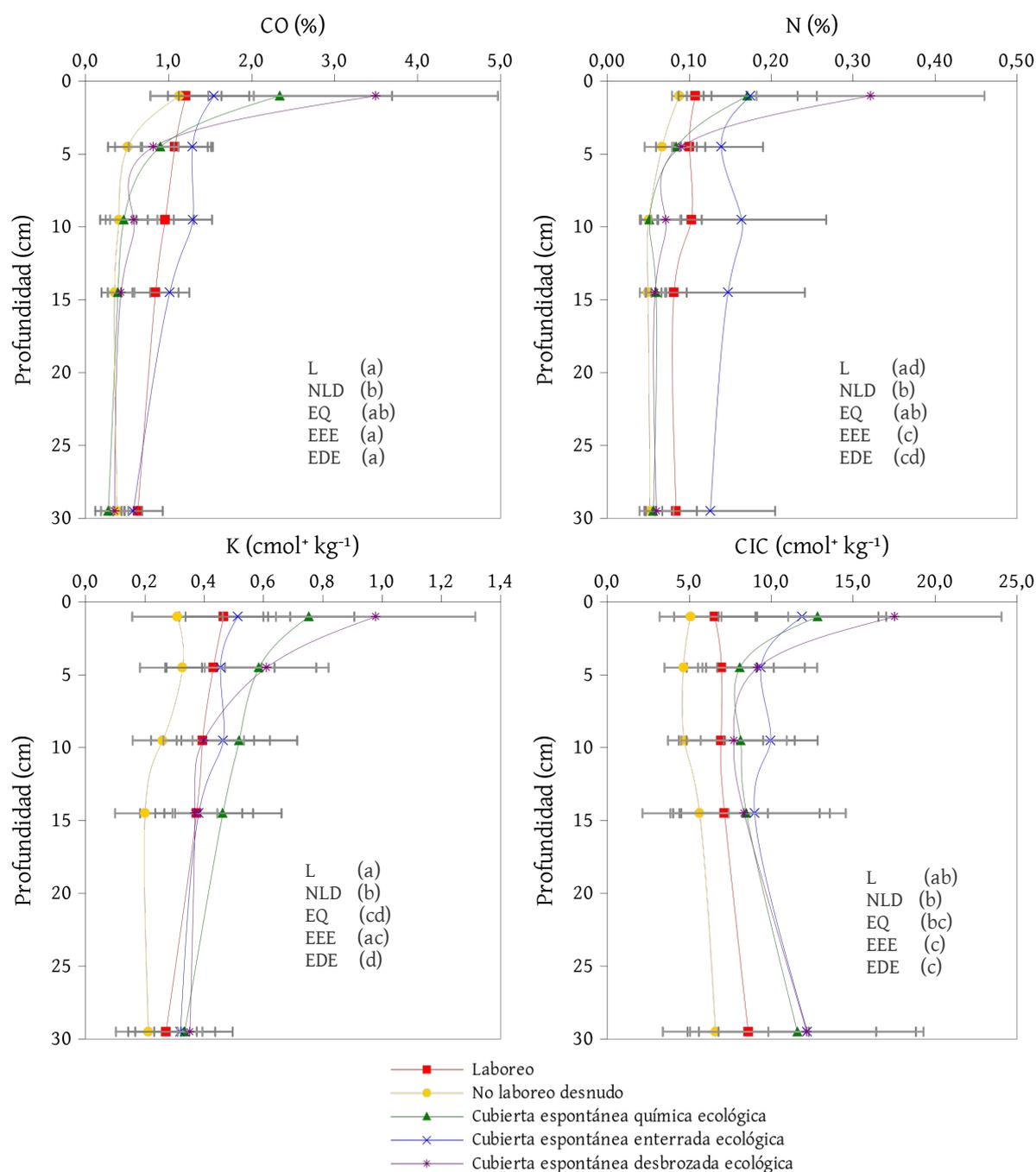


Figura 5.17. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca Salido Bajo. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

La ρ_d fue presentó diferencias significativas con el manejo, la profundidad y su interacción, con valores más bajos en los primeros centímetros de los suelos en los que se suprimió la labor (EQ y EDE) y aumentando en profundidad hasta alcanzar valores próximos a $1,9 \text{ g cm}^{-3}$ en la última capa muestreada (Tabla 5.32). La humedad medida a -33 y -1500 kPa no presentó diferencias entre manejos ni profundidad, aunque los valores más altos se registraron en las capas de 0-5 y de 15-30 para todos los manejos excepto el NLD.

Tabla 5.32. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca Salido Bajo.

| | Prof. (cm) | Manejo | | | | | Factor | | |
|-------------------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|----------------|
| | | L | NLD | EQ | EEE | EDE | Manejo | Prof. | Manejo x Prof. |
| ρ_d (gr cm^{-3}) | 0-2 | 1,5 \pm 0,1 | 1,6 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,2 | 1,5 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 1,4 \pm 0,1 | 1,6 \pm 0,2 | 1,7 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | | | |
| | 5-10 | 1,5 \pm 0,2 | 1,7 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | 1,7 \pm 0,2 | | | |
| | 10-15 | 1,6 \pm 0,1 | 1,7 \pm 0,1 | 1,7 \pm 0,1 | 1,6 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | | | |
| | 15-30 | 1,7 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | 1,7 \pm 0,1 | 1,8 \pm 0,1 | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 15 \pm 5 | 10 \pm 4 | 14 \pm 9 | 14 \pm 3 | 21 \pm 8 | 0,269 | 0,098 | 0,852 |
| | 2-5 | 14 \pm 4 | 11 \pm 3 | 12 \pm 8 | 14 \pm 4 | 13 \pm 7 | | | |
| | 5-10 | 14 \pm 4 | 11 \pm 3 | 13 \pm 8 | 13 \pm 3 | 12 \pm 7 | | | |
| | 10-15 | 15 \pm 6 | 13 \pm 3 | 12 \pm 7 | 13 \pm 3 | 14 \pm 9 | | | |
| | 15-30 | 16 \pm 5 | 17 \pm 5 | 15 \pm 7 | 14 \pm 6 | 17 \pm 9 | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 8 \pm 4 | 6 \pm 3 | 8 \pm 7 | 10 \pm 4 | 13 \pm 6 | 0,094 | 0,344 | 0,973 |
| | 2-5 | 8 \pm 3 | 7 \pm 2 | 6 \pm 6 | 10 \pm 4 | 8 \pm 5 | | | |
| | 5-10 | 8 \pm 3 | 7 \pm 3 | 7 \pm 6 | 9 \pm 4 | 7 \pm 5 | | | |
| | 10-15 | 8 \pm 3 | 8 \pm 2 | 7 \pm 6 | 9 \pm 3 | 9 \pm 6 | | | |
| | 15-30 | 8 \pm 3 | 9 \pm 5 | 9 \pm 6 | 10 \pm 4 | 12 \pm 7 | | | |

L: laboreo; NLD: no laboreo con suelo desnudo; EQ: cubierta espontánea química; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica.

La correlación entre el CO y la fracción arcilla fue alta y significativa en los manejos que recibieron labor (L y EEE) y el NLD. Como puede observarse en la Tabla 5.33, el CO se correlacionó en la parcela labrada sólo con el N y la relación C/N, mientras que la cubierta desbrozada fue la única que lo hizo con todas las propiedades.

Tabla 5.33. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca Salido Bajo.

| Manejo | CO (Mg ha ⁻¹) | | | CO (%) | | | | |
|--------|---------------------------|--------|--------|--------|--------|----------------|--------|--------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ _d | H-33 | H-1500 |
| L | 0,72** | 0,71** | 0,87** | 0,18 | 0,21 | -0,02 | 0,26 | 0,17 |
| EQ | 0,25 | 0,86** | 0,92** | 0,71** | 0,33 | -0,59** | 0,14 | 0,10 |
| EEE | 0,78** | 0,40* | 0,36* | 0,41* | 0,21 | -0,38* | 0,27 | 0,12 |
| EDE | 0,36* | 0,91** | 0,83** | 0,70** | 0,50** | -0,51** | 0,46** | 0,45** |
| NL | 0,53** | 0,62** | 0,83** | 0,34* | -0,05 | -0,20 | -0,04 | -0,05 |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.7 Molino El Tercio

La clasificación textural presentó diferencias entre ambos tipos de suelos, siendo franco arcillosa en el Calcisol pétrico y arcillosa en el Luvisol cálcico, con medias de arcilla ligeramente inferiores bajo la copa del olivo (Figura 5.18). El contenido en CaCO₃ varió de forma significativa entre ambos suelos, con porcentajes altos en el Calcisol pétrico (media 39 ± 9%) y bajos en el Luvisol cálcico (media 3 ± 1%). El pH presentó valores que oscilan entre 7,9 y 8,5 (media 8,2 ± 0,2), con el 75% de las muestras con valores superiores a 8,1 (Tabla 5.34).

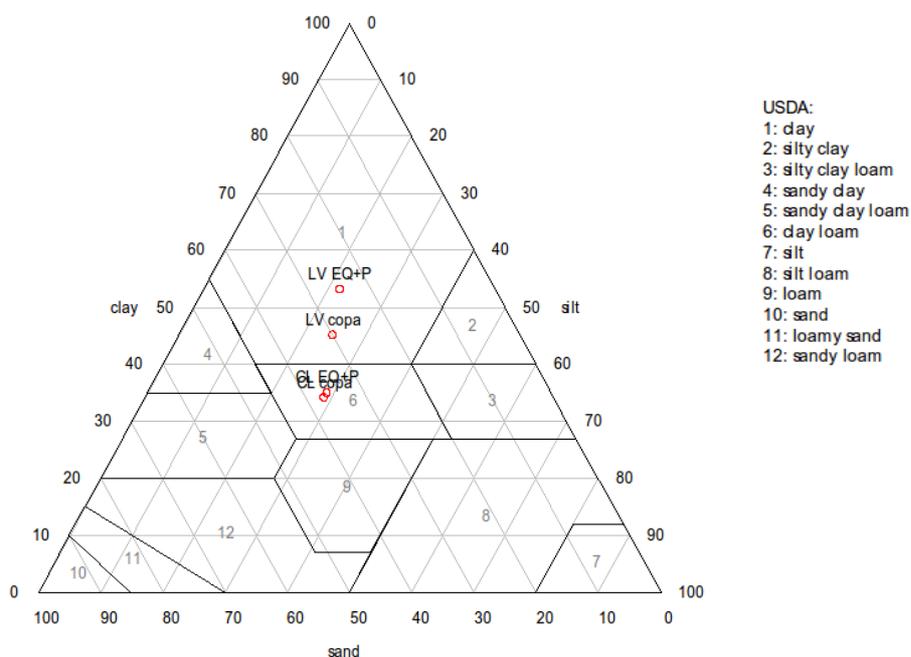


Figura 5.18. Diagrama textural para la finca El Tercio. CL: calcisol; LV: luvisol; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

A pesar de que el CaCO_3 no mostró diferencias significativas con la profundidad (debido en parte a las altas variaciones registradas) se observó un claro aumento en la última profundidad del Calcisol pétrico bajo la copa del olivo, con medias que alcanzaron el 50% (Tabla 5.34). La presencia de esta capa endurecida osciló en profundidad según el punto de muestreo. En el Luvisol cálcico los valores fueron muy similares en ambas localizaciones, aunque el porcentaje disminuyó sin diferencias significativas en los dos primeros cm del suelo con cubierta EQ+P.

Tabla 5.34. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos suelos y localizaciones estudiados en la finca El Tercio.

| | Prof. (cm) | Suelo y localización | | | | Factor | | | | | |
|---------------------|---------------|----------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|-------|--------------|--------------|-------|-------|
| | | CLpt | | LVcc | | P | L | S | P x L | P x S | L x S |
| | | EQ+P | Copa | EQ+P | Copa | | | | | | |
| pH | 0-2 | 8,0 \pm 0,1 | 8,1 \pm 0,1 | 8,1 \pm 0,3 | 8,3 \pm 0,0 | | | | | | |
| | 2-5 | 8,1 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,2 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | | | | | | |
| | 5-10 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,2 | 8,4 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 0,001 | 0,311 | 0,000 | 0,042 | 0,545 | 0,146 |
| | 10-15 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,0 | | | | | | |
| | 15-30 | 8,2 \pm 0,1 | 8,0 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | 8,2 \pm 0,1 | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 33 \pm 4 | 33 \pm 5 | 4 \pm 2 | 5 \pm 2 | | | | | | |
| | 2-5 | 35 \pm 6 | 39 \pm 2 | 4 \pm 1 | 4 \pm 0 | | | | | | |
| | 5-10 | 32 \pm 8 | 34 \pm 6 | 3 \pm 1 | 3 \pm 1 | 0,713 | 0,189 | 0,000 | 0,064 | 0,409 | 0,221 |
| | 10-15 | 39 \pm 10 | 32 \pm 5 | 3 \pm 1 | 3 \pm 1 | | | | | | |
| | 15-30 | 29 \pm 9 | 51 \pm 17 | 2 \pm 1 | 2 \pm 1 | | | | | | |
| | | | | | | | | | | | |

CLpt: Calcisol pétrico; LVcc: Luvisol cálcico; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda. Factores: P: profundidad; L: localización (calle o copa); S: tipo de suelo.

En la Tabla 5.35 se comparan las distintas localizaciones muestreadas en cada uno de los suelos presentes en la finca de forma independiente. El contenido en CO, N y la relación C/N no mostraron diferencias significativas entre el suelo bajo la copa del olivo y la cubierta EQ+P en ambos tipos de suelos, aunque se registraron valores ligeramente superiores en la cubierta. La relación C/N alcanzó valores mayores de 8 en el Calcisol pétrico y menores en el Luvisol cálcico: en ambos casos el valor fue más alto en el suelo con cubierta. Las variaciones en CO a lo largo del perfil modificaron el valor de estratificación, con valores más altos los suelos con adición de carbono (EQ+P). Los valores más bajos se registraron en el Calcisol pétrico bajo copa, mientras que las medias más altas superaron el valor de 10 (Luvisol cálcico con cubierta).

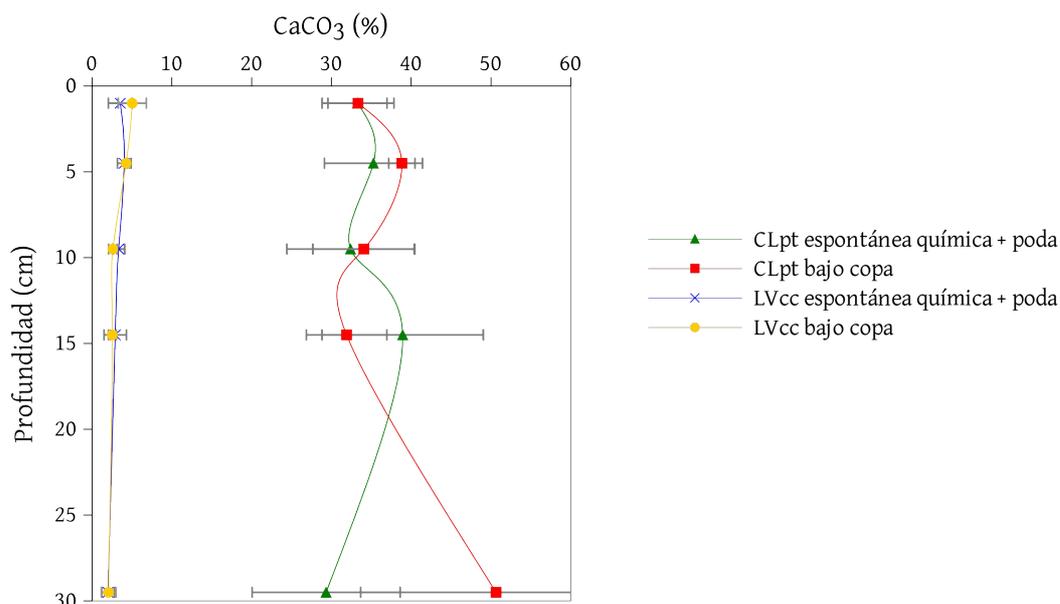


Figura 5.19. Distribución del CaCO₃ a lo largo del perfil en la finca El Tercio.

Tabla 5.35. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en los suelos de la finca El Tercio.

| | CLpt | | | | LVcc | | | |
|-----------------------------|----------------|----------------|-----------|--------------|-----------------|----------------|-----------|----------|
| | EQ+P | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) | EQ+P | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) |
| Arcilla (%) | 35 \pm 3 | 34 \pm 6 | 0,10 | 0,764 | 53 \pm 5 | 45 \pm 6 | 3,18 | 0,149 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 48,9 \pm 4,4 | 42,6 \pm 0,6 | 5,97 | 0,074 | 34,5 \pm 13,8 | 22,2 \pm 1,6 | 2,33 | 0,201 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 5,4 \pm 0,5 | 5,1 \pm 0,2 | 0,60 | 0,483 | 3,9 \pm 1,1 | 2,9 \pm 0,1 | 2,60 | 0,182 |
| C/N | 9,0 \pm 0,9 | 8,3 \pm 0,2 | 2,02 | 0,228 | 7,8 \pm 0,6 | 7,5 \pm 0,8 | 0,17 | 0,698 |
| Estratíf. CO | 5,0 \pm 0,8 | 1,9 \pm 0,4 | 39,83 | 0,003 | 12,3 \pm 6,2 | 4,1 \pm 0,7 | 5,30 | 0,083 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). CLpt: Calcisol pétrico; LVcc: Luvisol cálcico; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

En el estudio por capas se detectaron diferencias significativas con la profundidad, la localización (calle o copa) y el suelo estudiado, así como para la interacción de la profundidad con la localización para el contenido en CO, N, K y la CIC (Tabla 5.36). En ambos tipos de suelos se observó un incremento en los primeros centímetros de la cubierta EQ+P, donde igualaron su valor (4,9 y 0,42% para el CO y el N respectivamente). A partir de este punto los valores comienzan a disminuir permaneciendo más altos en el Calcisol pétrico que en el Luvisol cálcico (Figura 5.20). La relación C/N sólo presentó diferencias significativas con la profundidad.

Por su parte, el K alcanzó valores significativamente más altos en todas las profundidades y localizaciones del Luvisol cálcico, con diferencias entre ambos tipos de suelo. La CIC aumentó de forma significativa en los dos primeros centímetros de los suelos con cubierta, especialmente en el Luvisol cálcico. Estas diferencias desaparecieron a partir de los 5 cm para el Luvisol cálcico y 10 cm para el Calcisol pétrico. El K y la CIC también presentaron diferencias significativas para la interacción entre la profundidad y el tipo de suelo.

Tabla 5.36. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Tercio.

| | Prof. (cm) | Suelo y localización | | | | Factor | | | | | |
|---|---------------|----------------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|
| | | CLpt | | LVcc | | P | L | S | P x L | P x S | L x S |
| | | EQ+P | Copa | EQ+P | Copa | | | | | | |
| CO (%) | 0-2 | 4,9 \pm 1,2 | 2,4 \pm 0,3 | 4,9 \pm 2,9 | 1,5 \pm 0,3 | | | | | | |
| | 2-5 | 2,3 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,4 | 0,7 \pm 0,1 | | | | | | |
| | 5-10 | 1,4 \pm 0,3 | 1,0 \pm 0,0 | 0,6 \pm 0,0 | 0,5 \pm 0,1 | 0,000 | 0,000 | 0,003 | 0,000 | 0,974 | 0,805 |
| | 10-15 | 1,0 \pm 0,1 | 1,0 \pm 0,0 | 0,5 \pm 0,2 | 0,5 \pm 0,1 | | | | | | |
| | 15-30 | 1,0 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,0 | | | | | | |
| N (%) | 0-2 | 0,42 \pm 0,18 | 0,24 \pm 0,02 | 0,42 \pm 0,17 | 0,18 \pm 0,03 | | | | | | |
| | 2-5 | 0,26 \pm 0,03 | 0,16 \pm 0,02 | 0,17 \pm 0,03 | 0,09 \pm 0,00 | | | | | | |
| | 5-10 | 0,15 \pm 0,04 | 0,12 \pm 0,01 | 0,07 \pm 0,01 | 0,07 \pm 0,01 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,799 | 0,669 |
| | 10-15 | 0,12 \pm 0,01 | 0,12 \pm 0,00 | 0,07 \pm 0,03 | 0,06 \pm 0,00 | | | | | | |
| | 15-30 | 0,12 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,01 | 0,05 \pm 0,00 | 0,05 \pm 0,00 | | | | | | |
| C/N | 0-2 | 13,6 \pm 7,9 | 9,9 \pm 2,2 | 11,2 \pm 2,3 | 8,7 \pm 0,7 | | | | | | |
| | 2-5 | 8,9 \pm 0,3 | 8,0 \pm 0,3 | 8,5 \pm 0,7 | 7,8 \pm 0,4 | | | | | | |
| | 5-10 | 9,3 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,4 | 8,1 \pm 0,2 | 7,4 \pm 0,7 | 0,003 | 0,069 | 0,054 | 0,340 | 0,922 | 0,562 |
| | 10-15 | 8,7 \pm 0,3 | 8,2 \pm 0,3 | 7,3 \pm 0,7 | 7,7 \pm 1,8 | | | | | | |
| | 15-30 | 8,5 \pm 0,6 | 8,1 \pm 0,3 | 7,2 \pm 0,8 | 7,3 \pm 0,8 | | | | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 1,3 \pm 0,2 | 1,0 \pm 0,1 | 2,6 \pm 0,4 | 1,8 \pm 0,2 | | | | | | |
| | 2-5 | 0,8 \pm 0,1 | 0,6 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,4 | 1,3 \pm 0,3 | | | | | | |
| | 5-10 | 0,4 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,1 | 0,9 \pm 0,2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,001 | 0,001 | 0,241 |
| | 10-15 | 0,3 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,2 | 0,7 \pm 0,2 | | | | | | |
| | 15-30 | 0,3 \pm 0,1 | 0,2 \pm 0,0 | 0,7 \pm 0,2 | 0,7 \pm 0,1 | | | | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 22,0 \pm 2,5 | 15,8 \pm 1,6 | 22,9 \pm 4,2 | 17,1 \pm 1,8 | | | | | | |
| | 2-5 | 18,0 \pm 1,8 | 15,1 \pm 1,4 | 18,8 \pm 1,3 | 17,0 \pm 0,4 | | | | | | |
| | 5-10 | 16,5 \pm 0,8 | 15,8 \pm 1,8 | 17,4 \pm 0,9 | 16,4 \pm 0,5 | 0,003 | 0,000 | 0,003 | 0,013 | 0,022 | 0,587 |
| | 10-15 | 16,2 \pm 0,3 | 17,2 \pm 2,8 | 17,1 \pm 0,7 | 16,5 \pm 0,9 | | | | | | |
| | 15-30 | 16,5 \pm 1,3 | 15,8 \pm 2,1 | 23,5 \pm 3,7 | 20,1 \pm 4,6 | | | | | | |

CLpt: Calcisol pétrico; LVcc: Luvisol cálcico; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda. Factores: P: profundidad; L: localización (calle o copa); S: tipo de suelo.

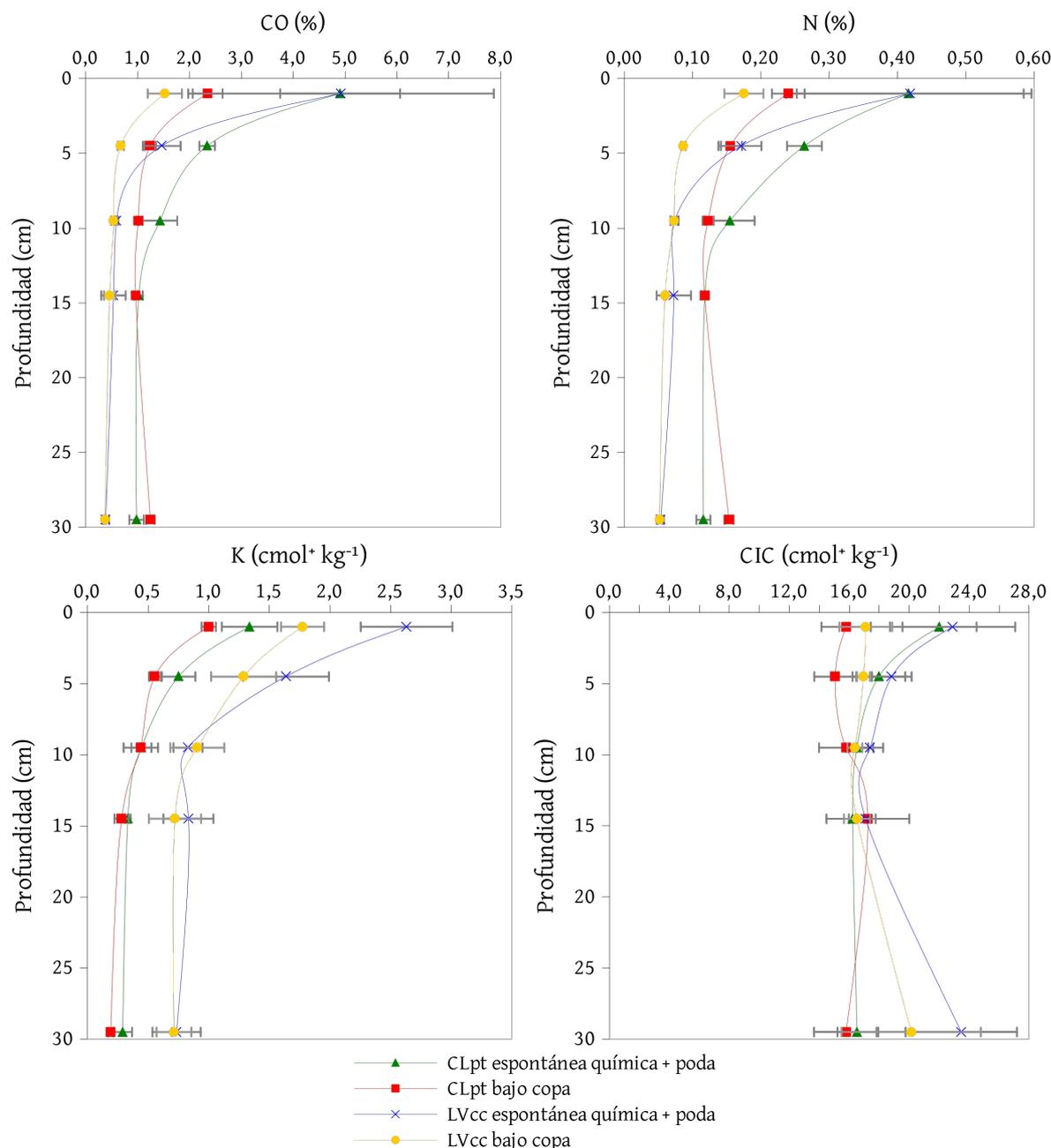


Figura 5.20. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca El Tercio. CLpt: Calcisol pétrico; LVcc: Luvisol cálcico.

La ρ_d presentó diferencias significativas con la profundidad, localización y tipo de suelo. Su valor disminuyó en los dos primeros centímetros del suelo con restos de poda y se igualó a la zona bajo copa a partir de esta profundidad. En todas las profundidades y localizaciones, los valores fueron más altos para el Luvisol cálcico que para el Calcisol pétrico. La capacidad de retención de agua por el suelo a -33 y -1500 kPa también fue mayor en los primeros centímetros del suelo con cubierta EQ+P. Comparando ambos suelos, el Luvisol cálcico

alcanzó medias de agua útil superiores en los primeros 5 cm mientras que en las últimas profundidades lo hizo el Calcisol pétrico. En ambos casos, las diferencias fueron significativas con la profundidad y la localización.

Tabla 5.37. Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Tercio.

| | Prof. (cm) | Suelo y localización | | | | Factor | | | | | |
|------------------------------------|---------------|----------------------|---------|---------|---------|--------------|--------------|--------------|--------------|-------|-------|
| | | CLpt | | LVcc | | P | L | S | P x L | P x S | L x S |
| | | EQ+P | Copa | EQ+P | Copa | | | | | | |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,8±0,0 | 1,1±0,1 | 1,1±0,2 | 1,4±0,2 | 0,000 | 0,042 | 0,000 | 0,000 | 0,979 | 0,973 |
| | 2-5 | 1,1±0,0 | 1,2±0,0 | 1,4±0,1 | 1,5±0,1 | | | | | | |
| | 5-10 | 1,2±0,1 | 1,2±0,1 | 1,5±0,1 | 1,5±0,1 | | | | | | |
| | 10-15 | 1,2±0,0 | 1,2±0,0 | 1,5±0,1 | 1,4±0,0 | | | | | | |
| | 15-30 | 1,2±0,0 | 1,1±0,0 | 1,4±0,1 | 1,4±0,0 | | | | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 35±3 | 25±1 | 32±6 | 25±1 | 0,000 | 0,000 | 0,014 | 0,080 | 0,543 | 0,707 |
| | 2-5 | 28±2 | 23±1 | 23±1 | 24±2 | | | | | | |
| | 5-10 | 27±3 | 24±4 | 22±2 | 21±2 | | | | | | |
| | 10-15 | 25±1 | 25±3 | 22±3 | 20±2 | | | | | | |
| | 15-30 | 26±2 | 29±1 | 32±8 | 24±4 | | | | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 26±5 | 15±0 | 26±9 | 14±1 | 0,000 | 0,000 | 0,708 | 0,000 | 0,627 | 0,000 |
| | 2-5 | 17±1 | 14±0 | 16±1 | 13±1 | | | | | | |
| | 5-10 | 15±1 | 14±0 | 14±0 | 13±1 | | | | | | |
| | 10-15 | 14±0 | 14±0 | 14±2 | 13±2 | | | | | | |
| | 15-30 | 15±1 | 17±1 | 20±3 | 16±4 | | | | | | |

CLpt: Calcisol pétrico; LVcc: Luvisol cálcico; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda. Factores: P: profundidad; L: localización (calle o copa); S: tipo de suelo.

La correlación entre el contenido en CO y la arcilla fue significativa solo bajo la copa del olivo del Calcisol pétrico, mientras que la ρ_d y la humedad fue significativa para la cubierta con poda de este mismo suelo. El Luvisol cálcico no presentó correlaciones entre el CO y la CIC, la ρ_d y el contenido en agua en ninguna de las localizaciones estudiadas.

Tabla 5.38. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca El Tercio.

| Manejo y suelo | CO (Mg ha ⁻¹) | | | CO (%) | | | | |
|----------------|---------------------------|--------|--------|--------|-------|----------|--------|--------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| CLpt EQ+P | 0,29 | 0,96** | 0,65** | 0,88** | 0,60* | -0,88** | 0,69** | 0,80** |
| CLpt copa | 0,70** | 0,95** | 0,42 | 0,45 | -0,30 | -0,56* | 0,35 | 0,58* |
| LVcc EQ+P | -0,06 | 1,00** | 0,89** | 0,81** | 0,14 | -0,43 | 0,02 | 0,14 |
| LVcc copa | 0,30 | 0,92** | 0,71** | 0,91** | -0,04 | 0,11 | 0,46 | -0,01 |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

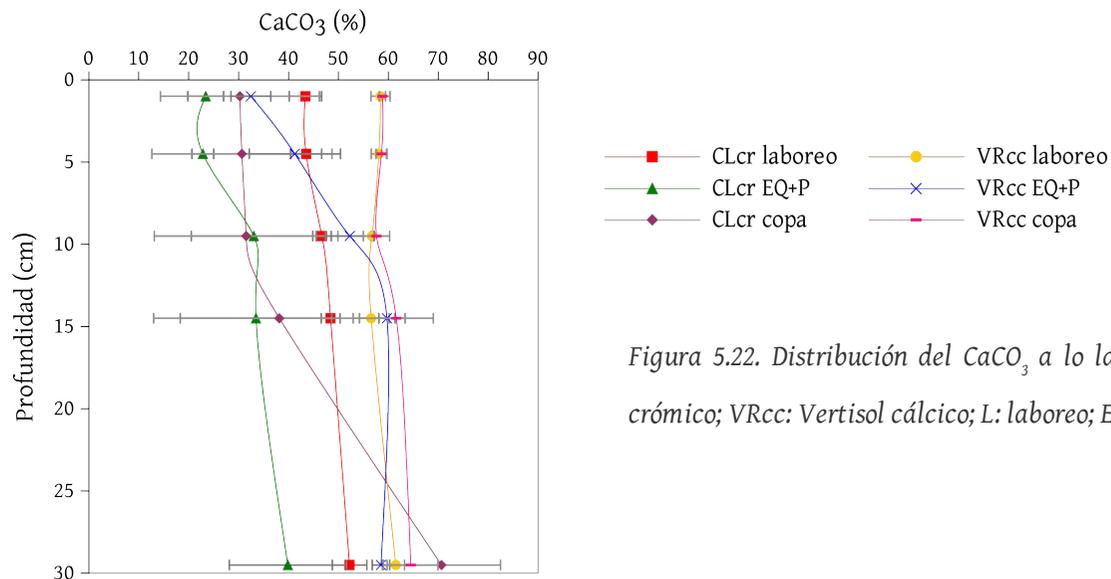


Figura 5.22. Distribución del CaCO_3 a lo largo del perfil en la finca El Empalme. CLcr: Calcisol crómico; VRcc: Vertisol cálcico; L: laboreo; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

Tabla 5.39. Valores medios (\pm desviación típica) de pH y CaCO_3 para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Empalme.

| Prof. (cm) | Suelo, manejo y localización | | | | | | Factor | | | | | |
|---------------------|------------------------------|---------------|---------------|------------------|---------------|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | Calcisol crómico | | | Vertisol cálcico | | | P | M | S | M x P | M x S | |
| | EQ+P | L | Copa | EQ+P | L | Copa | | | | | | |
| pH | 0-2 | 7,8 \pm 0,0 | 8,6 \pm 0,0 | 8,3 \pm 0,1 | 7,6 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,0 | | | | | |
| | 2-5 | 7,8 \pm 0,1 | 8,6 \pm 0,0 | 8,3 \pm 0,1 | 7,8 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,0 | 8,3 \pm 0,0 | | | | | |
| | 5-10 | 8,3 \pm 0,2 | 8,6 \pm 0,0 | 8,3 \pm 0,1 | 8,1 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 0,000 | 0,000 | 0,009 | 0,000 | 0,001 |
| | 10-15 | 8,3 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | | | | | |
| | 15-30 | 8,3 \pm 0,1 | 8,5 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,1 | 8,3 \pm 0,1 | 8,4 \pm 0,0 | 8,4 \pm 0,1 | | | | | |
| CaCO_3 (%) | 0-2 | 23 \pm 4 | 43 \pm 3 | 30 \pm 16 | 32 \pm 4 | 58 \pm 2 | 59 \pm 1 | | | | | |
| | 2-5 | 23 \pm 2 | 44 \pm 3 | 31 \pm 18 | 41 \pm 9 | 58 \pm 2 | 59 \pm 1 | | | | | |
| | 5-10 | 33 \pm 13 | 47 \pm 2 | 32 \pm 18 | 52 \pm 5 | 57 \pm 0 | 58 \pm 3 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,058 | 0,166 |
| | 10-15 | 33 \pm 15 | 48 \pm 2 | 38 \pm 25 | 60 \pm 2 | 57 \pm 4 | 62 \pm 7 | | | | | |
| | 15-30 | 40 \pm 12 | 52 \pm 3 | 71 \pm 12 | 59 \pm 2 | 62 \pm 2 | 64 \pm 5 | | | | | |

EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; L: laboreo.

Factores: P: profundidad; M: manejo; S: tipo de suelo.

En ambos suelos, los valores más bajos de arcilla se registraron bajo la copa del olivo aunque las diferencias sólo fueron significativas para el Vertisol cálcico (Tabla 5.40). La ausencia de labor y la adición de grandes cantidades de residuos vegetales incrementó el contenido en CO y N en todo el perfil alcanzando valores superiores a las 100 t C ha⁻¹. Tanto en la cubierta vegetal como bajo la copa del olivo, los valores fueron más altos en el Calcisol crómico que en el Vertisol cálcico; sin embargo, en el laboreo (L) se alcanzaron los valores más altos en el Vertisol cálcico. La relación C/N presentó diferencias estadísticamente significativas sólo en el Calcisol crómico entre el laboreo y el suelo bajo copa con la cubierta de restos de poda (EQ+P), donde se registraron los valores más altos. La estratificación del CO fue próxima a 1 en los suelos L y algo mayor aunque sin diferencias significativas bajo la copa del olivo. En el caso de los suelos con cubierta, la estratificación media fue igual o mayor de 10.

Tabla 5.40. Valores medios (\pm desviación típica) de arcilla, pool y estratificación de carbono orgánico, pool de nitrógeno y relación C/N para el perfil estudiado (0-30 cm) en los suelos de la finca El Empalme.

| Calcisol crómico | L | EQ+P | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|------------------|--------------------|-------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 32 \pm 1 | 32 \pm 2 | 30 \pm 2 | 0,88 | 0,463 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 26,4 \pm 1,2 a | 158,0 \pm 11,6 b | 55,4 \pm 11,8 c | 74,76 | 0,000 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 3,4 \pm 0,6 a | 11,2 \pm 1,1 b | 6,2 \pm 1,1 c | 68,90 | 0,000 |
| C/N | 7,8 \pm 1,7 a | 14,1 \pm 1,7 b | 9,0 \pm 0,3 a | 14,70 | 0,003 |
| Estratíf. CO | 0,9 \pm 0,1 a | 13,1 \pm 1,6 b | 2,0 \pm 0,9 a | 131,59 | 0,000 |

| Vertisol cálcico | L | EQ+P | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-----------------------------|------------------|--------------------|------------------|-----------|--------------|
| Arcilla (%) | 36 \pm 1 a | 36 \pm 2 ab | 33 \pm 1 b | 5,55 | 0,043 |
| CO (Mg C ha ⁻¹) | 27,1 \pm 1,0 a | 113,6 \pm 17,8 b | 37,9 \pm 4,5 a | 31,51 | 0,001 |
| N (Mg N ha ⁻¹) | 3,8 \pm 0,3 a | 10,1 \pm 0,6 b | 5,4 \pm 2,1 a | 13,49 | 0,006 |
| C/N | 7,1 \pm 0,4 | 11,3 \pm 1,1 | 7,7 \pm 3,3 | 1,50 | 0,086 |
| Estratíf. CO | 1,2 \pm 0,0 a | 10,5 \pm 2,2 b | 2,3 \pm 0,6 a | 86,65 | 0,000 |

Filas con letras diferentes indican diferencias en el manejo de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). L: laboreo; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

El análisis de la varianza realizado para la finca El Empalme mostró diferencias significativas para el CO, N, C/N, K y la CIC con la profundidad, el manejo y su interacción (Tabla 5.41). Para los dos tipos de suelo estudiados sólo se detectaron diferencias significativas para la relación C/N y la CIC. En la Figura 5.23 se puede observar cómo los incrementos en el porcentaje de CO y N tras la adición de restos de poda afectaron principalmente a los 5 o 10 cm superficiales del suelo, tendiendo a igualarse a partir de esta profundidad. Bajo copa y en L, ambos suelos mostraron valores similares de CO para todas las profundidades estudiadas. La concentración de N, sin embargo, fue más alta en el Vertisol cálcico.

Tabla 5.41. Valores medios (\pm desviación típica) de CO, N, C/N, K y CIC para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Empalme.

| | Prof. (cm) | Suelo, manejo y localización | | | | | | Factor | | | | |
|--|---------------|------------------------------|-----------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | Calcisol crómico | | | Vertisol cálcico | | | P | M | S | M x P | M x S |
| | | EQ+P | L | Copa | EQ+P | L | Copa | | | | | |
| CO (%) | 0-2 | 12,5 \pm 0,9 | 0,7 \pm 0,1 | 1,8 \pm 1,1 | 13,7 \pm 3,4 | 0,8 \pm 0,0 | 1,7 \pm 0,4 | 0,000 | 0,000 | 0,226 | 0,000 | 0,366 |
| | 2-5 | 12,2 \pm 1,5 | 0,7 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,5 | 9,1 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,0 | 1,5 \pm 0,3 | | | | | |
| | 5-10 | 4,4 \pm 2,5 | 0,7 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,4 | 3,0 \pm 1,4 | 0,7 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,4 | | | | | |
| | 10-15 | 1,3 \pm 0,2 | 0,7 \pm 0,0 | 1,2 \pm 0,1 | 1,5 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,0 | 0,9 \pm 0,2 | | | | | |
| | 15-30 | 1,0 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,0 | 0,9 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,2 | 0,7 \pm 0,0 | 0,7 \pm 0,1 | | | | | |
| N (%) | 0-2 | 0,58 \pm 0,10 | 0,08 \pm 0,01 | 0,19 \pm 0,10 | 0,62 \pm 0,07 | 0,12 \pm 0,00 | 0,20 \pm 0,09 | 0,000 | 0,000 | 0,101 | 0,000 | 0,086 |
| | 2-5 | 0,57 \pm 0,10 | 0,09 \pm 0,01 | 0,14 \pm 0,05 | 0,42 \pm 0,09 | 0,11 \pm 0,01 | 0,18 \pm 0,08 | | | | | |
| | 5-10 | 0,31 \pm 0,07 | 0,09 \pm 0,02 | 0,15 \pm 0,05 | 0,27 \pm 0,03 | 0,10 \pm 0,01 | 0,16 \pm 0,07 | | | | | |
| | 10-15 | 0,12 \pm 0,02 | 0,08 \pm 0,01 | 0,16 \pm 0,05 | 0,19 \pm 0,04 | 0,09 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,06 | | | | | |
| | 15-30 | 0,12 \pm 0,03 | 0,06 \pm 0,01 | 0,10 \pm 0,02 | 0,16 \pm 0,02 | 0,08 \pm 0,02 | 0,11 \pm 0,03 | | | | | |
| C/N | 0-2 | 22,7 \pm 3,0 | 8,5 \pm 1,2 | 9,3 \pm 2,2 | 22,0 \pm 3,0 | 6,6 \pm 0,1 | 10,9 \pm 8,9 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 2-5 | 21,7 \pm 1,3 | 8,5 \pm 0,6 | 9,8 \pm 0,2 | 22,3 \pm 5,1 | 6,8 \pm 0,3 | 10,0 \pm 6,2 | | | | | |
| | 5-10 | 14,4 \pm 5,1 | 7,6 \pm 2,9 | 9,7 \pm 1,4 | 10,8 \pm 4,0 | 7,0 \pm 0,4 | 9,0 \pm 4,4 | | | | | |
| | 10-15 | 12,6 \pm 3,7 | 6,8 \pm 1,2 | 8,2 \pm 1,8 | 8,1 \pm 1,2 | 7,8 \pm 0,9 | 7,3 \pm 4,8 | | | | | |
| | 15-30 | 9,4 \pm 0,7 | 8,7 \pm 1,8 | 8,8 \pm 0,1 | 7,2 \pm 1,7 | 9,0 \pm 1,7 | 6,5 \pm 1,2 | | | | | |
| K (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 1,8 \pm 0,4 | 0,6 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,5 | 2,4 \pm 1,1 | 0,7 \pm 0,0 | 0,8 \pm 0,3 | 0,000 | 0,000 | 0,470 | 0,013 | 0,053 |
| | 2-5 | 1,7 \pm 0,4 | 0,6 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,5 | 1,9 \pm 1,6 | 0,7 \pm 0,1 | 0,6 \pm 0,2 | | | | | |
| | 5-10 | 1,2 \pm 0,5 | 0,6 \pm 0,1 | 0,8 \pm 0,2 | 1,1 \pm 0,5 | 0,7 \pm 0,0 | 0,3 \pm 0,1 | | | | | |
| | 10-15 | 0,7 \pm 0,2 | 0,3 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,1 | 0,7 \pm 0,1 | 0,4 \pm 0,1 | 0,2 \pm 0,2 | | | | | |
| | 15-30 | 0,5 \pm 0,2 | 0,2 \pm 0,0 | 0,4 \pm 0,0 | 0,2 \pm 0,0 | 0,2 \pm 0,0 | 0,1 \pm 0,1 | | | | | |
| CIC (cmol ⁺ kg ⁻¹) | 0-2 | 25,7 \pm 3,1 | 7,2 \pm 0,2 | 15,1 \pm 0,6 | 25,6 \pm 6,8 | 15,6 \pm 0,4 | 16,7 \pm 2,9 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,003 | 0,000 |
| | 2-5 | 26,2 \pm 5,0 | 7,2 \pm 0,2 | 17,5 \pm 6,3 | 20,1 \pm 6,2 | 14,2 \pm 1,5 | 18,0 \pm 1,5 | | | | | |
| | 5-10 | 17,2 \pm 3,1 | 7,2 \pm 0,2 | 13,0 \pm 0,6 | 17,5 \pm 4,9 | 14,9 \pm 1,4 | 16,4 \pm 0,7 | | | | | |
| | 10-15 | 14,5 \pm 1,9 | 7,2 \pm 0,3 | 12,0 \pm 1,4 | 15,6 \pm 3,1 | 12,8 \pm 1,9 | 16,7 \pm 4,8 | | | | | |
| | 15-30 | 16,6 \pm 2,2 | 7,1 \pm 0,1 | 10,5 \pm 2,1 | 14,3 \pm 1,7 | 10,3 \pm 0,9 | 12,5 \pm 2,6 | | | | | |

L: laboreo; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda. Factores: P: profundidad; M: manejo; S: tipo de suelo.

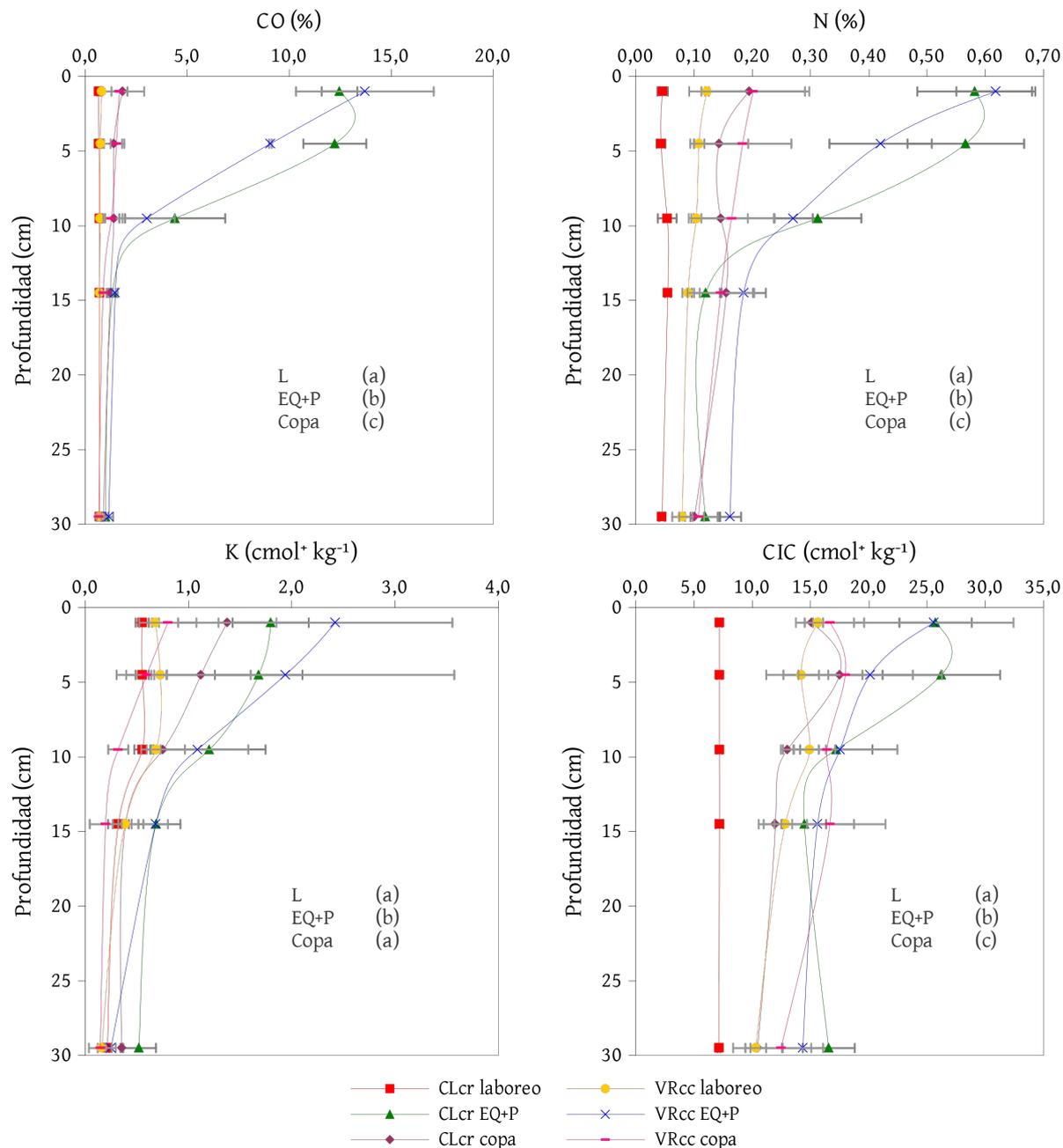


Figura 5.23. Distribución del carbono orgánico, nitrógeno, potasio y capacidad de intercambio catiónico a lo largo del perfil en la finca El Empalme. Manejos con letras diferentes indica diferencias de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$), para ambos tipos de suelos. CLcr: Calcisol crómico; VRcc: Vertisol cálcico; L: laboreo; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

El K también se incrementó de forma significativa al añadir restos en el centro de la calle (Tabla 5.41), con valores en el suelo bajo la copa del olivo intermedios para el Calcisol crómico y mínimos para el Vertisol cálcico. La CIC se incrementó significativamente con el cambio de manejo, especialmente en el Calcisol crómico. En los suelos en los que no se añaden restos vegetales (L y bajo copa) el Vertisol cálcico presentó una CIC mayor que el

Calcisol crómico.

Los valores más altos de ρ_d se registraron bajo el olivo, seguido del suelo L (Tabla 5.42). La capa de restos vegetales en superficie de la cubierta EQ+P disminuyó la ρ_d en los 2 primeros centímetros del perfil estudiado. Las diferencias fueron significativas en profundidad, manejo y tipo de suelo, así como en su interacción. La capacidad de retención de agua por el suelo a -33 y -1500 kPa también se incrementó significativamente en los suelos cubiertos con respecto al L. Bajo la copa del olivo, los valores fueron similares al laboreo.

En la Tabla 5.43 se observa la alta correlación existente entre el contenido en CO y arcilla en los suelos labrados y bajo la copa del olivo. Esta relación desaparece cuando se adicionan los restos de poda y se mantiene una cubierta. En este caso, las relaciones con el N, C/N, K, CIC, ρ_d , y humedad fueron altas y positivas (excepto para la ρ_d , que fue negativa), perdiéndose en las parcelas L y bajo copa. Entre suelos, el Vertisol cálcico presentó correlaciones con el K y la CIC en los tres casos estudiados, mientras que en el Calcisol crómico no se registró para el K en el laboreo y para la CIC bajo copa.

Tabla 5.42 Valores medios (\pm desviación típica) de ρ_d y humedad a -33 y -1500 kPa para los distintos manejos y profundidades estudiados en la finca El Empalme.

| | Prof. (cm) | Suelo, manejo y localización | | | | | | Factor | | | | |
|---------------------------------|---------------|------------------------------|---------------|---------------|------------------|---------------|---------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|
| | | Calcisol crómico | | | Vertisol cálcico | | | P | M | S | M x P | M x S |
| | | EQ+P | L | Copa | EQ+P | L | Copa | | | | | |
| ρ_d (gr cm ⁻³) | 0-2 | 0,9 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,2 | 0,9 \pm 0,2 | 1,1 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,2 | | | | | |
| | 2-5 | 1,0 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,3 | 1,0 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,0 | | | | | |
| | 5-10 | 1,7 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,1 | 1,3 \pm 0,1 | 1,1 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,1 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 10-15 | 1,8 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,1 | 1,2 \pm 0,0 | 1,4 \pm 0,1 | | | | | |
| | 15-30 | 1,7 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,0 | 1,6 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,1 | 1,4 \pm 0,0 | 1,3 \pm 0,1 | | | | | |
| H -33 kPa (%) | 0-2 | 34 \pm 2 | 12 \pm 0 | 19 \pm 4 | 35 \pm 3 | 34 \pm 1 | 30 \pm 1 | | | | | |
| | 2-5 | 35 \pm 2 | 11 \pm 0 | 17 \pm 3 | 31 \pm 3 | 34 \pm 1 | 29 \pm 1 | | | | | |
| | 5-10 | 24 \pm 3 | 12 \pm 1 | 17 \pm 1 | 30 \pm 1 | 37 \pm 3 | 29 \pm 0 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 10-15 | 17 \pm 1 | 12 \pm 0 | 17 \pm 1 | 29 \pm 2 | 35 \pm 2 | 29 \pm 1 | | | | | |
| | 15-30 | 19 \pm 2 | 11 \pm 0 | 17 \pm 2 | 29 \pm 2 | 33 \pm 2 | 28 \pm 2 | | | | | |
| H -1500 kPa (%) | 0-2 | 22 \pm 1 | 6 \pm 0 | 10 \pm 1 | 30 \pm 6 | 19 \pm 1 | 18 \pm 2 | | | | | |
| | 2-5 | 25 \pm 2 | 6 \pm 0 | 9 \pm 1 | 23 \pm 5 | 19 \pm 0 | 19 \pm 3 | | | | | |
| | 5-10 | 15 \pm 3 | 6 \pm 0 | 10 \pm 0 | 18 \pm 2 | 20 \pm 0 | 17 \pm 2 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 | 0,000 |
| | 10-15 | 9 \pm 1 | 7 \pm 0 | 10 \pm 1 | 17 \pm 2 | 19 \pm 1 | 17 \pm 3 | | | | | |
| | 15-30 | 11 \pm 2 | 6 \pm 0 | 10 \pm 1 | 17 \pm 2 | 18 \pm 0 | 16 \pm 3 | | | | | |

L: laboreo; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda. Factores: P: profundidad; M: manejo; S: tipo de suelo.

Tabla 5.43. Coeficientes de correlación de Spearman para el CO y diversos parámetros del suelo en los distintos manejos estudiados en la finca El Empalme.

| Manejo y suelo | CO (Mg ha ⁻¹) | | | CO (%) | | | | |
|----------------|---------------------------|--------|---------|--------|--------|----------|--------|--------|
| | Arcilla | N | C/N | K | CIC | ρ_d | H-33 | H-1500 |
| CLcr L | 0,92** | 0,82** | -0,63* | 0,32 | 0,67** | 0,09 | 0,31 | 0,42 |
| CLcr EQ+P | -0,11 | 0,92** | 0,80** | 0,79** | 0,75** | -0,82** | 0,83** | 0,84** |
| CLcr copa | 0,90** | 0,85** | 0,62* | 0,62* | 0,47 | 0,06 | 0,60* | 0,45 |
| VRcc L | 0,96** | 0,86** | -0,78** | 0,72** | 0,53* | -0,77** | -0,24 | 0,35 |
| VRcc EQ+P | -0,17 | 0,96** | 0,83** | 0,78** | 0,79** | -0,75** | 0,61* | 0,84** |
| VRcc copa | 0,81** | 0,37 | 0,53* | 0,83** | 0,55* | 0,08 | 0,16 | 0,27 |

La correlación es significativa bilateralmente al nivel ** $p < 0,01$ y * $p < 0,05$.

5.2.9 Diagramas de saturaciones en las componentes y centroides

Para comprender mejor el efecto del manejo, tipo de suelo y profundidad sobre las propiedades de los suelos analizadas, se realizó un análisis de componentes principales categórico. En todas las fincas estudiadas excepto Salido Bajo y el suelo CLpt de la finca El Tercio, dos dimensiones explicaron más del 65% de la varianza de todas las variables cuantificadas. La primera dimensión por sí sola explicó más del 45% de la varianza total (más del 50% en Castillo, Deifontes, Tobazo y La Torre; Figuras 5.24 a 5.33).

Cinco de las ocho fincas estudiadas en este trabajo (Castillo, Matallana, El Tobazo, La Torre y Deifontes) presentaron patrones similares de distribución de las variables. Las tres restantes (Salido Bajo, El Tercio y El Empalme) fueron diferentes porque se incorporó en el análisis la zona bajo copa y no se localizaron manchas de vegetación nativa. En todos los casos excepto en Salido, el contenido en CO del suelo presentó saturaciones altas en la dimensión 1, agrupándose con el N, el K, la CIC y la capacidad de retención de agua por el suelo. La posición generalmente central que ocupa el CO en la nube de puntos y las altas saturaciones alcanzadas indican la importancia de este elemento sobre las demás variables. En esta misma dimensión pero con saturación negativa se agruparon la ρ_d , el pH y el CaCO_3 . Así, altos contenidos en CO se relacionaron con valores altos de N, K, CIC y capacidad de retención de agua por suelo y valores bajos de ρ_d , pH y CaCO_3 . En la segunda dimensión, y con una menor explicación de la varianza, las saturaciones más altas tanto positivas como negativas se registraron principalmente en las diferentes fracciones texturales.

La posición de los factores (manejo, profundidad y tipo de suelo) en el diagrama explica el valor predominante de las distintas variables estudiadas con respecto a dichos factores. La vegetación nativa, por ejemplo, presentó puntuaciones positivas altas en la dimensión 1 indicando altos valores de CO y por tanto del resto de variables correlacionadas positivamente, y bajos valores en las correlacionadas negativamente (por ejemplo, CaCO_3 y densidad aparente). En la zona opuesta, con altas puntuaciones negativas, se localizaron las parcelas bajo laboreo y no laboreo con suelo desnudo. Las cubiertas que incluían un elevado aporte de restos vegetales (EQ+P) se colocaron próximas a la vegetación nativa, mientras que el resto ocuparon situaciones intermedias y variables en cada finca.

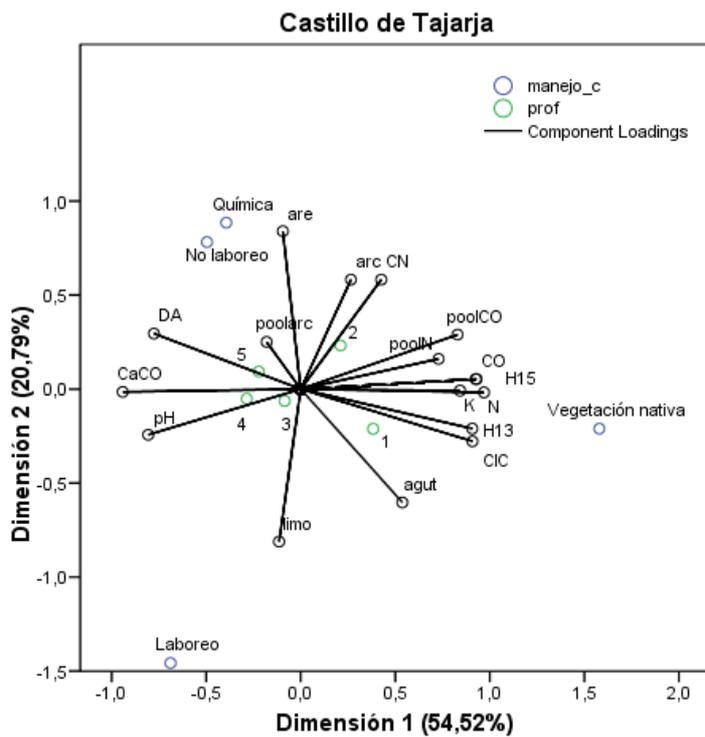


Figura 5.24. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de Castillo (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

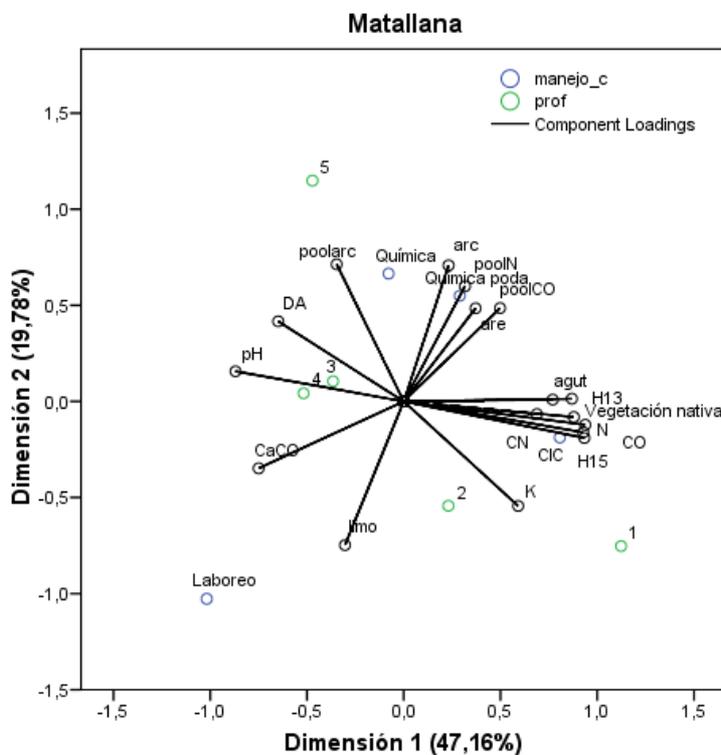


Figura 5.25. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de Matallana (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

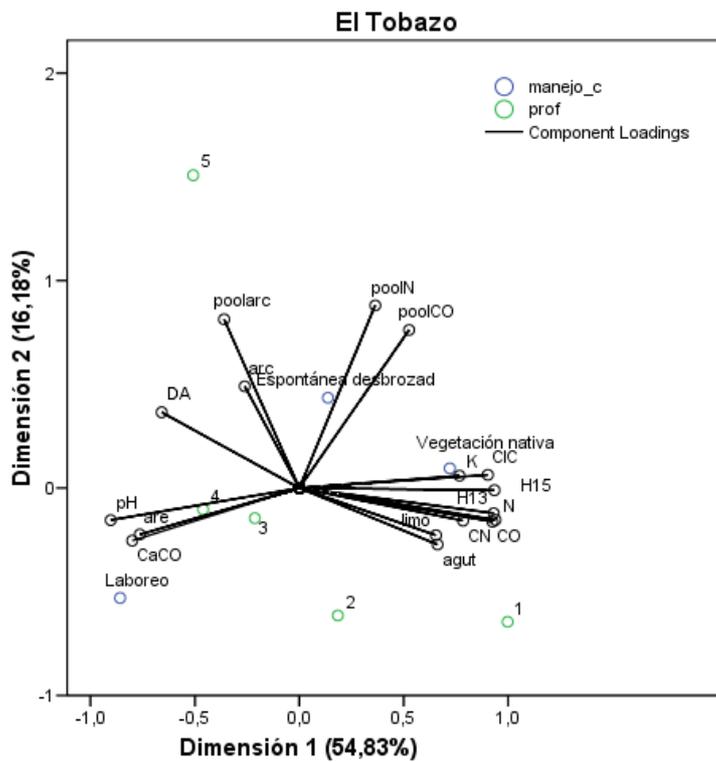


Figura 5.26. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de El Tobazo (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

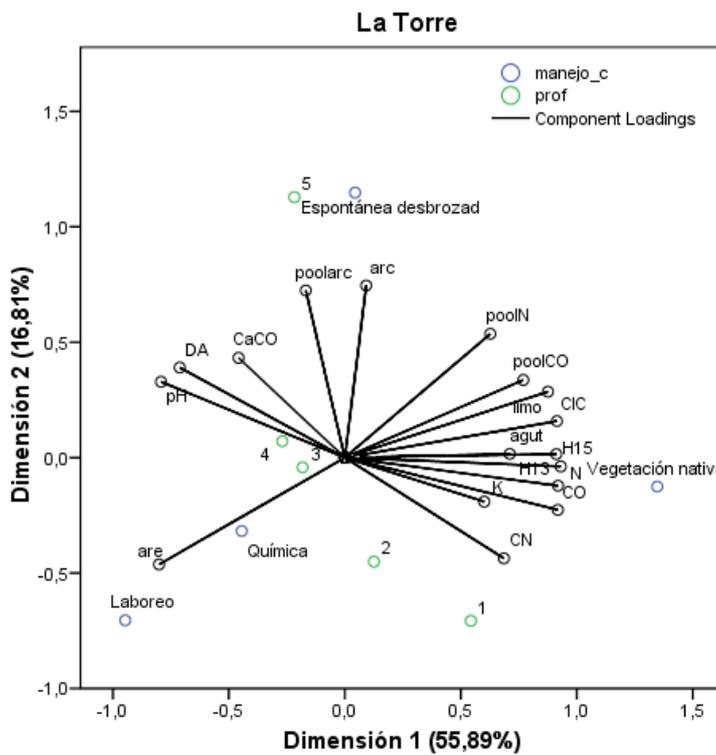


Figura 5.27. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de La Torre (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

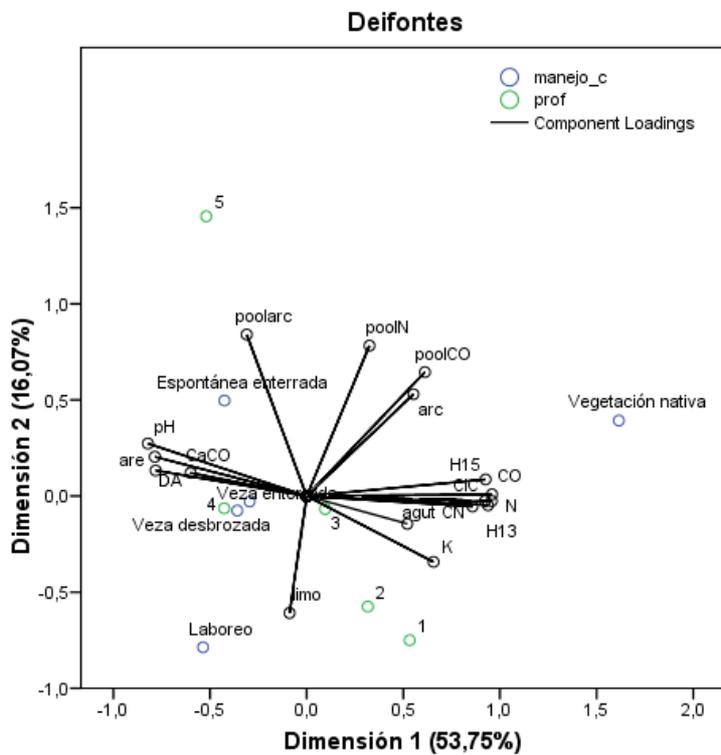


Figura 5.28. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de Deifontes (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

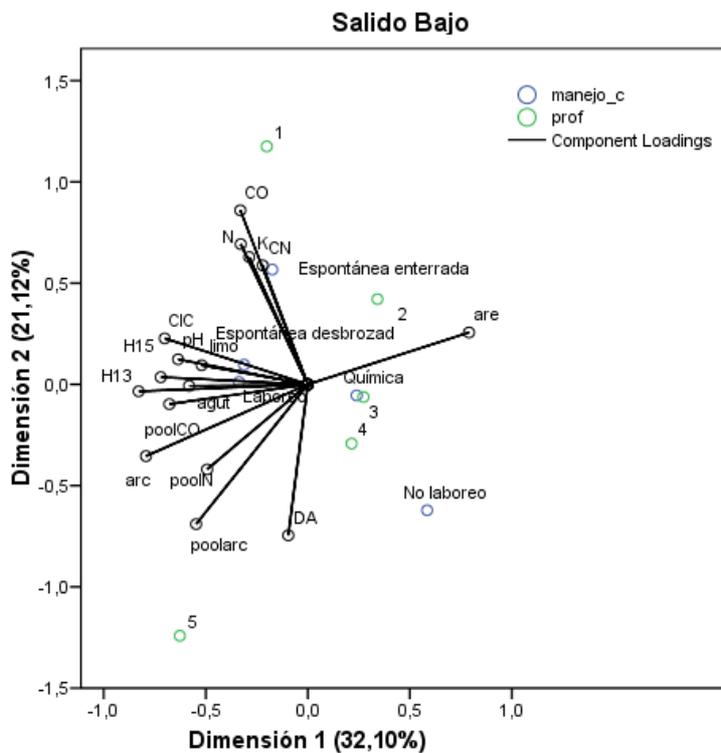


Figura 5.29. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para la finca de Salido Bajo (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

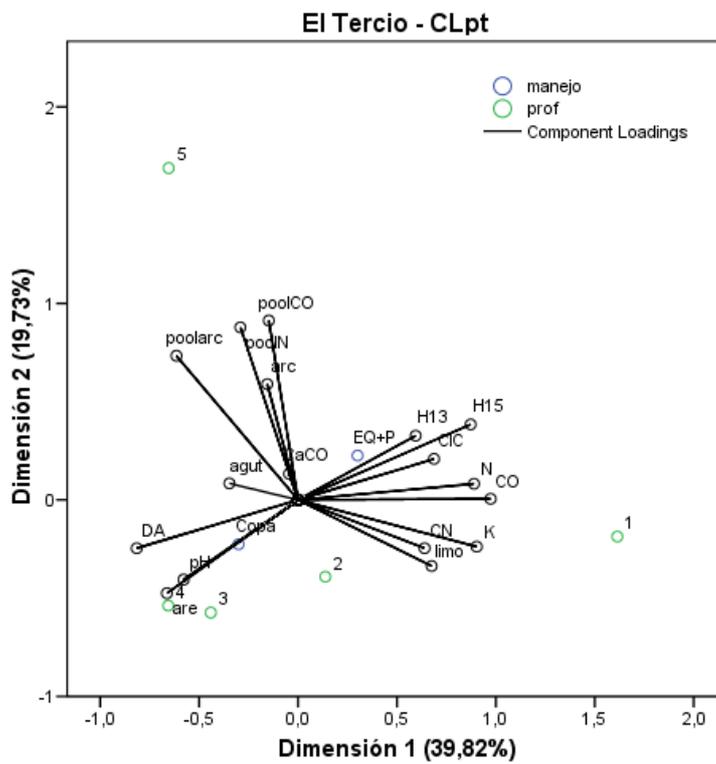


Figura 5.30. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para el suelo CLpt de la finca de El Tercio (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

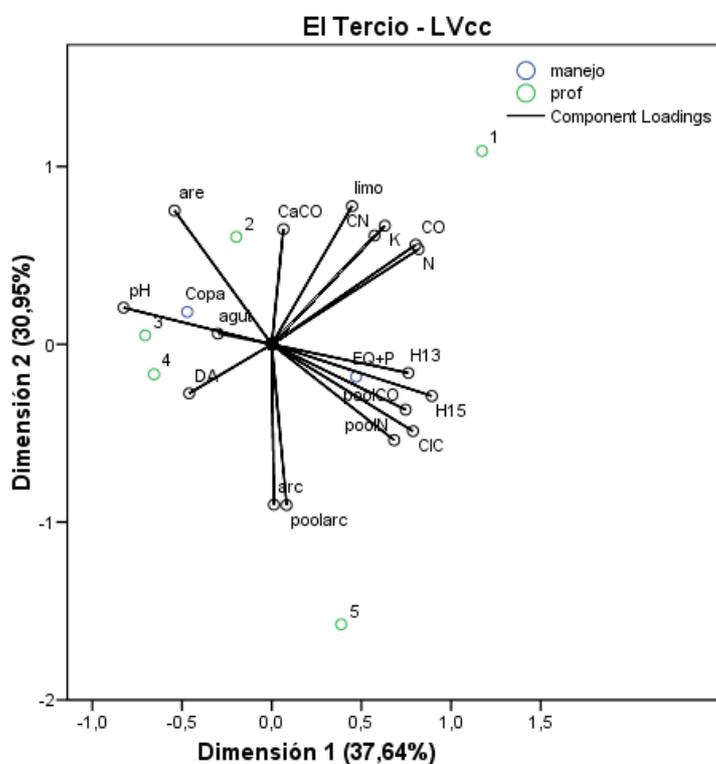


Figura 5.31. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para el suelo LVcc de la finca de El Tercio (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

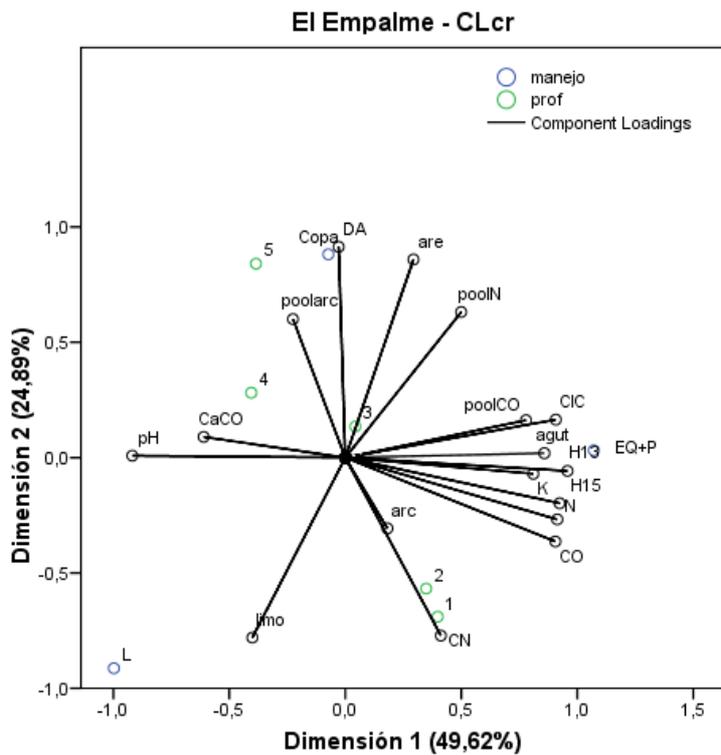


Figura 5.32. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para el suelo CLcr de la finca de El Empalme (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

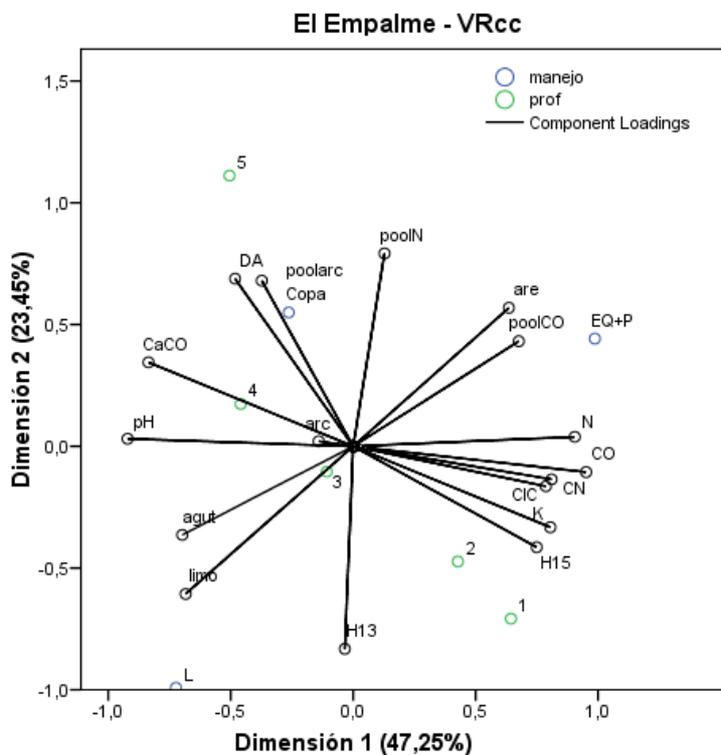


Figura 5.33. Diagrama de saturaciones en los componentes y centroides para el suelo VRcc de la finca de El Empalme (entre paréntesis, porcentaje de la varianza explicado por cada dimensión). Método: análisis de componentes principales categórico.

En cuanto a la profundidad, los cinco intervalos muestreados mostraron un patrón similar para todas las fincas, situándose las dos primeras profundidades en la zona con saturaciones positivas en la dimensión 1 y el resto en la zona con saturaciones negativas. Este esquema no aparece en la finca Salido Bajo y en el LVcc de El Tercio (Figuras 5.29 y 5.31), donde la última profundidad tomó puntuaciones igualmente positivas. Este hecho puede ser explicado por los altos valores de arcilla registrados en esta profundidad por discontinuidades en el material original (en el primer caso) y procesos de iluviación de arcilla (en el segundo), que modificaron el valor de otros parámetros como la CIC. Estos cinco intervalos presentaron también una disposición lineal y ordenada desde el CO a la ρ_d que se repite en todas las fincas, indicando la tendencia de las variables a medida que descendemos en el perfil. La situación opuesta de la primera y última profundidad influye de forma importante en la colocación de los pools de CO, N y arcilla, ya que la primera profundidad tiene un espesor de sólo 2 cm frente a los 15 cm de la profundidad 5. Esto hace que el pool de CO ocupe una posición intermedia entre la última capa muestreada y el manejo con mayor contenido en CO (generalmente la vegetación nativa).

La situación de las distintas fracciones texturales en el diagrama dependió de los manejos que se aplicaron en cada finca. Como norma general, el limo se orientó hacia el laboreo excepto en El Tobazo, que lo hizo la arena. La escasa distancia de la arcilla al centroide en algunas fincas como El Empalme, donde se aportan grandes cantidades de material vegetal, indicó la menor significación de esta fracción en la variación existente entre los manejos.

La relación C/N presentó una correlación alta con el CO en todas las fincas excepto en Castillo y La Torre (Figuras 5.24 y 5.27), donde se vio modificada por el alto contenido en CO en el primer caso y por los bajos valores de N en el segundo. La CIC se situó próxima al CO en todos los casos, aunque en el LVcc de El Tercio (Figura 5.31) ocupó una posición intermedia entre éste y la arcilla como hemos indicado anteriormente. El K mostró una buena correlación con el CO a excepción de algunas fincas como Matallana (Figura 5.25), donde se registraron valores altos en manejos con menor concentración de CO.

La finca Salido Bajo, la única con ausencia de carbonatos, presentó una distribución de las propiedades del suelo diferente al resto de casos. A pesar de que las profundidades se alinearon igual que en las otras fincas, algunas propiedades se colocaron de forma diferente de acuerdo con los manejos empleados. Las puntuaciones más altas de CO, N y K se

registraron en la cubierta EEE mientras que la CIC y la retención de agua por el suelo se incrementó también en la cubierta EDE y el L, lo que quedó reflejado en las diferencias en la dimensión 2 del diagrama de saturaciones.

La distribución de las variables en la finca de El Tercio también presentó algunas diferencias con respecto a las demás, posiblemente debido a la ausencia de manejos comunes con el resto de fincas. El suelo bajo copa, además, presentó características muy diferentes a los suelos de centro de calle y su incorporación al análisis en esta finca y en El Empalme modificó la situación de las variables en el diagrama de saturaciones con respecto a las demás. En el CLpt, por ejemplo, el CaCO_3 se situó muy cerca del centroide y no se correlacionó con la ρ_d ni con el pH. Estas variables, junto con la arena y el agua útil, se posicionaron cerca del suelo bajo copa. Lo mismo ocurrió en el LVcc aunque el CaCO_3 adquirió un mayor peso. En este suelo, su baja concentración no afectó al valor de pH ni se vio relacionado con la profundidad, ya que por mantener las profundidades establecidas para todo el estudio no se muestreó el horizonte de acumulación de CaCO_3 , situado a más de 30 cm de profundidad.

En la finca de El Empalme, la ρ_d no se correlacionó con el pH ni con el CaCO_3 , alcanzando las máximas puntuaciones en la zona bajo copa del olivo, junto con la arena. Tampoco la última profundidad (5) afectó a la posición del pool de CO debido a la mayor importancia que adquirió el contenido en CO por la alta adición de residuos orgánicos en la superficie de la cubierta EQ+P.

5.3 Consideraciones generales al análisis de suelos

5.3.1 Carbono orgánico

El elemento que más se vio influenciado por los cambios de uso y manejo del suelo fue el CO, considerado como indicador de la calidad del suelo por excelencia (Franzluebbers, 2002; Jarecki y Lal, 2005; Shukla et al., 2006). En la Tabla 5.44 se observan los valores medios de carbono orgánico por fincas y manejos. La vegetación nativa registró los valores más altos (media de $115,0 \pm 42,8$ Mg C ha⁻¹), con máximos en las fincas de Castillo, Deifontes y La Torre (>100 Mg C ha⁻¹). Las zonas que presentaron los valores más bajos (El Tobazo y Matallana) se situaron en terrenos desfavorables y menos aptos para cultivos, con alto contenido en grava y abundante pedregosidad. Estos factores pueden limitar el desarrollo de la vegetación (Burel y Baudry, 2002) y por lo tanto el contenido en CO en el suelo. Las altas desviaciones registradas en la vegetación nativa y la cubierta química con restos de poda se debieron a variaciones en el aporte de restos vegetales entre fincas.

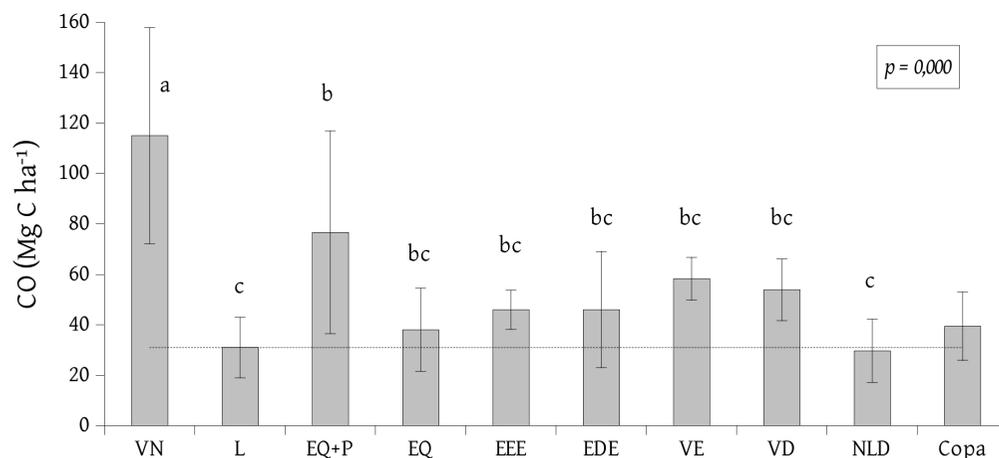
Los resultados obtenidos en este trabajo fueron similares a los registrados por otros autores en zonas con vegetación nativa en el área Mediterránea (Rodríguez-Murillo, 2001; Rovira y Vallejo, 2007; Oyonarte et al., 2008; Almagro et al., 2010; Pérez-Bejarano et al., 2010), aunque ligeramente superiores a los medidos en áreas de montaña por Álvarez et al. (2007). En cuanto a su distribución en el perfil, Jobbágy y Jackson (2000) señalaron que el 50% del CO medido en los primeros 100 cm de un suelo de bosque se localiza en los primeros 20 cm y disminuye en profundidad. En este trabajo, esta pauta se repite en todas las fincas, con valores altos en los primeros 5 o 10 cm y descensos a partir de esta profundidad. De hecho, más del 70% del CO registrado en los 30 cm del perfil se localizó en los primeros 15 cm.

Tabla 5.44. Valores medios (\pm desviación típica) de carbono orgánico (Mg C ha^{-1}) para el perfil estudiado (0-30 cm) en cada finca y manejo realizado.

| Finca | VN | L | EQ | EQ+P | EEE | EDE | VE | VD | NLD | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-------------|-------------------|---------------------|--------------------|-------------------|------------------|--------------------|-----------------|------------------|-----------------|-----------------|-----------|--------------|
| Castillo | 148,0 \pm 40A | 14,7 \pm 1,6aB | 59,9 \pm 5,8aB | - | - | - | - | - | 45,9 \pm 9,9B | - | 22,57 | 0,000 |
| Matallana | 82,8 \pm 5,3A | 32,2 \pm 2,8abcB | 49,4 \pm 4,0abcC | 60,6 \pm 0,8bC | - | - | - | - | - | - | 102,69 | 0,000 |
| El Tobazo | 87,9 \pm 22,2A | 31,4 \pm 4,3abcB | - | - | - | 80,8 \pm 7,7aA | - | - | - | - | 12,73 | 0,007 |
| La Torre | 104,2 \pm 41,3A | 21,9 \pm 3,5abcB | 33,6 \pm 2,3bcBC | - | - | 48,2 \pm 8,4bC | - | - | - | - | 16,93 | 0,001 |
| Deifontes | 152,0 \pm 49,7A | 44,8 \pm 8,0cB | - | - | 55,0 \pm 2,7aB | - | 58,3 \pm 8,5B | 53,9 \pm 12,2B | - | - | 10,80 | 0,001 |
| Salido Bajo | - | 39,0 \pm 15,8bcAB | 25,8 \pm 13,1cAB | - | 42,1 \pm 5,5bA | 30,3 \pm 10,8bAB | - | - | 22,8 \pm 4,1B | - | 4,17 | 0,008 |
| El Tercio | - | - | - | 41,7 \pm 12,1b | - | - | - | - | - | 32,4 \pm 11,2 | - | - |
| El Empalme | - | 26,8 \pm 0,7abc | - | 119,8 \pm 22,7a | - | - | - | - | - | 46,6 \pm 12,5 | 64,44 | 0,000 |
| Media | 115,0 \pm 42,8 | 31,0 \pm 12,0 | 38,1 \pm 16,5 | 76,7 \pm 40,2 | 46,0 \pm 7,8 | 46,1 \pm 23,0 | - | - | 29,7 \pm 12,6 | 39,5 \pm 13,5 | | |
| ANOVA (F) | 2,59 | 4,46 | 10,33 | 35,01 | 14,19 | 28,13 | - | - | 30,21 | 4,30 | | |
| Sig. (p) | 0,101 | 0,005 | 0,001 | 0,000 | 0,005 | 0,000 | - | - | 0,001 | 0,065 | | |

Columnas con letras minúsculas diferentes indican diferencias entre fincas y filas con letras mayúsculas diferentes indican diferencias entre manejos, de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.



VN > EQ+P > VE > VD > EEE = EDE > EQ > Copa > L > NLD

Figura 5.34. Valores medios de carbono orgánico acumulado en el perfil (30 cm) para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

Cambio en el uso del suelo

El cambio de vegetación nativa a cultivo observado en este trabajo disminuyó significativamente la cantidad de CO del suelo, coincidiendo con lo señalado por otros autores (Paustian et al., 1997; Guo y Gifford, 2002; Dawson y Smith, 2007). Tal como señaló Smith (2008), las pérdidas fueron mayores en las fincas donde las manchas de VN presentaron concentraciones más altas.

El manejo convencional del olivar se caracteriza por generar suelos muy pobres, con un bajo contenido en nutrientes, horizontes superficiales decapitados y un escaso espesor útil (Aguilar et al., 1995b; Beaufoy, 2001). En este trabajo, la degradación quedó reflejada en los bajos valores de CO registrados en todas las fincas bajo laboreo convencional. Todas ellas presentaron concentraciones similares, con diferencias significativas solo entre las fincas de Deifontes y Castillo (Tabla 5.44) que pudieron venir condicionadas por la pendiente del terreno y la intensidad de los procesos erosivos, entre otros factores.

Tras cambiar el uso de vegetación nativa a olivar labrado se produjeron pérdidas de CO de más del 60% en todas las fincas estudiadas, con máximos de hasta el 90% en Castillo de Tajarja. También otros autores han registrado drásticos descensos en la concentración de CO al cambiar el uso del suelo. La revisión realizada por Guo y Gifford (2002) señaló descensos del 59% al cambiar el uso de pasto a cultivo. Boix-Fayos et al. (2009) registraron pérdidas próximas al 46% en el CO total para las conversiones de matorral y pasto a agricultura. En los cultivos de olivar, la erosión es uno de los principales factores que afecta a la pérdida de CO del suelo (Beaufoy, 2001). Los valores registrados en este trabajo, ligeramente similares a los señalados por la bibliografía, indican la importante degradación que han sufrido las fincas estudiadas tras más de 100 años de labores agrícolas.

En el olivar, la pérdida de CO asociada al cambio de uso está relacionada en primer lugar con una baja densidad de plantación, que afecta directamente al porcentaje de suelo cubierto (Francia et al., 2006). De hecho, casi el 50% de la superficie queda desnuda y desprotegida durante todo el año, favoreciendo la erosión y degradación de estas áreas. Además, la explotación de un terreno agrícola se caracteriza por la extracción continuada de productos y la eliminación de los restos del cultivo (Lal, 2004; Chivenge et al., 2007). En el olivar, a las extracciones que se producen por la recolección de la aceituna se le une la quema de los

restos de poda, lo que hace que las entradas de biomasa al suelo sean menores que las salidas.

Los suelos labrados han recibido el mismo manejo durante más de 30 años. Zimmermann et al. (2007) señalaron que a partir de este tiempo se puede considerar que el suelo ha alcanzado el estado de equilibrio. En nuestro caso, para comprobarlo, se realizó una búsqueda bibliográfica para olivares labrados al menos durante 30 años en áreas cercanas. Finalmente se seleccionaron 100 perfiles de Soria (2002) y Parra et al. (2003) distribuidos por las provincias de Jaén y Málaga, que presentaron un valor medio de carbono en el suelo de $34,6 \pm 9,1$ Mg C ha⁻¹. Los valores registrados en las parcelas labradas de este trabajo ($31,0 \pm 12,0$ Mg C ha⁻¹) no presentan diferencias significativas con este valor bibliográfico, por lo que podemos suponer estado de equilibrio. Rodríguez-Murillo (2001) estimó la cantidad de carbono almacenada en los suelos de olivar de la Península Ibérica en $39,9 \pm 28,3$ Mg C ha⁻¹ aunque no diferenció entre manejos de suelos. Los resultados obtenidos en este trabajo también coinciden con los señalados por otros autores para diversos olivares bajo laboreo convencional, con concentraciones en los primeros 20 centímetros que oscilan entre 0,61 y 1,66% (Álvarez et al., 2007; Castro et al., 2008; Martínez-Mena et al., 2008; Gómez et al., 2009b; Almagro et al., 2010). La finca Castillo de Tajarja, que presentó los valores más bajos, apenas alcanzó un 0,5% de CO en los primeros centímetros del suelo, coincidiendo con los resultados obtenidos por Aguilar et al. (1995a) para olivares jiennenses fuertemente erosionados.

Para un tipo de suelo dado, el CO almacenado varía dependiendo de las entradas en forma de materia orgánica y de las salidas por mineralización y/o erosión (Sainju et al., 2006; Smith, 2008). De hecho, las pérdidas de carbono en suelos labrados se producen mayoritariamente en las capas más superficiales debido al efecto conjunto de ambos procesos (Dawson y Smith, 2007). En este trabajo, los bajos niveles de CO se relacionaron con tres hechos que sucedieron de forma paralela y complementaria. En primer lugar, una baja reposición de los restos del cultivo y de elementos nutritivos hace que disminuya la fertilidad del suelo y por lo tanto la formación de nueva biomasa vegetal (Jarecki y Lal, 2003; Smith, 2008). En olivares manejados de forma convencional, las salidas de biomasa son mayores que las entradas ya que junto con la quema de los restos de poda, en la recogida de los frutos se extraen otros residuos que también son extraídos del sistema (Beaufoy, 2001). Además, la labor que se da en el centro de la calle y el empleo de herbicida en los ruedos controlan la germinación de plantas adventicias,

disminuyendo así el aporte de restos vegetales.

En segundo lugar, el laboreo favoreció la mineralización de la materia orgánica al afectar a una serie de condiciones físicas y químicas que influyen sobre ésta (humedad, temperatura, aireación, disponibilidad de nutrientes, accesibilidad física de la materia orgánica por microorganismos y enzimas, etc). Así, el arado produjo una alteración física en las primeras capas del suelo que provocó una destrucción de su estructura y con ello una mayor pérdida de carbono (Balesdent et al., 2000; Paustian et al., 2000; Jarecki y Lal, 2003).

En tercer lugar, la rotura de los agregados también ha sido relacionada con incrementos en las tasas de erosión (Hernández et al., 2005; Gómez et al., 2008, 2009a). Francia et al. (2006) señalaron rangos de erosión en olivares labrados que oscilaban entre 1,0 y 10,4 Mg ha⁻¹. Martínez-Mena et al. (2008) registraron pérdidas de CO asociadas a la erosión en un olivar labrado de 0,05 Mg ha⁻¹ tras 15 meses. En nuestro trabajo, a pesar de que no se realizaron estas medidas, se observaron en campo cárcavas y regueros, así como raíces del árbol por encima de la superficie del suelo. Estos hechos indicaron importantes procesos de escorrentía, siendo especialmente visibles en la finca de Castillo, donde los suelos estaban prácticamente decapitados. Este hecho no sólo está relacionado con una elevada pérdida de CO a través de los sedimentos, sino también con otros muchos nutrientes (Francia et al., 2006; Martínez-Mena et al., 2008; Rodríguez-Lizana et al., 2008).

Cambio en el manejo del suelo

La adopción de prácticas de manejo que mantienen el suelo cubierto por vegetación incrementaron el contenido en CO en los primeros 30 cm de todas las fincas estudiadas (Figura 5.34) excepto en Salido Bajo, donde el aumento sólo se registró en los 2 cm superficiales. En general, los incrementos fueron más altos en las fincas que presentaron valores iniciales muy bajos. Al comparar los valores en la cubierta con el laboreo previo para cada una de las fincas se observó que los manejos ecológicos (tanto desbrozado como enterrado) acumularon más carbono que las cubiertas químicas (rangos de 30-80 Mg C ha⁻¹ frente a 25-59 Mg C ha⁻¹, respectivamente). Sin embargo, el manejo que registró los valores más altos fue la cubierta EQ+P de la finca El Empalme, con incrementos entre 5 y 4 veces el valor inicial. Estos aumentos están relacionados con el elevado aporte de restos vegetales y otros residuos (Tabla 5.2) que se realizó en esta finca durante un tiempo prolongado (entre 6 y 10 años). Después de esta

cubierta, el mayor incremento con respecto al suelo labrado (>100%) se registró en la cubierta ecológica desbrozada, siendo menor en el resto (53, 30, 23 y 20% en la cubierta química, de veza enterrada, enterrada ecológica y de veza desbrozada, respectivamente).

Los incrementos en CO registrados tras el cambio de manejo en las fincas de Castillo de Tajarja y Salido Bajo presentaron diferencias con respecto al resto de localizaciones. La cubierta química de Castillo, a pesar de que no generó cantidades de biomasa muy elevadas, alcanzó valores de CO en el suelo hasta 4 veces más altos que el laboreo convencional. En la parcela en no laboreo con suelo desnudo de esta finca, en la que se suprimió la labor y se controló la vegetación adventicia mediante herbicida, se registraron concentraciones hasta 3 veces superiores. Estas diferencias tan altas se debieron a los bajos niveles de partida en el suelo labrado y a una duración en el cambio de manejo mayor de 10 años. En Salido Bajo, sólo la cubierta enterrada ecológica presentó valores de CO más altos que el laboreo, debido principalmente a un aporte similar en ambos manejos de biomasa vegetal y a la presencia de una capa compacta e impermeable en los 40–50 cm de profundidad, que limitó el drenaje y redujo la mineralización de la materia orgánica que era enterrada (Castro et al., 2008). De esta forma, los mayores porcentajes se registraron en la parcela que recibió aporte de restos vegetales junto con pase de labor (laboreo y ecológica con enterrado), mientras que los más bajos se midieron en el no laboreo, donde no se aportó biomasa.

El efecto del enterrado de los restos vegetales sobre el contenido total en CO se observó en los 30 cm estudiados de las fincas Deifontes y Salido Bajo. En Deifontes, en la que se aportaron cantidades similares de biomasa aérea, se obtuvieron concentraciones más altas de CO en las dos parcelas con enterrado (enterrada ecológica y veza enterrada) frente a la desbrozada (veza desbrozada), aunque sin diferencias significativas entre ellas (Tabla 5.44). En Salido Bajo también se observó que a igualdad de aporte de biomasa (Tabla 5.2), la cubierta enterrada aumentaba el contenido en CO frente a las que dejaban los residuos vegetales en superficie (Tabla 5.44). Estos resultados, a priori, parecen no coincidir con los obtenidos por Paustian et al. (2000), quienes señalaron que a igualdad de input de carbono, los pases de labor incrementan la respiración del suelo y por lo tanto disminuyen el contenido total en CO. Hernanz et al. (2009) también registraron una mayor concentración de CO en un cultivo con rotación de cereal/leguminosa bajo no laboreo que en laboreo convencional o mínimo. En nuestro trabajo, este efecto fue observado solo en los 2 primeros centímetros del suelo, donde

el contenido en CO en ambas fincas se triplicó con respecto al laboreo y se duplicó con respecto a la cubierta enterrada. A partir de esta profundidad, los valores más altos se registraron en los manejos con enterrado debido a la redistribución de los aportes de carbono en la capa afectada por la labor (15–20 cm), hasta igualarse en la última profundidad estudiada.

El balance neto final en este trabajo muestra que la protección que ejerce el enterrado de los restos sobre la descomposición de la materia orgánica (Almagro et al., 2010) es mayor que las pérdidas que se puedan asociar al incremento de la mineralización por la labor (Paustian et al., 2000). En Deifontes, este resultado parece estar relacionado con un corto tiempo de manejo (5 años) que hace que los incrementos en relación con el manejo anterior (laboreo) sean aún muy altos, y con un mayor contenido en arcilla en profundidad. En el caso de Salido Bajo, puede ser atribuido a la presencia de una capa impermeable en profundidad que limita el drenaje y con ello los procesos de mineralización (Castro et al., 2008). No obstante, son necesarias nuevas experiencias en olivar que contrasten estos resultados y demuestren si el enterrado ocasional de restos vegetales incrementa o disminuye la fijación de CO en el suelo.

Muchos autores han señalado incrementos en el CO del suelo al cambiar el manejo de laboreo a otro alternativo, especialmente en las capas más superficiales del suelo. En experimentos recientes a corto y largo plazo llevados a cabo en cultivos de grano del área mediterránea, los valores de CO y N aumentaron en los primeros 5–15 centímetros al dejar en superficie los restos de la cosecha (López-Fando et al., 2007; Martín-Rueda et al., 2007; Ordóñez-Fernández et al., 2007). También en olivares, los manejos de suelo que favorecieron el aporte de restos orgánicos resultaron en un aumento en el contenido en CO. Gómez et al. (2009b) indicaron que la implantación de cubierta química duplicaba el contenido en CO frente al laboreo. Álvarez et al. (2007) registraron incrementos máximos del 7% en olivares ecológicos con pastoreo mientras que Hernández et al. (2005) registraron incrementos de aproximadamente el 50% al dejar una cubierta vegetal natural que se eliminaba mediante labor. En cubiertas con restos de poda también se han registrado importantes aumentos en el contenido en CO principalmente en los primeros centímetros del suelo, con resultados similares a los registrados en las fincas de Matallana y El Tercio (Ordóñez et al., 2001; Sofó et al., 2005; Rodríguez-Lizana et al., 2008).

Las variaciones en CO tras cambiar el manejo del suelo están relacionadas con un incremento de las entradas de biomasa por la cubierta (raíces y aérea) y a un descenso de las pérdidas. Smith (2008) indicó que este tipo de manejos (cubierta vegetal viva o adición de restos de

cosecha) disminuían las pérdidas de CO del suelo al reducir los impactos que se generan tras el labrado, principalmente la erosión y la mineralización de la materia orgánica. En olivares mediterráneos los menores efectos de la erosión y la mineralización frente al laboreo han sido documentados para cubierta química (Francia et al., 2006; Gómez et al., 2009ab), de restos de poda (Rodríguez-Lizana et al., 2008) y ecológico (Álvarez et al., 2007).

Bajo la copa del olivo, los valores de CO fueron más altos que los medidos en laboreo convencional y similares a los registrados en no laboreo con suelo desnudo. Ordóñez et al. (2001) registraron concentraciones medias de CO en esta zona del 0,9% para los 30 primeros cm del suelo, coincidiendo con el Vertisol cálcico de El Empalme. En el resto de los casos, los valores fueron más altos excepto en el Luvisol cálcico de El Tercio (media $0,5 \pm 0,1\%$). En esta zona, los valores de CO están determinados por una gran presencia de raíces y por la caída directa de hojas, flores o frutos, entre otros, que aunque se barren anualmente y se depositan en el centro de la calle, permanecen en superficie un tiempo variable. Según Gómez et al. (1999) y Soria et al. (2005), la concentración de CO bajo la copa del olivo puede incrementarse hasta un 27% con respecto al suelo labrado. En nuestro estudio, sólo disponemos de datos de CO bajo copa y labrados en la finca de El Empalme, donde también se registraron incrementos notables con respecto al laboreo, siendo un 40% mayores en el Vertisol cálcico y duplicando su concentración en el Calcisol crómico.

A lo largo del perfil, las variaciones registradas en este trabajo fueron similares a las señaladas por otros autores en cultivos del área mediterránea (Ordóñez et al., 2001; Hernanz et al., 2002). Las diferencias en la concentración de CO entre el laboreo y la cubierta se registraron en los primeros 5-10 cm debido al aporte superficial de los restos junto y la influencia de las raíces de la cubierta. No obstante, en las fincas de El Tobazo, La Torre y El Empalme las diferencias alcanzaron los 30 cm estudiados. Jobbágy y Jackson (2000) señalaron que las mayores cantidades de carbono del suelo se acumulan en los primeros 20 cm, alcanzando en bosques el 50% del CO total registrado en el primer metro de profundidad. En este trabajo, todos los manejos presentaron en los primeros 15 cm más del 50% del CO medido en el perfil, con medias superiores al 70% en la vegetación nativa y la cubierta con restos de poda, seguida de las desbrozadas mecánica o químicamente (aproximadamente el 67%). Las cubiertas con enterrado concentraron en los primeros 15 cm entre el 57 y el 66% del CO total. Los porcentajes más bajos se correspondieron con el olivar labrado y en no laboreo con suelo desnudo (53 y

58% respectivamente).

5.3.2 Factores que afectan al contenido en carbono orgánico

Dentro de un mismo manejo, el contenido en CO presentó diferencias significativas entre fincas excepto en la vegetación nativa y bajo la copa del olivo (Tabla 5.44), indicando la importancia de otros parámetros propios de cada zona sobre la evolución de este elemento. Franzluebbers (2002) señaló que la materia orgánica del suelo varía según las condiciones medioambientales y de manejo, incrementando generalmente con una mayor precipitación anual, menor temperatura anual, altos contenidos en arcilla, altas entradas de residuos vegetales, en vegetación nativa frente a cultivos y en laboreo de conservación frente a laboreo convencional. La Tabla 5.45 muestra la influencia de algunos de estos parámetros (arcilla, temperatura, precipitación, entrada de carbono y años de manejo) sobre el contenido en CO. El efecto del manejo y el tipo de suelo han sido discutidos anteriormente, por lo que en este Apartado nos centramos en el estudio de las covariables.

| Factores | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|--------------------|-----------|--------------|
| Manejo | 4,402 | 0,000 |
| Tipo de suelo | 9,151 | 0,000 |
| Covariables | ANOVA (F) | Sig. (p) |
| Arcilla | 15,530 | 0,000 |
| Temperatura | 0,007 | 0,932 |
| Precipitación | 5,689 | 0,019 |
| Entrada de carbono | 5,054 | 0,027 |
| Años de manejo | 0,758 | 0,387 |

Tabla 5.45. ANCOVA multifactorial para la variable CO ($Mg\ C\ ha^{-1}\ 0-30\ cm$) en los suelos de olivar.

$$R^2 = 0,913\ (R^2\ corregida = 0,878)$$

El contenido en arcilla es uno de los principales factores del suelo que afectan a la concentración de CO y a su estabilidad (Dawson y Smith, 2007). De hecho, trabajos previos han señalado menores pérdidas de CO en terrenos agrícolas arcillosos, ya que esta fracción tiende a acumularlo y retenerlo durante más tiempo (Percival et al., 2000; Arrouays et al., 2006). Tal y como se ha comentado en el Apartado 5.2, la arcilla presentó altas correlaciones con el CO en los suelos labrados y no labrados sin aportes vegetales. Este hecho está relacionado con los resultados obtenidos por Hassink (1997), que señaló altas correlaciones entre las partículas más finas del suelo y la fracción de CO menor de 20 μm . Según este autor, la biomasa adicionada al

suelo, con tamaños mayores de 20 μm , disminuye la correlación con la textura. Estos resultados coinciden con los obtenidos en este trabajo, donde la relación entre el CO y la arcilla desaparece en los suelos con altos aportes de biomasa y especialmente en la vegetación nativa.

Las características climáticas también afectan a la concentración de CO en el suelo ya que determinan la velocidad de mineralización de los restos orgánicos (Parton y Rasmussen, 1994; Coleman y Jenkinson, 1996). En general, en los climas húmedos aumenta la productividad (mayor aporte de biomasa al suelo). Sin embargo, cuando el incremento de la humedad coincide con altas temperaturas, las pérdidas de carbono asociadas a la mineralización son mayores. En ecosistemas con menor precipitación (de áridos a subhúmedos) se limita la producción pero también disminuye la tasa de descomposición, dando lugar a mayores incrementos en el carbono orgánico del suelo (Jobbágy y Jackson, 2000). En relación con esto, Franzluebbers (2002) señaló que climas secos y cálidos acumulan menos cantidad de CO que climas fríos y húmedos. También Freibauer et al. (2004) señalaron que los mayores índices de descomposición ocurren en regiones donde las altas temperaturas del verano coinciden con condiciones de humedad, mientras que disminuyen en zonas donde las condiciones de humedad coinciden con bajas temperaturas. En este trabajo, no se detectó el efecto de la temperatura del aire en la variación de CO (Tabla 5.45) debido a las bajas diferencias registradas entre localizaciones (Tabla 5.46), mientras que la precipitación, que afecta al grado de desarrollo de la cubierta (Apartado 5.1), sí presentó diferencias significativas.

Tabla 5.46. Porcentaje medio de arcilla, temperatura media y precipitación anual de las fincas de estudio.

| Finca | Arcilla (%) | Temperatura anual media ($^{\circ}\text{C}$) | Precipitación anual (mm) |
|------------|-------------|--|--------------------------|
| Castillo | 43 \pm 8 | 15,2 | 452 |
| Matallana | 46 \pm 5 | 16,0 | 577 |
| El Tobazo | 37 \pm 5 | 14,0 | 482 |
| La Torre | 26 \pm 5 | 17,1 | 454 |
| Deifontes | 27 \pm 6 | 14,1 | 672 |
| Salido | 22 \pm 11 | 16,6 | 578 |
| Tercio | 42 \pm 9 | 15,2 | 484 |
| El Empalme | 33 \pm 3 | 16,7 | 552 |

El manejo con cubierta vegetal y el mantenimiento de los restos en la superficie generó a su vez un efecto mulching que limitó la evaporación manteniendo el suelo húmedo más tiempo. En un caso extremo, como puede ocurrir en Salido debido a la limitación del drenaje,

condiciones próximas a la saturación inhiben la descomposición de la materia orgánica debido a una reducción en la difusión y disponibilidad de oxígeno (Paustian et al., 1997). De esta forma, los procesos de mineralización se vieron ralentizados en los suelos con cubierta. También en el olivar labrado, las diferencias en el contenido en CO entre fincas (atribuido a diferentes grados de degradación) se vieron incrementadas por estos hechos. Así, en Castillo, donde se midieron las concentraciones más bajas, se registró una menor precipitación y reserva de agua (Figura 3.3) con respecto al resto de las fincas. En Deifontes y Salido, con valores más altos, el suelo se mantuvo húmedo durante más tiempo (reserva de agua) debido a mayores precipitaciones, y restricciones en el drenaje, respectivamente.

En general, los restos vegetales que se acumulan en la superficie del suelo actúan como una fuente de nutrientes que, dependiendo de su composición y del ritmo de acumulación van a determinar su ciclo, el flujo de energía y la producción primaria del sistema (Goma-Tchimbakala y Bernhard-Reversat, 2006). Como ya se ha discutido anteriormente, la cantidad de residuo generado y añadido al suelo modificó significativamente el porcentaje de CO almacenado (Tabla 5.45), con valores más altos los suelos con mayor aporte. En cuanto a la influencia del tiempo sobre el CO del suelo, Romanyà et al. (2000) detectaron importantes variaciones ligadas a este factor tras repoblar cultivos abandonados. Así, en los primeros años el porcentaje de CO descendió debido a la escasa producción de residuos por el árbol, incrementándose en los años siguientes. En este trabajo, donde se observaron aumentos en el CO tras implantar la cubierta, cabe esperar un aumento del CO desde el primer año ya que partimos de suelos muy degradados. Por otro lado, es importante considerar que la concentración de CO tiende a alcanzar un estado de equilibrio a lo largo del tiempo cuando se mantiene constante el manejo del suelo, por lo que mayor antigüedad no se corresponde necesariamente con mayores concentraciones. Este hecho se detectó en el ANCOVA multifactorial, ya que la relación con los años de manejo no fue significativa debido a las diferencias existentes entre las fincas. Concretamente, Salido Bajo (con 30 años de cubierta) no presentó los valores más altos de CO probablemente debido al alto contenido en arena o a que se encuentra cerca del estado de equilibrio.

5.3.3 Efecto del carbono orgánico sobre el resto de propiedades del suelo

Los diagramas de dispersión estudiados en el Apartado 5.2.9 muestran la importancia del CO sobre otras propiedades del suelo. A continuación se analiza el efecto de este constituyente sobre los principales parámetros que afectan a la calidad del suelo.

5.3.3.1 Estratificación del carbono orgánico

La estratificación del CO es un índice que puede utilizarse para evaluar la calidad o el funcionamiento del ecosistema suelo, ya que la materia orgánica superficial es esencial en el control de la erosión, la infiltración del agua y/o la conservación de nutrientes (Franzluebber, 2002). Uno de los efectos más pronunciados del no laboreo continuado es la estratificación del CO a lo largo del perfil del suelo.

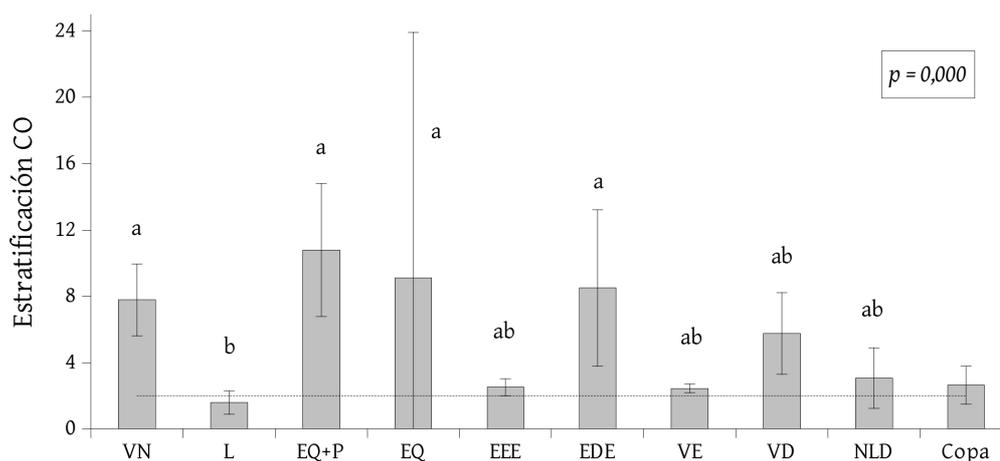


Figura 5.35. Valores medios de estratificación del carbono orgánico en el perfil (30 cm) para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

Los valores más altos se registraron en los suelos con aporte de restos vegetales y ausencia de labor (EQ+P, EQ y EDE), presentando diferencias significativas con el laboreo convencional (Figura 5.35). En estas cubiertas, los ratios fueron más altos que para la vegetación nativa aunque sin diferencias significativas. Esto se debió a los bajos valores registrados en profundidad en los suelos cultivados frente a los naturales, lo que hizo que disminuyera este

ratio. Franzluebbbers (2002) indicó que ratios de estratificación del CO mayores de 2 suelen ser poco frecuentes en condiciones de degradación. En este trabajo sólo en los terrenos labrados los ratios fueron menores de 2, con valores ligeramente superiores en los suelos de no laboreo desnudo ($3,1 \pm 1,8$). Los resultados obtenidos en las cubiertas vegetales, mayores de 2 en todos los casos, confirmaron un aumento de la calidad del suelo, constituyendo un freno a procesos erosivos y degradativos del mismo.

A pesar de que las concentraciones de CO en el perfil estudiado fueron mayores en las parcelas enterradas que en las desbrozadas, la estratificación disminuyó considerablemente por efecto de la labor, alcanzando ratios menores a 3. Según los resultados obtenidos en este trabajo, si el objetivo del manejo es incrementar el contenido en CO, las cubiertas enterradas parecen ser las más efectivas. Sin embargo, si el objetivo es proteger el suelo frente a la erosión es mejor dejar los residuos en superficie y prescindir de la labor, ya que valores bajos de estratificación (como en el laboreo) están relacionados con problemas de erosión.

Estos resultados son similares a los registrados por otros autores para el área mediterránea (López-Fando et al., 2007; Hernanz et al., 2009), que señalaron valores próximos a la unidad bajo laboreo convencional y mayores para no laboreo. En zonas de vegetación natural, Jarecki y Lal (2005) también señalaron valores altos de estratificación del CO, oscilando entre 4 y 8, lo cual coincide con lo registrado en este trabajo.

5.3.3.2 Nitrógeno

El N del suelo proviene principalmente de la mineralización de la materia orgánica, por lo que los cambios en el uso y manejo del suelo también afectaron de forma significativa a su concentración. De hecho, las correlaciones entre el CO y el N fueron altas y positivas en todas las fincas y manejos (Apartado 5.2). Si bien el cambio de uso de vegetación nativa a olivar labrado da lugar a importantes pérdidas de N, los manejos que aumentan la entrada de restos vegetales en el suelo incrementan también su concentración (D'Haene et al., 2008). De hecho, las mayores concentraciones de N se registraron en las cubiertas con restos de poda de El Empalme y Matallana, y en la cubierta ecológica de El Tobazo, que presentaron las mayores concentraciones en CO (0,23 y 0,22% respectivamente). Estos resultados coinciden con los señalados por Bhogal et al. (2009), que indicaron que los residuos que presentaban una menor relación C/N (restos de almazara) tenían un mayor potencial para incrementar el N del suelo al

proporcionar más N por unidad de CO añadido. También Kurz et al. (2006) detectaron incrementos en los contenidos de N en los suelos pastoreados que recibían deposiciones de ganado frente a los que no. Los valores más bajos correspondieron en todos los casos al olivar labrado y bajo no laboreo con suelo desnudo, con porcentajes inferiores al 0,10% excepto en Matallana y Deifontes (con mayores concentraciones en CO). El resto de los manejos presentó concentraciones entre 0,10 y 0,20% (Figura 5.36). A lo largo del perfil se observó la misma tendencia que para el CO, con los mayores incrementos en los 5 primeros cm.

La concentración de N en el suelo también ha sido relacionada con el desbrozado mecánico o químico de la cubierta (Snapp y Borden, 2005). Sin embargo, en este trabajo no se detectaron diferencias significativas entre ambos manejos.

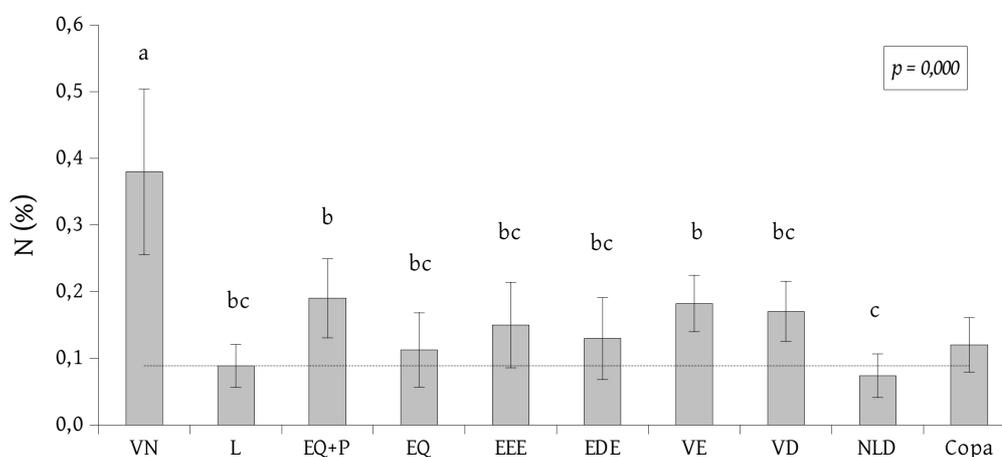


Figura 5.36. Valores medios de nitrógeno en el perfil (30 cm) para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

Otros autores han registrado incrementos similares en cultivos arbóreos como el olivo tras la implantación de cubiertas vegetales (Hernández et al., 2005; Soria et al., 2005; Castro et al., 2008; Gómez et al., 2009b; Ramos et al., 2010) y de restos de poda (Ordóñez et al., 2001) con respecto al laboreo. En cultivos de gramíneas en el área mediterránea también se han registrado aumentos en N al sustituir el laboreo tradicional por no laboreo con restos de cultivo en superficie (López-Fando et al., 2007; Martín-Rueda et al., 2007; Ordóñez-Fernández et al., 2007). En el caso de las cubiertas vegetales, algunos autores como Soria (2002) han señalado

un ligero descenso en el contenido en N durante los primeros años de su implantación debido al consumo de la misma, que desaparece a medida que aumenta el aporte de restos orgánicos. Este hecho no ha sido observado en este trabajo, ya que la adición de residuos vegetales proporcionó altas cantidades de N en todos los casos.

5.3.3.3 Relación C/N

La relación C/N indica el ritmo de mineralización de la materia orgánica y por tanto la disponibilidad de nitrógeno para las plantas. Según Giménez y Bratos (1985), valores de C/N menores de 10 indican una liberación excesiva de N, y entre 10 y 12 una liberación normal. En este trabajo, las áreas de vegetación nativa presentaron valores próximos a 10 en todo el perfil estudiado (Figura 5.37), mientras que casi todos los manejos de olivar presentaron valores próximos a 8 (mayores en la cubierta química con restos de poda). Este valor, a pesar de estar por debajo de la media indicada por Batjes (1996) para suelos de todo el mundo, es similar al registrado por otros autores en clima semiárido (Martínez-Mena et al., 2008; Ramos et al., 2010).

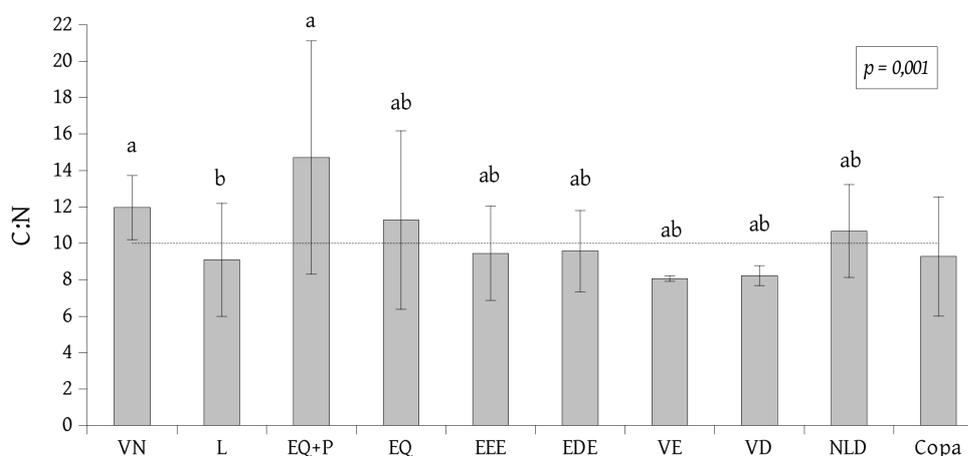


Figura 5.37. Valores medios de C/N en la capa de 0-5 cm para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

Las diferencias entre unos manejos de suelo y otros vinieron condicionadas por la profundidad del muestreo, quedando limitadas a los 5 primeros cm muestreados. Los valores más altos

fueron próximos o mayores de 10 en los manejos que dejaban los residuos en la superficie, indicando el predominio de procesos de humificación. Sin embargo, el valor fue menor de 10 bajo la copa del olivo y en los suelos con labor, señalando procesos de mineralización. Los suelos labrados, que registraron los valores mínimos, presentaron grandes oscilaciones entre unas fincas y otras. En La Torre, por ejemplo, se alcanzaron ratios más altos que el resto de fincas debido a los bajos valores de N. En Salido Bajo no se detectaron variaciones en la relación C/N con el manejo.

En cuanto a los altos valores registrados para algunos suelos, especialmente bajo cubierta con restos de poda, cabe señalar que una relación alta de C/N no significa necesariamente deficiencias de N ya que como indica Rhoton et al. (2002), el progresivo incremento en materia orgánica del suelo incrementa la disponibilidad de muchos nutrientes, entre ellos el N. En este caso, los altos valores superficiales hacen que el CO actúe como protector y almacén de N, liberándolo poco a poco al suelo.

Otros autores han registrado una relación C/N más alta en la superficie de suelos con cubiertas vegetales vivas (Hernández et al., 2005; Ramos et al., 2010) y con restos de plantas (Tejada et al., 2009) que frente al laboreo, debido a la acumulación de residuos en superficie y a la limitación de contacto entre éstos y los microorganismos (D'Haene et al., 2008).

5.3.3.4 Densidad aparente

El manejo del suelo afectó significativamente a la ρ_b , especialmente en los centímetros más superficiales. En los dendogramas realizados en el Apartado 5.2.9 ocupó siempre una posición opuesta a la vegetación nativa y a las primeras profundidades, y próxima a los suelos labrados y en no laboreo, indicando los manejos en los que se alcanzaban valores más altos. En este trabajo, la adición de restos vegetales y el mantenimiento de los mismos en superficie generó un efecto mulching en las capas más superficiales del suelo, tal y como han señalado otros autores (Bescansa et al., 2006; Lal, 1997). En el laboreo, los resultados coinciden con los registrados por López-Fando et al. (2007), que observaron una inversión en la ρ_b a lo largo del tiempo relacionada con la labor, con diferencias significativas entre laboreo convencional y no laboreo tras el pase del arado, y desapareciendo después de 6 meses.

De acuerdo con los trabajos realizados por Álvarez et al. (2007) y Fernández-Ugalde et al. (2009) en el área mediterránea, los valores más altos de ρ_b se registraron en las cubiertas ecológicas y en el no laboreo (Figura 5.38). En relación con el manejo del suelo y la implantación de cubiertas, Rhoton et al. (1993) observaron una disminución de la ρ_b en los primeros centímetros del suelo debido al impacto causado por la adición gradual de la materia orgánica en la capa superficial del mismo. En olivar, el uso de cubiertas vegetales vivas o de restos de poda también disminuyeron la ρ_b en los primeros centímetros con respecto al no laboreo desnudo (Ordóñez et al., 2001; Gómez et al., 2009b). Bajo copa del olivo, los resultados obtenidos coinciden con los registrados por Ordóñez et al. (2001). En esta zona, los altos valores alcanzados en superficie señalan un proceso de compactación relacionado con las operaciones de cultivo que se realizan en este área (barrido, uso de sopladoras, etc).

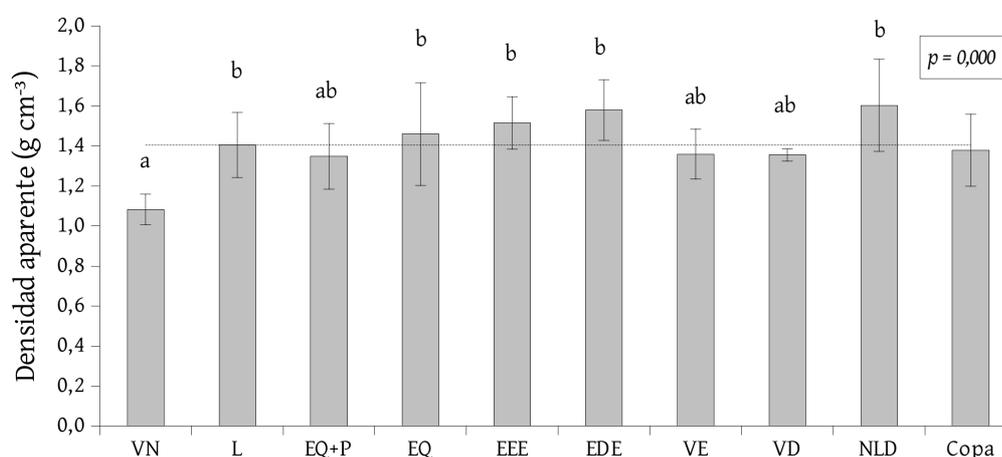


Figura 5.38. Valores medios de densidad aparente en el perfil (30 cm) para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

En profundidad, la ρ_b aumenta en todos los manejos debido a procesos de compactación relacionados con el paso de maquinaria agrícola (Pastor, 2004). En el olivar labrado este aumento coincide con el límite hasta el que llegan los aperos, pudiendo dar lugar a la aparición de una suela de labor que limita el movimiento de agua y el desarrollo de las raíces de las plantas (Aguilar et al., 1995b, USDA-NRCS, 2008). Las variaciones en la ρ_b con el manejo del suelo desaparecieron a partir de los 15 cm de profundidad, coincidiendo con los resultados observados por López-Fando et al. (2007).

La ρ_b se correlacionó con el CO en casi todos los manejos de suelo y fincas estudiados (Apartado 5.2). Son muchos los autores que han observado esta relación debido, en primer lugar, a la menor densidad de las partículas de materia orgánica que el suelo mineral (Logsdon y Karlen, 2004). Además, la materia orgánica está asociada con un incremento de la agregación y desarrollo de poros permanentes como resultado de la actividad biológica (Pikul y Zuzel, 1994; Paustian et al., 2000; Franzluebbers, 2002). En los suelos labrados, la rotura de la estructura y la desagregación de las partículas da lugar al relleno de los poros por las fracciones más finas, aumentando su densidad (USDA-NRCS, 2008).

5.3.3.5 Potasio

Los valores más altos de K se registraron en las áreas de vegetación nativa, mostrando diferencias significativas en los 30 cm estudiados con todos los manejos de olivar (Tabla 5.47). Sin embargo, la implantación de la cubierta incrementó el contenido en K con respecto a los suelos desnudos en los primeros 5 cm (Figura 5.39), donde se llegó a duplicar el contenido en K con respecto al laboreo, con máximos en la cubierta con restos de poda y en la desbrozada ecológica (media de $1,8 \pm 0,8$ y $1,4 \pm 0,8$ $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$, respectivamente). Este incremento estuvo relacionado con la adición de restos vegetales. Bajo la copa del olivo, Soria et al. (2005) también registraron valores más altos de K disponible que en el suelo desnudo, probablemente debido a la caída de hojas, flores o frutos, entre otros restos vegetales.

El efecto que ejerce la labor sobre la cubierta vegetal se detectó en el manejo ecológico y en la veza (EEE y VE), con valores más altos cuando los residuos permanecían en la superficie. Este hecho se relacionó con la lenta liberación de este elemento a partir de la mineralización de los restos vegetales frescos; una vez en la solución del suelo, éste tiende a perderse rápidamente al no estar asociado a componentes estructurales de las plantas (Marschner, 1995). En todos los manejos, el contenido en K disminuyó en profundidad.

Tabla 5.47. Valores medios (\pm desviación típica) de potasio ($\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$) para el perfil estudiado (0-30 cm) en cada finca y manejo realizado.

| Finca | VN | L | EQ | EQ+P | EEE | EDE | VE | VD | NLD | Copa | ANOVA (F) | Sig. (p) |
|-------------|------------------|------------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|----------------|----------------|-----------------|---------------|-----------|--------------|
| Castillo | 4,0 \pm 0,1Aa | 0,3 \pm 0,0Ba | 0,6 \pm 0,0C | - | - | - | - | - | 0,5 \pm 0,1BC | - | 1275,18 | 0,000 |
| Matallana | 1,5 \pm 0,5bA | 0,9 \pm 0,1bAB | 0,5 \pm 0,1B | 1,0 \pm 0,2AB | - | - | - | - | - | - | 5,53 | 0,024 |
| El Tobazo | 1,3 \pm 0,3bAB | 0,6 \pm 0,0cA | - | - | - | 1,7 \pm 0,5aB | - | - | - | - | 6,69 | 0,030 |
| La Torre | 0,8 \pm 0,5b | 0,3 \pm 0,0a | 0,4 \pm 0,1 | - | - | 0,6 \pm 0,2b | - | - | - | - | 2,10 | 0,179 |
| Deifontes | 1,4 \pm 0,6b | 0,6 \pm 0,2cd | - | - | 0,4 \pm 0,1 | - | 0,9 \pm 0,7 | 1,0 \pm 0,7 | - | - | 1,69 | 0,228 |
| Salido Bajo | - | 0,3 \pm 0,1aAB | 0,4 \pm 0,1A | - | 0,4 \pm 0,2AB | 0,4 \pm 0,1bA | - | - | 0,2 \pm 0,1B | - | 3,43 | 0,020 |
| El Tercio | - | - | - | 0,7 \pm 0,3 | - | - | - | - | - | 0,6 \pm 0,3 | - | - |
| El Empalme | - | 0,4 \pm 0,0adA | - | 0,8 \pm 0,3B | - | - | - | - | - | 0,4 \pm 0,2 | 10,39 | 0,001 |
| Media | 1,8 \pm 1,2A | 0,5 \pm 0,2B | 0,5 \pm 0,1B | 0,8 \pm 0,3B | 0,4 \pm 0,1B | 0,7 \pm 0,6B | 0,9 \pm 0,7B | 1,0 \pm 0,7B | 0,3 \pm 0,2B | 0,5 \pm 0,3 | | |
| ANOVA (F) | 22,61 | 15,66 | 2,08 | 0,97 | 0,03 | 25,07 | - | - | 25,81 | 1,53 | | |
| Sig. (p) | 0,000 | 0,000 | 0,157 | 0,407 | 0,873 | 0,000 | - | - | 0,001 | 0,245 | | |

Columnas con letras minúsculas diferentes indican diferencias entre fincas y filas con letras mayúsculas diferentes indican diferencias entre manejos, de acuerdo con el test de Tukey ($p < 0,05$). Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

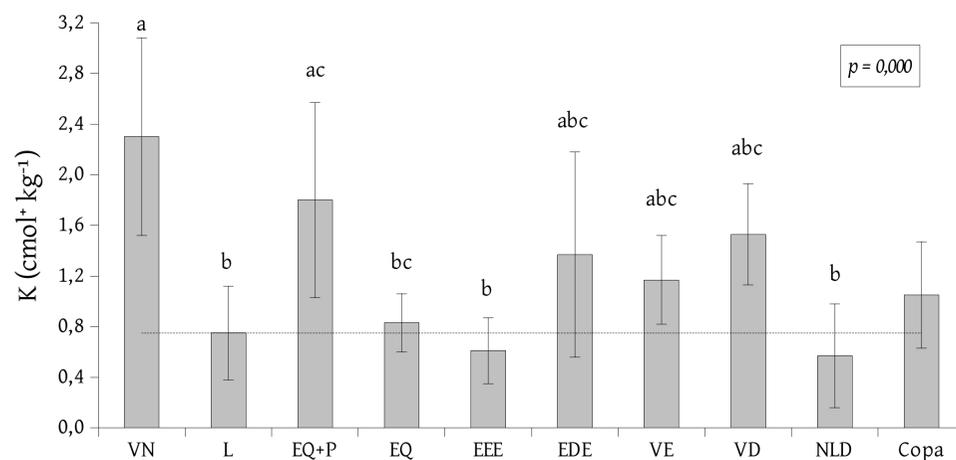


Figura 5.39. Valores medios de potasio en la capa de 0-5 cm para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

Otros autores han obtenido resultados similares a los de este trabajo, con valores altos en cultivos en los que se acumulaban en superficie residuos vegetales (Martin-Rueda et al., 2007; Thomas et al., 2007; Bhogal et al., 2009). En olivar, Ordóñez et al. (2001) indicaron un aumento significativo del K en los primeros 5 cm de suelos cubiertos con restos de poda con respecto a un no laboreo desnudo. Gómez et al. (2009b) también señalaron incrementos del 50% (0-5 cm) en una cubierta vegetal sembrada con respecto al no laboreo. Ambos autores relacionaron estas variaciones con un aumento en la materia orgánica. El empleo de cubiertas vegetales también ha sido relacionado con un descenso en las pérdidas de K por erosión. Francia et al. (2006) y Rodríguez-Lizana et al. (2008) señalaron descensos de K disponible en más del 80% frente al no laboreo y en más del 70% frente al laboreo convencional, respectivamente.

El contenido en K se correlacionó con el CO en muchos de los manejos estudiados (Apartado 5.2). No obstante, las diferencias detectadas entre fincas para un mismo manejo (por ejemplo, laboreo en Castillo y Matallana) indicaron que la concentración de este elemento en el suelo está condicionada no sólo por el contenido en materia orgánica, sino también por el grado de degradación (Rodríguez-Lizana et al., 2008) o el porcentaje y mineralogía de las arcillas (Bhonsle et al., 1992; Caravaca et al., 1999; Ghosh y Singh, 2001).

5.3.3.6 Capacidad de intercambio catiónico

El manejo afectó significativamente a la CIC, con valores máximos en la vegetación nativa y en la cubierta con restos de poda (Figura 5.40). No obstante, la CIC ha sido relacionada no sólo con el contenido en CO sino también con el porcentaje de arcilla, ya que ambos presentan una elevada superficie específica que incrementa los lugares de intercambio (Lal, 1997; Haynes y Naidu, 1998; Caravaca et al., 1999). De hecho, las cubiertas de veza analizadas en esta finca, con un porcentaje medio de arcilla del $27 \pm 6\%$, presentaron una CIC menor que los suelos bajo la copa del olivo ($35 \pm 7\%$) a pesar de tener mayor concentración de CO. El efecto de estos dos factores también se observó en los 2 primeros cm de la cubierta con restos de poda de El Empalme (arcilla: 32%; CO: 13,7%; CIC: $25,6 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$) y Matallana (arcilla: 52%; CO: 11,8%; CIC: $41,7 \text{ cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$). Estos resultados coinciden con los obtenidos por Leinweber et al. (1993) al indicar que el tamaño de partícula es el factor que más afecta a la CIC, seguido de aquellos que modifican el contenido en CO como el manejo del suelo y la duración del experimento.

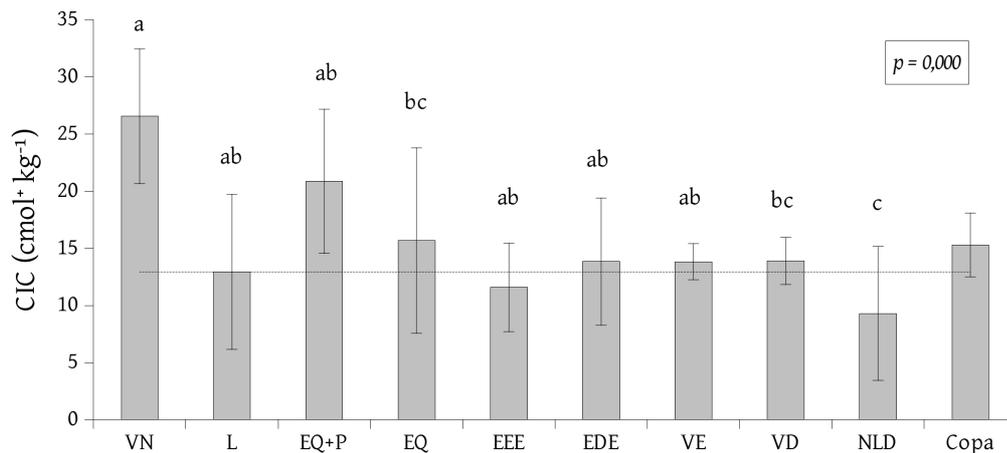


Figura 5.40. Valores medios de capacidad de intercambio catiónico en el perfil (30 cm) para cada manejo de suelo. Letras diferentes indican diferencias entre manejos de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Suelo bajo la copa excluido del análisis.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

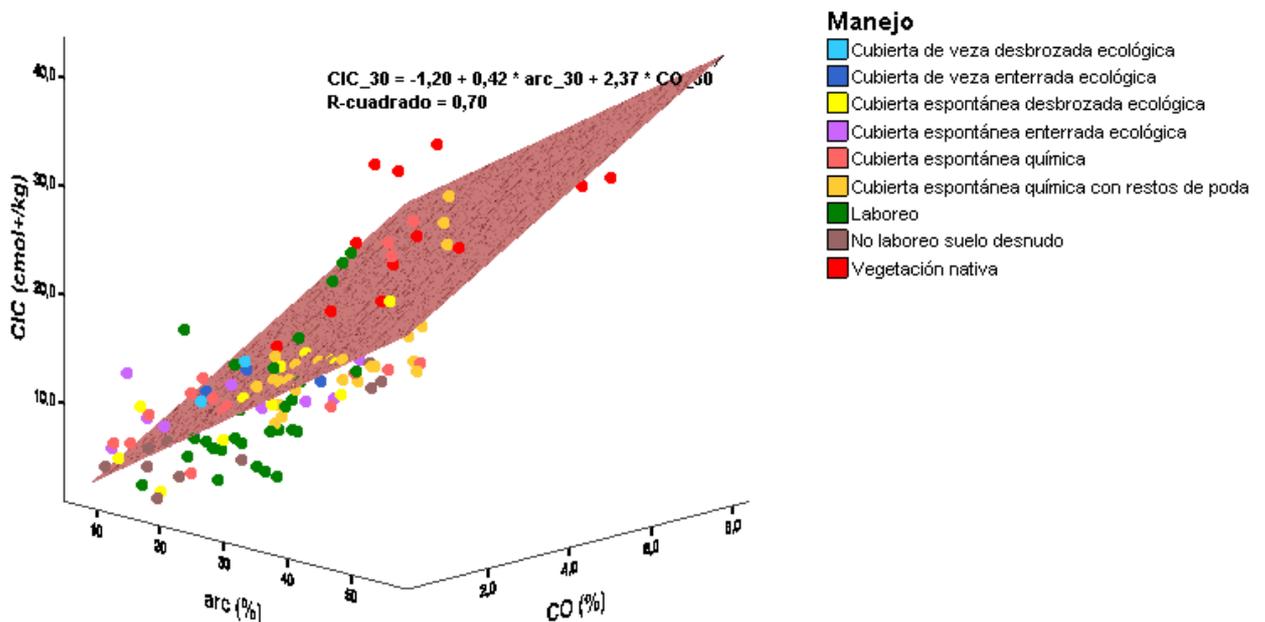


Figura 5.41. Regresión lineal entre la arcilla, el carbono orgánico y la capacidad de intercambio catiónico para los 30 cm estudiados en todas las fincas y manejos.

Sin embargo, la influencia del CO en la CIC es casi tan importante como la de las arcillas (Caravaca et al., 1999; Bigorre et al., 2000). Oorts et al. (2003) señalaron que la materia orgánica

fue la responsable del 75–85% de la CIC registrada tras cambiar el manejo del suelo en un suelo tropical, mientras que Bigorre et al. (2000) estimaron su influencia entre el 40 y el 54% en suelos de Francia. En este trabajo la relación entre el CO y la CIC se observó en las altas correlaciones obtenidas en los manejos con cubiertas, principalmente en las que se añaden grandes cantidades de restos vegetales (Apartado 5.2).

El efecto del CO y la arcilla sobre la CIC se muestra en la Figura 5.41, en la que se observa la relación entre estos tres factores en el conjunto de los datos. De acuerdo con esta figura, la fracción arcilla y el CO explicaron el 70% de las variaciones en la CIC que se produjeron en este trabajo. Bigorre et al. (2000) encontraron un ajuste del 95% al relacionar estas tres variables en las partículas de tamaño inferior a 5 μm . Estos y otros autores, como Caravaca et al. (1999) también señalaron la importancia de la mineralogía de las arcillas sobre la CIC total, lo cual pudo influir en la menor relación obtenida.

En términos generales, los valores de CIC registrados en este trabajo coinciden con los señalados por Caravaca et al. (1999) en el área semiárida mediterránea, con descensos en suelos cultivados con respecto a áreas naturales. Fernández-Ugalde et al. (2009) registraron un incremento en la CIC en los primeros 30 cm de un suelo cultivado con grano que pasaba de laboreo convencional a no laboreo. Este efecto sólo fue observado en el análisis de los manejos para cada finca, ya que las variaciones en arcilla modificaron esta relación. También en olivar, la adición de restos orgánicos y la ausencia de labor incrementó la CIC del suelo en cultivos ecológicos (Álvarez et al., 2007), mientras que Gómez et al. (2009b) no detectaron diferencias entre laboreo convencional, no laboreo y cubierta vegetal tras 6 años de manejo en suelos con un contenido medio en arcilla del 49%.

5.3.3.7 Capacidad de retención de agua a -33 y -1500 kPa

La capacidad de retención de agua está controlada en primer lugar por el número de poros y su distribución (Hudson, 1994; Bescansa et al., 2006). Según Bhogal et al. (2009), la materia orgánica aumenta la agregación y el tamaño de los poros, favoreciendo la infiltración y actuando como una esponja que eleva el contenido en agua disponible. En este trabajo, el cambio de manejo a no laboreo junto con la adición de residuos vegetales incrementó la capacidad de retención de agua a -33 y -1500 kPa especialmente en las capas más superficiales (Figura 5.42). Estas variaciones coinciden con los resultados señalados por otros autores en

cultivos del área mediterránea (Hernández et al., 2005; Fernández-Ugalde et al., 2009).

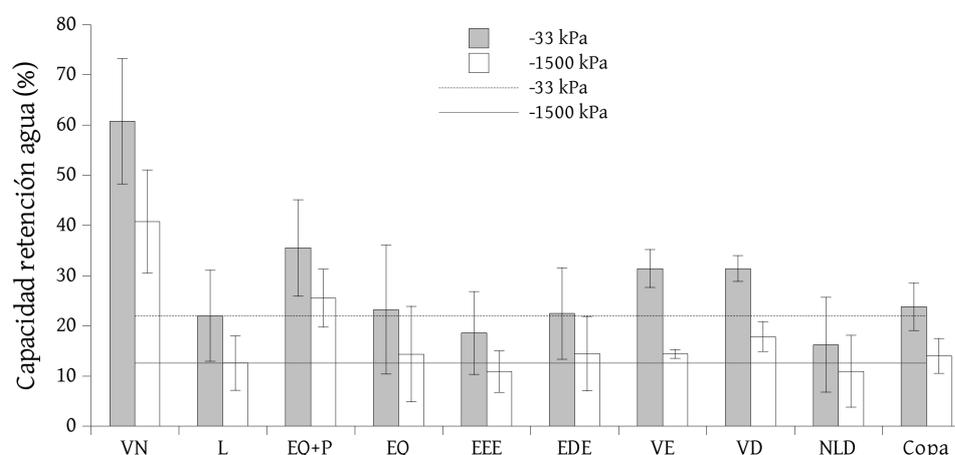


Figura 5.42. Valores medios de capacidad de retención de agua por el suelo medida a -33 y -1500 kPa en la capa de 0-5 cm, para cada manejo de suelo.

VN: vegetación nativa; L: laboreo; EQ: cubierta espontánea química; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; NLD: no laboreo con suelo desnudo.

Las diferencias entre manejos fueron significativas sólo en los 10 primeros cm del perfil para la retención de agua a -33kPa y en los 5 primeros a -1500 kPa, ya que en profundidad la concentración de CO tiende a igualarse. Estos resultados coinciden con los señalados por Bescansa et al. (2006), que indicaron una fuerte correlación entre la densidad aparente y el contenido en agua del suelo como resultado de un aumento en la materia orgánica del suelo. También Rawls et al. (2003) y Fernández-Ugalde et al. (2009) señalaron que la retención de agua depende fundamentalmente de la estructura y por tanto del manejo del suelo, especialmente en la medida a -33 kPa, mientras que la retenida a -1500 kPa es generalmente es controlada por la textura.

La composición textural es un factor significativo a la hora de interpretar la relación entre el CO y la retención de agua por el suelo. En este trabajo, el aumento con la materia orgánica fue más significativo en las fincas con menor contenido en arcilla, especialmente en la cubierta química de La Torre (Tabla 5.22). Estos resultados coinciden con los observados por Rawls et al. (2003) al indicar que los cambios en el CO del suelo afectan de forma más significativa a suelos de texturas gruesas que de texturas finas.

El efecto conjunto del CO y las fracciones finas sobre la capacidad de retención de agua por el suelo medida a -1500 kPa se muestra en la Figura 5.43, en la que se observa la relación entre estos tres factores en el conjunto de los datos. De acuerdo con esta figura, la fracción arcilla y el CO explicó el 74% de las variaciones en la humedad que se produjeron en este trabajo.

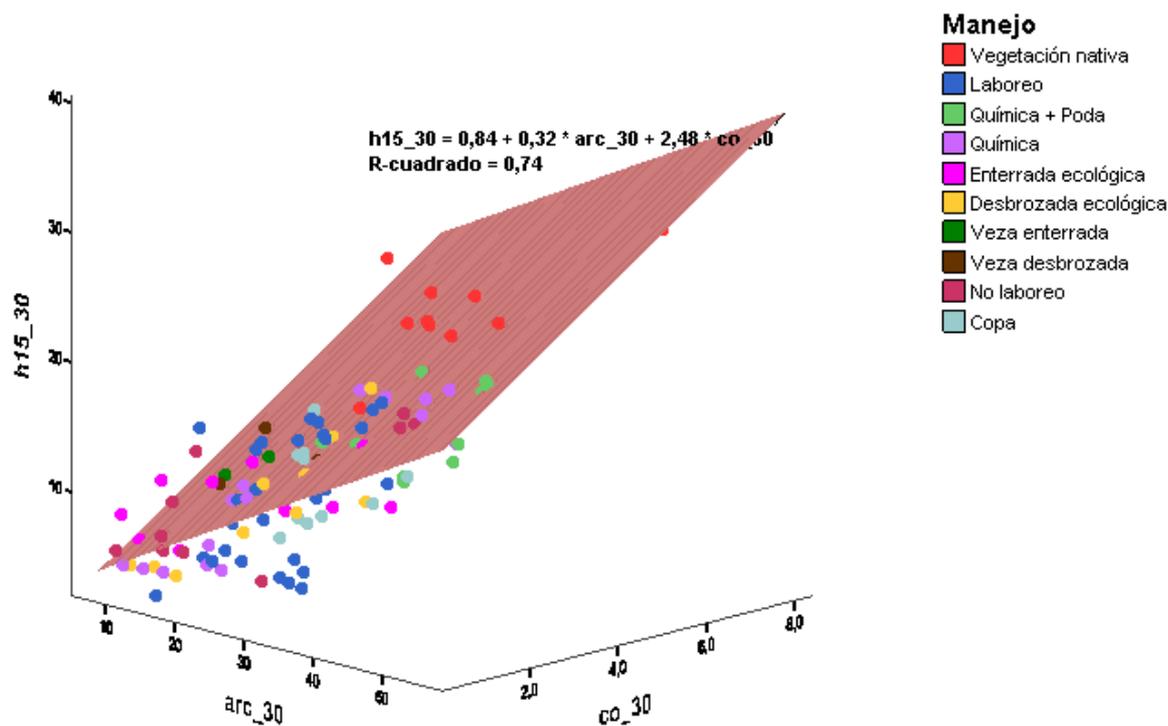


Figura 5.43. Regresión lineal entre la arcilla, el carbono orgánico y la capacidad de retención de agua por el suelo medida a -1500 kPa, para los 30 cm estudiados en todas las fincas y manejos.

5.3.3.8 pH y carbonatos

El pH varió con el manejo del suelo especialmente en las capas más superficiales, disminuyendo con la presencia de materia orgánica (Rhoton et al, 1993; Jarecki et al., 2005). Si bien las medias más bajas se registraron en las áreas de vegetación nativa, los manejos que favorecieron la acumulación de restos vegetales presentaron valores significativamente más bajos que los suelos labrados convencionalmente. Estos resultados coinciden con los obtenidos por otros autores al cambiar el manejo del suelo de laboreo a cubierta vegetal (Ordoñez et al., 2001; Álvarez et al., 2007; Martínez-Mena et al., 2008; Ramos et al., 2010).

La clara relación existente entre el CO y el pH quedó reflejada en el peso y la posición opuesta que presentaron en los diagramas de saturaciones (Apartado 5.2.9). Sin embargo, algunos

autores no han detectado diferencias significativas con el manejo del suelo aunque sí con la aplicación de abonos nitrogenados, que pueden acidificar ligeramente el suelo debido a procesos de nitrificación (Haynes y Naidu, 1998; Thomas et al., 2007).

En profundidad, el pH dependió de la concentración de carbonatos, con máximos de 8,9 en la última capa muestreada de la finca Castillo. Salido Bajo, con ausencia de carbonato fue la única finca que presentó suelos ácidos. El manejo también afectó a la redistribución del carbonato en el perfil, ya que la labor homogeneizó su concentración en todas las fincas. En los manejos con cubierta, el contenido en carbonato cálcico se incrementó al descender en el perfil, con máximos que llegaron a superar el 50%. Además, en fincas como Castillo o La Torre se observó la presencia de una costra caliza a profundidad variable, aunque fue más superficial en los suelos labrados que con cubierta. Galvez et al. (2004) señaló que la concentración de carbonato en los primeros 30 cm de los suelos de olivar pueden afectar al desarrollo del árbol y por tanto a la biomasa generada.

La presencia de carbonato en el suelo tiene un importante efecto sobre el CO ya que puede estimular la actividad biológica y mejorar la agregación del suelo, bloqueando la mineralización de la materia orgánica (Haynes y Naidu, 1998; Fernández-Ugalde et al., 2009). Esta relación no se ha podido observar en este trabajo ya que el carbonato aumenta en profundidad, mientras que los valores más altos de CO están en superficie. Además todos los suelos estudiados presentaron valores de carbonato muy altos y similares entre ellos.

5.4 Resultados y consideraciones generales al modelo RothC

Como hemos visto en el apartado anterior, los cambios en el uso y manejo del suelo modifican la concentración de CO, haciendo que éste actúe como emisor o almacén de carbono. No obstante, las variaciones en el CO del suelo no suceden de forma ilimitada, sino que el ratio de fijación/emisión disminuye con el tiempo hasta alcanzar un estado de equilibrio (Ingram y Fernandes, 2001; West y Six, 2006). El tiempo necesario para alcanzar este estado es muy variable, aunque algunos autores han señalado que pueden ser necesarios al menos 100 años (Paustian et al., 1997). Sin embargo, para el estudio de los cambios producidos por el manejo del suelo, el IPCC recomienda periodos de 20 años. También Zimmermann et al. (2007) señalaron que un suelo cultivado se encontraba en equilibrio tras 30 años con el mismo manejo. En este trabajo se consideró que la concentración de CO era estable en las manchas de vegetación nativa, ya que son áreas donde no ha intervenido la acción del hombre, y en el olivar labrado. En este último caso, Sánchez-Salazar (1989) señaló que la rotura de áreas naturales para cultivar olivos se produjo durante la segunda mitad del siglo XVIII, por lo que el suelo ha podido alcanzar este estado. Finalmente también se consideró estado de equilibrio en las parcelas bajo no laboreo de Castillo de Tajarja y Salido Bajo. En ambos casos, el manejo ha sido el mismo durante más de 20 años.

Los principales datos que se requieren para ejecutar el modelo se describen en el Apartado 4.5.

5.4.1 Vegetación nativa

Para estimar la entrada anual de carbono en el suelo (input) en las manchas de vegetación nativa, se ejecutó el modelo RothC en forma inversa partiendo de la concentración total de CO. De acuerdo con Verdú et al. (1980), la distribución de la caída de hojarasca en encinar se realizó siguiendo una marcada pauta estacional, con un periodo de máxima intensidad que coincide con la estación seca (aproximadamente el 77% del total de la hojarasca se adicionó entre mayo y agosto).

En la Tabla 5.48 se muestran los parámetros empleados en esta simulación y los resultados obtenidos en cada una de las fincas estudiadas. Según el modelo, la entrada anual de

carbono en las zonas con vegetación nativa osciló entre 2,80 y 5,03 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ aunque sin diferencias significativas, con un valor medio de 4,04 ± 1,45 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Los inputs más bajos se registraron en las fincas de El Tobazo y Matallana, coincidiendo con los suelos con menor concentración de CO.

Tabla 5.48. Porcentaje de arcilla, carbono orgánico medido en campo y ajustado por el modelo RothC, materia orgánica inerte (IOM), input de carbono modelado y tiempo de residencia para cada una de las manchas de vegetación nativa.

| Finca | Arcilla (%) | CO medido (Mg C ha ⁻¹) | IOM (Mg C ha ⁻¹) | CO modelado (Mg C ha ⁻¹) | Input C modelado (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | Tiempo de residencia (años) |
|-----------|-------------|------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|---|-----------------------------|
| Castillo | 47 | 148,0±40,0 | 14,5 | 148,0 ± 40,0 | 4,42 ± 1,17 | 30 |
| Matallana | 41 | 82,8±5,3 | 7,5 | 83,0 ± 5,9 | 3,14 ± 0,19 | 24 |
| Tobazo | 36 | 87,9±22,2 | 8,0 | 87,8 ± 22,2 | 2,80 ± 0,70 | 29 |
| Torre | 26 | 104,2±41,3 | 9,7 | 104,2 ± 41,3 | 4,86 ± 1,96 | 20 |
| Deifontes | 32 | 152,0±49,7 | 15,0 | 152,0 ± 49,6 | 5,03 ± 1,68 | 27 |
| Media | | 115,0±33,0 | | | 4,04 ± 1,45 | 26 ± 4 |
| ANOVA (F) | | 2,59 | | | 1,82 | |
| Sig. (p) | | 0,101 | | | 0,201 | |

La relación que existe entre el contenido en arcilla, la cantidad de carbono aportada anualmente y el CO almacenado en el suelo discutida en el Apartado 5.3.2 quedó reflejada en los resultados obtenidos por el modelo. Algunos autores como Hassink (1997), Percival et al. (2000) o Dawson y Smith (2007) han señalado que si bien la entrada de carbono al suelo y su acumulación presentan una relación directa, la presencia de partículas finas como la arcilla hace que la mineralización del carbono orgánico y su liberación en forma de CO₂ sea menor. De acuerdo con esta afirmación, los suelos arcillosos necesitan una entrada menor de restos vegetales para poder alcanzar los mismos valores de CO que suelos arenosos. Según el modelo RothC, la presencia de arcilla en el suelo influye en la relación CO₂ / (BIO+HUM) tal y como se observa en la Figura 5.44 (Coleman y Jenkinson, 1996).

Como puede observarse en esta figura, las variaciones en el contenido en arcilla entre el 0 y el 30% provocan mayores cambios en los inputs modelados que variaciones de igual rango a partir del 30%. Estos resultados coinciden con los registrados en este trabajo, ya que los inputs más altos se registraron en La Torre y Deifontes, con concentraciones de CO mayores de 100 Mg C ha⁻¹ y porcentajes de arcilla inferiores al 35%. Por otra parte, los más bajos se detectaron en Castillo, con altos valores de arcilla y contenidos en CO muy bajos.

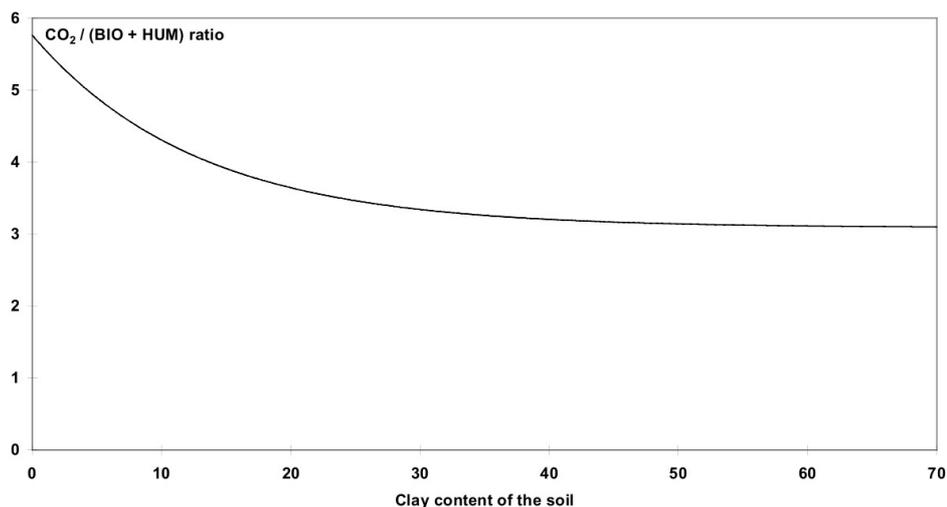


Figura 5.44. Efecto de la arcilla sobre el ratio de CO₂ liberado frente a carbono orgánico formado en los pools (BIO+HUM) según el modelo RothC. Extraído de Coleman y Jenkinson (1996).

Los altos valores de tiempo de residencia obtenidos en la vegetación nativa (mayor de 20 años) indicaron la estabilización del carbono en el suelo, es decir, que éste migra lentamente de un compartimento a otro. Estos valores son más altos que los registrados por Jenkinson et al. (1999) en una savana de Kenia y un bosque seco en Zambia (aproximadamente 16 y 8 años respectivamente), debido a que el ratio de descomposición en regiones tropicales es mucho mayor que en zonas templadas (Jenkinson y Ayanaba, 1977; Wambeke, 1991).

De acuerdo con Jenkinson et al. (1992), en un sistema suelo-planta en estado de equilibrio, donde todo el carbono fijado mediante fotosíntesis es finalmente descompuesto en el suelo, el input anual modelado equivale a la productividad primaria neta (PPN). Estos autores registraron valores de 4,8 y 3,3 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en pequeñas áreas de caducifolios del Reino Unido. En 1999, Jenkinson et al. estimaron la PPN de dos áreas de savana en Kenia en 4,24 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En encinar mediterráneo, Gracia et al. (1999) registraron valores de PPN que oscilaban entre 5,4 y 6,5 Mg de materia seca ha⁻¹ año⁻¹. En este trabajo, la PPN de las manchas de vegetación natural fue ligeramente inferior a estos resultados (4,04 ± 1,45 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) probablemente debido a su localización en zonas con limitaciones en la productividad.

Varios autores (Verdú et al., 1980; Rosich et al., 1989; Oliva et al., 1992; Ibáñez et al., 1999) han señalado que la entrada superficial de carbono en encinares mediterráneos en forma de hojarasca puede oscilar entre 1,7–2,9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, con valores medios de 2,32 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En profundidad, Canadell et al. (1999) estimaron la entrada de carbono como

consecuencia de la muerte de raíces finas en $1,66 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La suma de estos valores entra dentro del rango estimado por el modelo RothC para las manchas de vegetación nativa estudiadas en este trabajo ($3,98 \pm 0,39$ frente a $4,04 \pm 1,45 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

5.4.2 Olivar en equilibrio: laboreo y no laboreo con suelo desnudo

a) Laboreo

Para conocer la entrada de carbono asociada al olivar labrado se ejecutó el modelo de forma inversa hasta ajustarlo a la concentración de CO en el suelo. La simulación se realizó para dos casos: en primer lugar, para el valor en equilibrio obtenido a partir de datos bibliográficos (Soria, 2002 y Parra et al., 2003) ya presentados en el Apartado 5.3.1, y para cada una de las fincas muestreadas en este trabajo. La distribución de la caída de hojas a lo largo del año se realizó teniendo en cuenta la estación seca.

En la simulación realizada a partir de los datos bibliográficos ($34,6 \pm 9,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$; $n=100$) recogida en Nieto et al. (2010) se utilizó el porcentaje medio de arcilla de las fincas seleccionadas (32%). En cuanto a las características climáticas, los estudios bibliográficos utilizados se ubican en las provincias de Jaén y Málaga, por lo que se emplearon valores intermedios para estas dos provincias. Bajo estas condiciones, el input anual de carbono calculado por el modelo fue $1,16 \pm 0,34 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Este valor abarca la entrada de carbono en superficie procedente de la biomasa aérea (vegetación adventicia, caída de hojas y otros restos) y en profundidad en forma de raíces muertas y exudados. Como era de esperar, este resultado fue significativamente más bajo que el registrado para la vegetación nativa, debido a la baja densidad y a la escasa reposición de residuos vegetales que se realiza en este cultivo cuando se maneja de forma convencional, coincidiendo con lo señalado por Beaufoy (2001).

Tras ejecutar el modelo para el valor bibliográfico, se repitió el proceso anterior pero ajustando la concentración de carbono al medido en cada finca. Los resultados, junto con los parámetros de partida, se muestran en la Tabla 5.49. Los valores oscilaron entre $0,46$ y $1,66 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, con una media de $1,20 \pm 0,49 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y diferencias significativas entre las fincas de Castillo, Deifontes y Salido Bajo. Este valor coincidió con el obtenido en la simulación anterior para olivares con características similares recogidos en la bibliografía.

Propiedades de los suelos de olivar y simulación del carbono orgánico fijado

Los inputs más altos se registraron en las fincas con mayor concentración de carbono orgánico del suelo y, tal y como se ha señalado anteriormente, con aquellas con menor contenido en arcilla. Al igual que ocurre con la vegetación nativa, el tiempo de residencia fue alto, indicando que el carbono se encuentra fuertemente retenido en cada compartimento, y sólo una pequeña cantidad está sometida a procesos de mineralización.

Tabla 5.49. Porcentaje de arcilla, carbono orgánico medido en campo y ajustado por el modelo RothC, materia orgánica inerte (IOM), input de carbono modelado y tiempo de residencia, para cada una de las fincas de olivar labrado.

| Finca | Arcilla (%) | CO medido (Mg C ha ⁻¹) | IOM (Mg C ha ⁻¹) | CO modelado (Mg C ha ⁻¹) | Input C modelado (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | Tiempo de residencia (años) |
|--------------|-------------|------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|---|-----------------------------|
| Castillo | 32 | 14,7±1,6a | 1,0 | 14,7 ± 1,5 | 0,46 ± 0,04a | 29 |
| Matallana | 43 | 32,2±2,8ab | 2,6 | 32,2 ± 2,8 | 1,22 ± 0,10ab | 24 |
| Tobazo | 40 | 31,4±4,3ab | 2,5 | 31,3 ± 4,4 | 1,01 ± 0,14ab | 29 |
| Torre | 23 | 21,9±3,5ab | 1,6 | 21,9 ± 3,4 | 1,06 ± 0,16ab | 19 |
| Deifontes | 25 | 44,8±8,0b | 3,7 | 44,8 ± 8,1 | 1,57 ± 0,30b | 26 |
| Salido Bajo | 25 | 39,0±15,8ab | 3,2 | 39,0 ± 15,8 | 1,66 ± 0,63b | 22 |
| Empalme CLcr | 32 | 26,4±0,9ab | 2,0 | 26,5 ± 0,7 | 1,02 ± 0,04ab | 24 |
| Empalme VRcc | 36 | 27,1±0,3ab | 2,1 | 27,1 ± 0,3 | 1,01 ± 0,01ab | 25 |
| Media | | 31,0±12,0 | | | 1,20 ± 0,49 | 24 ± 3 |
| H | | 16,6 | | | 15,46 | |
| Sig. (p) | | 0,020 | | | 0,031 | |

Columnas con letras diferentes indican diferencias significativas entre fincas de acuerdo con el test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

El olivar mediterráneo bajo laboreo se caracteriza por presentar importantes problemas de erosión, aunque su magnitud es variable dependiendo de las características del medio (Gómez et al, 2008). Las variaciones registradas en el input total modelado vinieron condicionadas por los parámetros que afectaron al contenido en CO del suelo, como la intensidad de los procesos erosivos, los aumentos en la mineralización del CO por efecto de la labor y el grado de proliferación de malas hierbas. En Salido Bajo, por ejemplo, los altos valores de input coinciden con los resultados de Castro et al. (2008), quienes registraron valores de biomasa seca en la parcela labrada superiores a los medidos en la parcela con cubierta vegetal controlada con herbicida (3,7 ± 3,2 y 2,6 ± 2,2 Mg materia seca ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente). Estos autores también señalaron que el desarrollo de la vegetación adventicia se ve fuertemente influenciada por las características climáticas de cada año, con descensos en la producción de biomasa en años secos de hasta el 90%. Los resultados

obtenidos en este trabajo demuestran la elevada variabilidad existente en la productividad de los olivares labrados en el área mediterránea.

Aunque no se ha encontrado bibliografía sobre la entrada total de carbono en los suelos de olivar labrados, Almagro et al. (2010) registraron una PPN de 3,24 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en olivares de secano del SE español. Suponiendo estado de equilibrio, la PPN equivale al input de carbono modelado por RothC (Jenkinson, 1992), por lo que en los olivares estudiados en este trabajo sería próxima a 1,20 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, un 60% más baja que la estimada por estos autores. No obstante, al contrario que en la vegetación natural, en el olivo cultivado no es posible igualar la PPN y el input de carbono ni siquiera en equilibrio, ya que tendríamos que considerar factores tales como las extracciones por la cosecha y las pérdidas por erosión en el suelo, que modificarían la PPN.

En otros sistemas arbóreos como el encinar, Canadell et al. (1999) registraron un input medio de carbono de hasta 1,66 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, mientras que en pinares mediterráneos puede oscilar entre 1,35 y 0,95 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Romanyà et al., 2000). Los resultados obtenidos en este trabajo son similares a estos valores, aunque hay que considerar que la especie es diferente, la densidad de plantación es más baja, que se elimina cualquier otro tipo de vegetación que pueda competir con el cultivo o la presencia de frecuentes procesos erosivos. Todo ello condiciona que en general sean más bajos.

b) No laboreo con suelo desnudo

Al igual que en el apartado anterior, se ejecutó el modelo en equilibrio para las parcelas en no laboreo (Castillo y Salido Bajo) y para los perfiles analizados por Soria (2002) en fincas con este manejo de la provincia de Jaén. En todos los casos, el manejo llevaba implantado al menos 20 años, por lo que se consideró estado de equilibrio. El tiempo de residencia modelado (Tabla 5.50) confirma esta hipótesis, con valores similares al laboreo (entre 17 y 30 años).

En la Tabla 5.50 se muestran los resultados de estas dos simulaciones. El valor de input modelado incluye únicamente la entrada de carbono procedente del olivo en superficie y en profundidad, ya que el control de la vegetación adventicia se realiza antes de que ésta llegue a germinar. A partir de los datos bibliográficos (41,8 ± 9,9 Mg C ha⁻¹; n=29) se obtuvo un input

de $1,57 \pm 0,37$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹. En las dos fincas analizadas en este trabajo se registró una entrada de carbono menor que la obtenida para la bibliografía, aunque sin diferencias significativas. Los valores más bajos se detectaron en la finca de Salido (hasta $0,84$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹) debido al tipo de suelo, con contenidos en arena muy altos que implican una escasa fijación de carbono.

Tabla 5.50. Porcentaje de arcilla, carbono orgánico medido en campo y ajustado por el modelo RothC, materia orgánica inerte (IOM), input de carbono modelado y tiempo de residencia, para cada una de las fincas de olivar bajo no laboreo.

| Finca | Arcilla (%) | CO medido (Mg C ha ⁻¹) | IOM (Mg C ha ⁻¹) | CO modelado (Mg C ha ⁻¹) | Input C modelado (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | Tiempo de residencia (años) |
|--------------|-------------|------------------------------------|------------------------------|--------------------------------------|---|-----------------------------|
| Bibliografía | 43 | 41,8±9,9 | 3,4 | 41,7 ± 10,0 | 1,57 ± 0,37 | 24 |
| Castillo | 46 | 45,9±9,9 | 3,8 | 45,9 ± 9,9 | 1,39 ± 0,30 | 30 |
| Salido Bajo | 18 | 22,8±4,1 | 1,7 | 22,8 ± 4,1 | 1,06 ± 0,14 | 20 |
| Media | | 37,3±12,6 | | | 1,34 ± 0,34 | 25 ± 4 |
| ANOVA (F) | | 5,25 | | | 2,13 | |
| Sig. (p) | | 0,048 | | | 0,199 | |

En la Figura 5.45 se comparan los resultados obtenidos en laboreo y no laboreo desnudo, observándose tendencias distintas dependiendo de si predominan los procesos de entrada de carbono al suelo o de salida. En el no laboreo se trata el suelo con herbicidas de preemergencia de forma que la vegetación adventicia no llega a germinar, quedando reducido el aporte de carbono al olivo. Por otro lado, la ausencia de labor limita la velocidad de mineralización de la materia orgánica (Balesdent et al., 2000; Paustian et al. 2000), por lo que las pérdidas en este manejo quedan determinadas principalmente por la intensidad de la erosión. Son muchos los trabajos que estudian los efectos de la erosión en estos dos manejos (laboreo y no laboreo con suelo desnudo) aunque no existe un claro consenso en el papel que ejerce la ausencia de labor sobre la tasa de erosión. Por un lado, la labor aumenta la rugosidad del terreno, por lo que se reduce al menos temporalmente la escorrentía (Francia et al., 2006). Sin embargo, al romper la estructura natural del suelo, se favorece el transporte de las partículas. Algunos autores (por ejemplo Gómez et al., 1999, 2009b y Francia et al., 2006) registraron mayores pérdidas de suelo en un olivar con no laboreo desnudo frente al laboreo convencional, aunque señalaron el carácter temporal de este efecto. Sin embargo, los trabajos realizados por Pastor (1991) y Aguilar et al. (1995a)

señalaron mayores tasas de erosión en olivares labrados debido a una rápida redistribución de las partículas tras el primer evento de lluvia y un posterior sellado en la capa superficial (descenso en la porosidad intrapedal). Estos autores también señalaron una mayor estabilidad de los agregados en las capas más superficiales del suelo en no laboreo que son capaces de tolerar mejor el impacto de las gotas de lluvia.

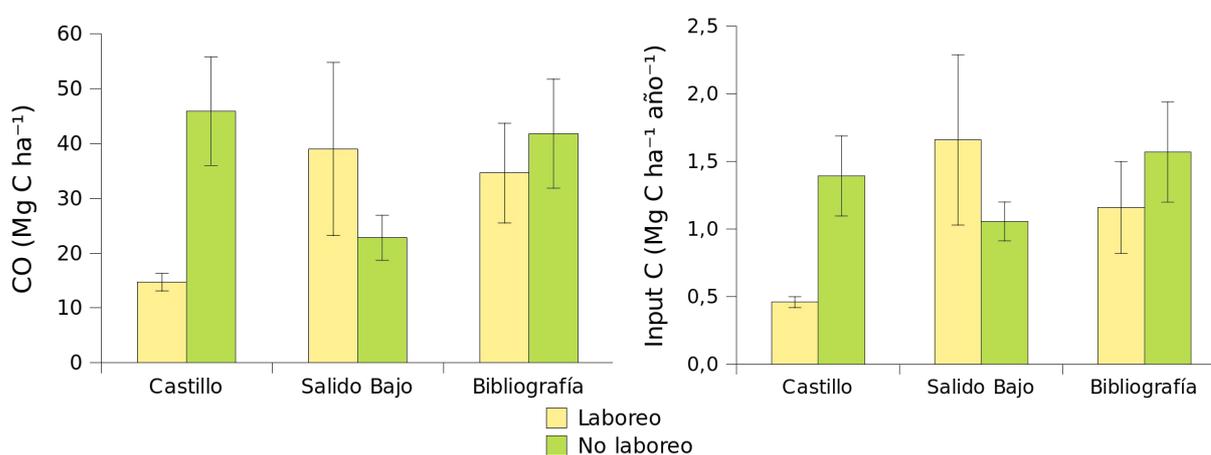


Figura 5.45. Concentración de carbono orgánico (CO) medido en campo e input de carbono modelado en laboreo convencional y no laboreo desnudo en equilibrio.

El efecto de la erosión y de los escasos aportes de carbono quedó reflejado en las fincas analizadas en este trabajo. En Castillo se registraron valores significativamente ($p=0,006$) más altos de CO e input en no laboreo que en laboreo convencional, indicando en este último un predominio de los procesos erosivos y un posible descenso en la productividad del árbol debido a la alta degradación. Los valores altos en no laboreo desnudo también pudieron venir condicionados un mayor desarrollo radical del olivo resultado de la ausencia de labor. Según Pastor (2004) las labores de primavera rompen las raíces superficiales del olivo y ocasionan un desequilibrio en la relación funcional hoja/raíz, lo que provoca una parada vegetativa del cultivo que afecta a la producción y al crecimiento.

Sin embargo, la finca de Salido Bajo presentó medias significativamente más altas ($p=0,022$) en laboreo frente al no laboreo desnudo debido a las diferencias en la producción de vegetación adventicia entre un manejo y otro (Castro et al., 2008). En general y, a partir de los valores recogidos en la bibliografía, se puede determinar que los procesos de pérdida de carbono de los suelos en olivares labrados son más predominantes que los posibles aportes de biomasa ocasionados por un mal control de plantas adventicias. Este hecho da lugar a mayores concentraciones de CO en olivares en no laboreo frente al laboreo.

c) Olivar en no laboreo con suelo desnudo. Estudio por profundidades

A partir de los resultados obtenidos en el apartado anterior, y considerando que las entradas de carbono al suelo en el olivar en no laboreo proceden totalmente del propio olivo, se realizó la misma simulación en equilibrio pero teniendo en cuenta varias capas del perfil: 0-5, 0-15 y 0-30 cm. Esta separación permitió conocer qué porcentaje del input total modelado corresponde al aporte por biomasa aérea (hojarasca y otros restos que anualmente se barren de la zona bajo la copa y se depositan en el centro de la calle) o por biomasa radical (raíces muertas y exudados radicales). Los resultados se muestran en la Tabla 5.51.

El input procedente de la biomasa aérea fue igual al total modelado en la capa de 0-5 cm, ya que en esta zona no aparecen raíces de olivo. En profundidad (de 0-15 y de 0-30 cm), el aporte por las raíces del olivo fue calculado como la diferencia entre el input total simulado en cada capa y el obtenido en la capa superior. En este manejo, se controló la germinación de vegetación espontánea, por lo que no hubo aporte de carbono.

Los datos de biomasa total obtenidos por el modelo (Tabla 5.51) fueron más altos en la finca de Castillo aunque sin diferencias significativas excepto para la capa de 0-30 cm ($p=0,038$). La cantidad media de carbono que entró al suelo procedente de la parte aérea representó el 27% del total simulado en los 30 primeros cm ($0,32 \pm 0,11$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹), mientras que el 73% restante procedió de las raíces del olivo ($0,84 \pm 0,17$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹). En los primeros 15 cm, el efecto de las raíces del olivo fue muy importante, representando el 45-48% de la entrada total en profundidad en todo el perfil estudiado ($0,38 \pm 0,08$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹).

Estos resultados coinciden con los registrados por otros autores para olivar. Almagro et al. (2010) midieron la caída de hojarasca en olivos adultos con una densidad de plantación de 10 x 10 m como $0,26 \pm 0,09$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹. También Sofo et al. (2005) estimaron la caída de hojas senescentes del árbol en $0,91$ Mg de materia seca ha⁻¹ año⁻¹, lo que equivale a una entrada en superficie de $0,42$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (46,5% de carbono). Estos valores entran dentro del rango simulado por RothC en este trabajo (media de $0,32 \pm 0,11$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹). De acuerdo con estos valores, y suponiendo que la entrada anual de carbono en los suelos de olivar es la modelada para no laboreo en la Tabla 5.50 ($1,34 \pm 0,34$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹), el efecto de las raíces en los primeros 30 cm supondría un input de aproximadamente 1 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Según el estudio por profundidades, el input de carbono por parte de las raíces del

olivo en estos 30 cm también es muy próximo ($0,84 \pm 0,17$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹) a este valor, remarcando la importancia de las raíces en el perfil estudiado. Aunque no se han encontrado valores en la bibliografía para el input de carbono en olivar por las raíces del árbol, Santantonio y Santantonio (1987), citados en Romanyà et al. (2000), midieron en campo la producción por raíces finas en $1,05$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en un bosque mediterráneo de *Pinus radiata*.

Tabla 5.51. Entrada total de carbono modelada por RothC para los olivares en no laboreo en las fincas Castillo y Salido Bajo.

| Prof. (cm) | Entradas de carbono al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | CO (Mg C ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
|---------------|---|-------------|--------------|--------------|--------------------------------|----------------|
| | Veg. espont. | Aérea olivo | Raíces olivo | Total | | |
| Castillo | | | | | | |
| 0-5 | 0,00 | 0,39±0,17 | 0,00 | 0,39±0,17 | 13,0 ± 5,8 | 43±1 |
| 0-15 | 0,00 | 0,39±0,17 | 0,43±0,05 | 0,82±0,22 | 28,3 ± 7,6 | 45±1 |
| 0-30 | 0,00 | 0,39±0,17 | 1,00±0,13 | 1,39±0,30 | 45,9 ± 9,9 | 46±1 |
| Salido Bajo | | | | | | |
| 0-5 | 0,00 | 0,29±0,07 | 0,00 | 0,29±0,07 | 6,1 ± 1,3 | 15±9 |
| 0-15 | 0,00 | 0,29±0,07 | 0,35±0,09 | 0,64±0,12 | 12,7 ± 2,1 | 17±11 |
| 0-30 | 0,00 | 0,29±0,07 | 0,77±0,15 | 1,06±0,15 | 22,8 ± 4,1 | 18±6 |
| 0-5 | | 0,32±0,11 | - | 0,32±0,11 | | |
| ANOVA (F) | | 2,07 | - | 2,07 | | |
| Sig. (p) | | 0,188 | - | 0,188 | | |
| 0-15 | | 0,32±0,11 | 0,38±0,08 | 0,70±0,16 | | |
| ANOVA (F) | | 2,07 | 1,55 | 3,01 | | |
| Sig. (p) | | 0,188 | 0,248 | 0,121 | | |
| 0-30 | | 0,32±0,11 | 0,84±0,17 | 1,16±0,25 | | |
| ANOVA (F) | | 2,07 | 5,37 | 6,13 | | |
| Sig. (p) | | 0,188 | 0,049 | 0,038 | | |

En olivar bajo no laboreo, la acumulación de carbono orgánico en el suelo se debió principalmente al efecto de las raíces (el 73% del total aportado). Esto se debe en parte a la extracción de la cosecha y la poda, que retira el carbono fijado en la parte aérea y limita la reposición de este elemento. En profundidad, el olivo presenta un sistema radical muy fasciculado, con la mayor parte de las raíces laterales entre los 40-60 cm de profundidad (Fernández y Moreno, 1999), por lo que su actividad en esta zona es muy elevada. El estudio de los 30 primeros cm realizado en este trabajo proporciona estimaciones muy

representativas del flujo del carbono en este cultivo. La separación de los aportes coincide con la señalada por Almagro et al. (2010) al estudiar los flujos de carbono en el suelo, ya que indicaron que el 70% de la PPN de un olivar corresponde a las raíces y sólo el 30% a la parte aérea.

5.4.3 Paso de vegetación nativa a laboreo

Una vez conocidas las entradas de carbono en la vegetación nativa y en el olivar labrado, se utilizó el modelo RothC para simular el cambio en el uso del suelo y comprobar la predicción de CO con los valores medidos en campo. Para ello se definió un escenario en el que el input varió del modelado en equilibrio para las áreas de vegetación nativa al obtenido para el olivar bajo laboreo convencional en cada una de las fincas. El valor de materia orgánica inerte al inicio del proceso fue el correspondiente a la vegetación nativa. Según el modelo, este valor permanece constante a lo largo del tiempo ya que no sufre procesos de descomposición. Este escenario se repitió en cada finca en la que se muestrearon los dos usos del suelo. Los resultados de la simulación se observan en la Figura 5.46, donde se representa con líneas continuas la evolución del CO del suelo para cada finca, partiendo de la vegetación nativa en situación de equilibrio. Los valores medidos en campo en ambos usos, que se representan con puntos y las líneas horizontales, indican el valor medio en cada uno de ellos.

Tal y como se observa en la Figura 5.46, el modelo RothC se ajustó a las áreas de vegetación nativa hasta obtener los valores medidos en campo. Este escenario representó el paso previo a partir del cual se implantó el cultivo del olivo. Como puede observarse, El Tobazo y Matallana presentaron medias inferiores al resto de las fincas. Ambas localidades presentan suelos fértiles muy apropiados para el cultivo, por lo que la vegetación nativa ha quedado relegada a pequeñas zonas marginales y de menor productividad. Con el cambio de uso del suelo disminuye el input anual de carbono, con lo que la concentración de CO comienza a descender hasta estabilizarse. En el momento en que se muestreó el olivar, los valores estimados por el modelo fueron más altos que los medidos en campo para todas las fincas analizadas, especialmente en Castillo y Deifontes. En la Figura 5.46 puede observarse como la caída en la concentración de CO en laboreo no llega nunca a alcanzar el valor medio obtenido en todas las fincas ($31,0 \pm 12,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$), aunque Matallana, El Tobazo y La Torre

se aproximaron bastante.

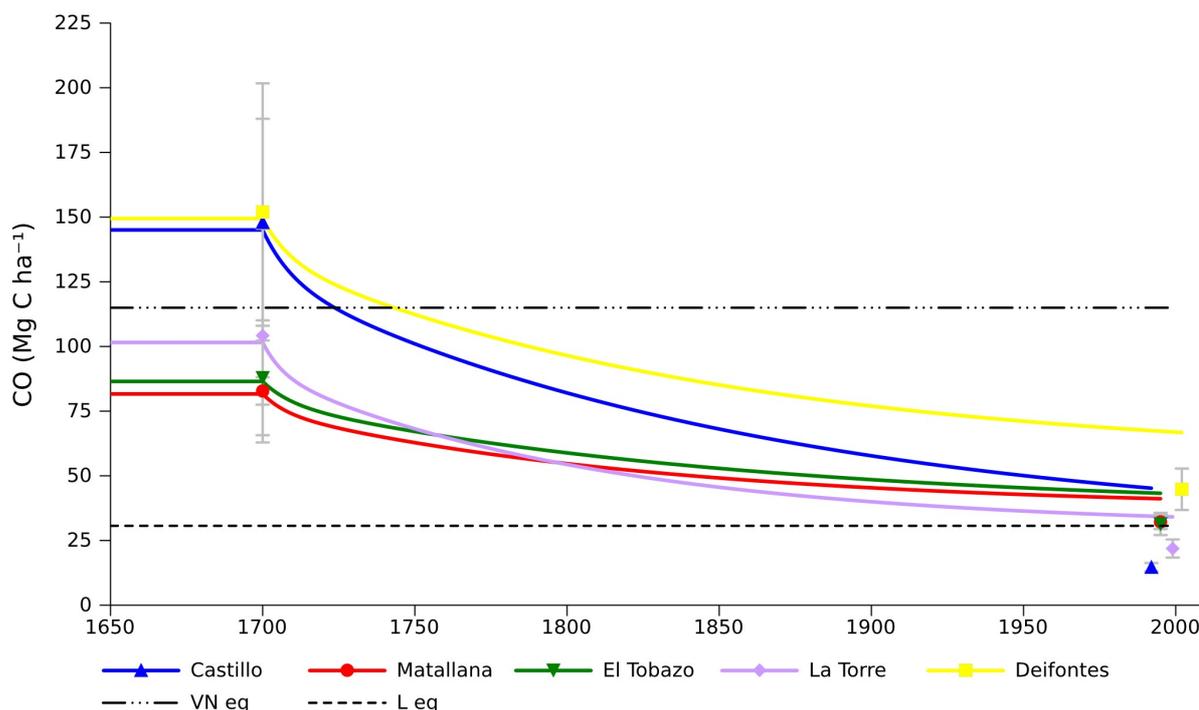


Figura 5.46. Cambios en el CO del suelo (0-30 cm) medidos en campo (puntos) y simulados por el modelo RothC (líneas continuas) para el cambio de uso del suelo de vegetación nativa a olivar labrado. Los valores medios medidos en cada uso en equilibrio se muestran en líneas discontinuas.

En esta figura también puede apreciarse cómo el carbono evolucionó de forma diferente en las fincas estudiadas, observándose dos tendencias distintas. Por un lado, Castillo y La Torre mostraron descensos acusados, mientras que la pendiente fue más suave y casi paralela en el resto de localizaciones. Estas diferencias parecen deberse al efecto combinado de la precipitación y la temperatura, con menores lluvias y temperaturas más altas en Castillo y La Torre que aceleraron la mineralización de los restos orgánicos (Franzluebbers, 2002). En Matallana, El Tobazo y Deifontes, las precipitaciones fueron más altas y/o se registraron menores temperaturas, con lo que se redujo la velocidad de descomposición, alcanzándose la estabilidad antes.

En la Tabla 5.52 se muestran los valores de CO en vegetación nativa y laboreo convencional medidos en campo, los estimados por RothC y el CO perdido durante el proceso, calculado como la diferencia entre ambos. Al final de la simulación, el carbono perdido osciló entre 8,90 y 30,52 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, debido presumiblemente al efecto continuado de la erosión,

parámetro que no es considerado por el modelo RothC. Deifontes fue la única finca que no presentó diferencias significativas al final del experimento debido a las altas desviaciones obtenidas, aunque en todas ellas se registraron pérdidas.

Muchos autores han relacionado las pérdidas de CO con la erosión del suelo. En olivares labrados situados en una pendiente del 30%, Francia et al. (2006) registraron tasas de erosión entre 1,0 y 10,4 Mg ha⁻¹ año⁻¹, mientras que Gómez et al. (2009b) midieron pérdidas de 2,9 Mg de suelo ha⁻¹ año⁻¹ en laboreo convencional. En términos de carbono, Boix-Fayos et al. (2009) señalaron que el carbono perdido por erosión tras un cambio en el uso del suelo variaba entre el 2 y el 78% del total almacenado en los primeros 5 cm del suelo (media del 0,15% por año), con ratios que oscilaban entre 0,008 y 0,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Martínez-Mena et al. (2008) registraron pérdidas de CO de 0,05 Mg C ha⁻¹ en un olivar labrado tras 15 meses, mientras que en los ensayos de Gómez et al. (2009a) se alcanzaron 0,2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Tabla 5.52. Valores de carbono orgánico medidos y simulados para el paso de vegetación nativa (VN) a olivar labrado (L), y diferencias significativas entre ellos al final del experimento (laboreo).

| | | IOM (Mg C ha ⁻¹) | Input C modelado (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | CO medido (Mg C ha ⁻¹) | CO modelado (Mg C ha ⁻¹) | Sig. (p) | CO perdido (Mg C ha ⁻¹) |
|------------------|----|---------------------------------|---|---------------------------------------|---|--------------|--|
| Castillo | VN | 14,5 | 4,42±1,17 | 148,0±40,0 | 148,0±40,0 | | |
| | L | 14,5 | 0,46±0,04 | 14,7±1,6 | 45,2±9,1 | 0,005 | 30,52±9,71 |
| Matallana | VN | 7,5 | 3,14±0,19 | 82,8±5,3 | 83,0±5,9 | | |
| | L | 7,5 | 1,22±0,10 | 32,2±2,8 | 41,1±3,4 | 0,025 | 8,90±0,57 |
| Tobazo | VN | 8,0 | 2,80±0,70 | 87,9±22,2 | 87,8±22,2 | | |
| | L | 8,0 | 1,01±0,14 | 31,4±4,3 | 43,3±2,8 | 0,016 | 11,89±5,51 |
| Torre | VN | 9,7 | 4,86±1,96 | 104,2±41,3 | 104,2±41,3 | | |
| | L | 9,7 | 1,06±0,16 | 21,9±3,5 | 34,1±6,7 | 0,049 | 12,27±6,25 |
| Deifontes | VN | 15,0 | 5,03±1,68 | 152,0±49,7 | 152,0±49,6 | | |
| | L | 15,0 | 1,57±0,30 | 44,8±8,0 | 66,7±13,6 | 0,074 | 21,91±10,22 |
| Media CO perdido | | | | | | | 17,10±10,35 |

De acuerdo con estos valores, la cantidad de carbono perdida en el suelo por erosión en el periodo estudiado podría oscilar entre 12 y 60 Mg C ha⁻¹. Los resultados obtenidos en este trabajo (media de 17,10 ± 10,35 Mg C ha⁻¹ año⁻¹) entran dentro de este rango, justificando que las variaciones en la concentración de carbono en el suelo entre los valores modelados y

medidos pueden venir condicionados la erosión. Las diferencias entre las fincas estudiadas parecen estar relacionadas con la intensidad de los procesos erosivos en cada zona. Los valores más altos se registraron en las fincas con topografía más abrupta y que han dado lugar a suelos más degradados, como Castillo. Las menores pérdidas, por el contrario, se observaron en las fincas de Matallana y El Tobazo, situadas en zonas con relieves llanos y/o suelos fértiles. Valores intermedios se observaron en Deifontes y La Torre, con topografías suaves y pequeñas lomas.

La variación entre los resultados simulados y los reales indicó que este modelo no se ajusta correctamente a los cambios en el uso del suelo en el área mediterránea cuando conllevan grandes descensos en la cobertura del suelo debido al importante efecto de la erosión sobre la concentración de CO en el suelo. Gottschalk et al. (2010) también señalaron pérdidas en el CO atribuibles a la erosión provocada por un cambio en el uso del suelo que no eran detectadas por el modelo RothC. Estos autores indicaron que las pérdidas de CO durante el cultivo continuo de suelos anteriormente no cultivados no podían ser simuladas con precisión, debido a que RothC no incluye una descripción explícita de los procesos de protección física del suelo o de la erosión.

En este caso, en el que ocurre pérdida de carbono asociada a procesos erosivos, sería necesario incluir en el modelo un parámetro de tasa de erosión que controlara el descenso en la concentración de CO y permitiera corregir el valor de IOM a lo largo del tiempo, ya que ésta es resistente a la mineralización pero no al arrastre. De acuerdo con estos resultados, Martínez-Mena et al. (2008) sugirieron que el principal pool de carbono movilizado por la erosión es la forma más estable (asociada a la fracción mineral), mientras que la fracción más lábil se debe principalmente al efecto del manejo del suelo más que a la erosión. La pérdida de CO del suelo tras el cambio de uso está asociada a incrementos en su concentración en las zonas de depósito de los sedimentos (Boix-Fayos et al., 2009) y a un aumento en las emisiones de CO₂ a la atmósfera (Smith, 2007).

5.4.4 Paso de olivar labrado a suelo cubierto

El cambio de manejo de suelo de olivar labrado a cubierta vegetal viva o inerte en cada finca se realizó observando los efectos provocados en cada una de las capas del perfil señaladas anteriormente (0-5, 0-15 y 0-30 cm). La finca Salido Bajo no se incluyó en el análisis. Tampoco se modelizó la cubierta de restos de poda de la finca El Tercio ya que no se pudo muestrear el manejo que se realizaba con anterioridad a éste (laboreo o no laboreo desnudo). El aporte de carbono por parte de la cubierta vegetal viva se repartió principalmente en los meses de febrero, marzo y abril, con mayor peso en los dos últimos debido al desbrozado. La adición de los restos de poda triturados se realizó en el mes de abril.

El cambio en el manejo del suelo se simuló a través de un escenario nuevo, ya que el valor de IOM procedente de la simulación anterior (vegetación nativa) se consideró erróneo para los terrenos labrados. El nuevo escenario se diseñó a partir del suelo en laboreo en equilibrio y se ejecutó en forma inversa para calcular la entrada total de carbono en cada cubierta, ajustando los valores de CO modelados con los medidos en campo. El ajuste se realizó en relación a los años de manejo de cada finca.

A partir de los resultados obtenidos en las capas de 0-5, 0-10 y 0-30 cm, se pudo conocer cuánto carbono procedía de la biomasa aérea y cuánto de la radical, tanto por parte del olivo como de la cubierta. En la capa de 0-5 cm se consideró que todo el carbono que entra en el suelo procede de la cubierta vegetal (aérea y raíces) y de la caída de hojas y otros restos del árbol que anualmente se barren de la zona bajo la copa y se depositan en el centro de la calle. En este intervalo, se consideró que apenas se desarrollan las raíces de olivo, por lo que el carbono procedente de las de la cubierta vegetal se calculó como la diferencia entre el input de carbono aéreo simulado para el olivo (Tabla 5.49) y el medido en campo para la biomasa aérea de ésta (Tabla 5.2).

El aporte de carbono por las raíces del olivo en las capas de 0-15 y de 0-30 cm se calculó como la diferencia entre el input total simulado en cada capa y el obtenido en la capa superior. Los resultados de esta simulación para cada finca se muestran en las Tablas 5.53, 5.54, 5.55 y 5.56, según el manejo del suelo empleado.

La cubierta química se muestreó en Castillo, Matallana y La Torre (Tabla 5.53). El input total más bajo se registró en Matallana, que presentó un mayor contenido en arcilla y una concentración de CO intermedia entre las otras dos fincas. Estos resultados confirman lo señalado por otros autores como Hassink (1997), Percival et al. (2000) o Dawson y Smith (2007) en relación con las partículas más finas del suelo y el carbono orgánico (Apartado 5.4.1).

Tabla 5.53. Inputs de carbono medidos en superficie para la cubierta química, y totales simulados por el modelo RothC para las capas de 0-5, 0-15 y 0-30 cm.

| CUBIERTA QUÍMICA | | | | | | | |
|-----------------------|---|------------|-------------------------|------------|------------|------------------------------|----------------|
| Prof. (cm) | Entradas de C al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | | CO (Mg ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
| | En superficie (aérea) | | En profundidad (raíces) | | Total | | |
| | Cubierta | Olivo | Cubierta | Olivo | | | |
| Castillo (1993-2007) | | | | | | | |
| 0-5 | 1,19 ±0,48 | 0,32 ±0,11 | 2,86 ±0,57a | 0 | 4,37 ±0,57 | 24,3 ± 3,0 | 45 |
| 0-15 | 1,19 ±0,48 | 0,32 ±0,11 | 2,86 ±0,57a | 2,39 ±0,42 | 6,76 ±0,69 | 41,2 ± 3,6 | 46 |
| 0-30 | 1,19 ±0,48 | 0,32 ±0,11 | 2,86 ±0,57a | 5,03 ±0,73 | 9,39 ±1,12 | 59,9 ± 5,8 | 46 |
| medido | 1,19 ± 0,48 | - | - | - | - | | |
| Matallana (1996-2008) | | | | | | | |
| 0-5 | 1,74 ±0,72 | 0,32 ±0,11 | 0,98 ±0,64ab | 0 | 2,67 ±0,78 | 16,5 ± 3,4 | 52 |
| 0-15 | 1,74 ±0,72 | 0,32 ±0,11 | 0,98 ±0,64ab | 1,21 ±0,19 | 3,88 ±0,78 | 30,5 ± 3,4 | 49 |
| 0-30 | 1,74 ±0,72 | 0,32 ±0,11 | 0,98 ±0,64ab | 2,84 ±0,92 | 5,51 ±0,91 | 49,4 ± 4,0 | 48 |
| medido | 1,74 ± 0,72 | - | - | - | - | | |
| La Torre (2006-2008) | | | | | | | |
| 0-5 | 2,01 ±1,28 | 0,32 ±0,11 | 0,83 ±0,78b | 0 | 3,16 ±0,78 | 7,7 ± 1,0 | 25 |
| 0-15 | 2,01 ±1,28 | 0,32 ±0,11 | 0,83 ±0,78b | 3,03 ±1,25 | 6,18 ±1,97 | 19,1 ± 2,6 | 24 |
| 0-30 | 2,01 ±1,28 | 0,32 ±0,11 | 0,83 ±0,78b | 5,73 ±1,77 | 8,88 ±2,42 | 33,6 ± 2,3 | 24 |
| medido | 2,01 ± 1,28 | - | - | - | - | | |
| 0-5 | 1,69 ±0,9 | | 1,63 ±1,17 | | 3,40 ±0,98 | | |
| ANOVA (F) | 2,45 | - | 7,97 | - | 4,44 | | |
| Sig. (p) | 0,099 | | 0,028 | | 0,07 | | |
| 0-15 | 1,69 ±0,9 | | 1,63 ±1,17 | 2,21 ±1,04 | 5,61 ±1,72 | | |
| ANOVA (F) | 2,45 | - | 7,97 | 4,31 | 4,20 | | |
| Sig. (p) | 0,099 | | 0,028 | 0,069 | 0,072 | | |
| 0-30 | 1,69 ±0,9 | | 1,63 ±1,17 | 4,53 ±1,68 | 7,93 ±2,31 | | |
| ANOVA (F) | 2,45 | - | 7,97 | 4,51 | 5,06 | | |
| Sig. (p) | 0,099 | | 0,028 | 0,064 | 0,052 | | |

En los 30 cm estudiados, la cubierta fue responsable del 30-50% del carbono total que entró en el suelo, alcanzando el 70% en los primeros 15 cm de Matallana. Del valor aportado por la cubierta, aproximadamente el 57% procedió de la biomasa aérea, siendo los aportes en profundidad el 43% restante. Estos hechos señalaron la importancia de este tipo de cubierta en la fijación de carbono por el suelo, no sólo por la biomasa producida en superficie sino también por la radical. El efecto de las raíces del olivo en la entrada de carbono tuvo un mayor peso a partir de los 15 cm de profundidad. Entre fincas solo se detectaron diferencias significativas en el aporte por las raíces de la cubierta de Castillo, lo cual pudo estar relacionado con las elevadas condiciones de degradación presentes en el laboreo de esta finca, así como por la variabilidad que puede existir en el desarrollo de ésta.

Tabla 5.54. Inputs de carbono medidos en superficie para la cubierta desbrozada ecológica, y totales simulados por el modelo RothC para las capas de 0-5, 0-15 y 0-30 cm.

| CUBIERTA DESBROZADA ECOLÓGICA | | | | | | | |
|-------------------------------|---|------------|-------------------------|------------|-------------|------------------------------|----------------|
| Prof. (cm) | Entradas de C al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | Total | CO (Mg ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
| | En superficie (aérea) | | En profundidad (raíces) | | | | |
| | Cubierta | Olivo | Cubierta | Olivo | | | |
| La Torre (2000-2008) | | | | | | | |
| 0-5 | 0,74 ±0,22 | 0,32 ±0,11 | 2,54 ±0,45 | 0 | 3,60 ±0,45 | 14,4 ± 1,5 | 26 |
| 0-15 | 0,74 ±0,22 | 0,32 ±0,11 | 2,54 ±0,45 | 2,65 ±0,59 | 6,25 ±1,02 | 29,4 ± 3,3 | 28 |
| 0-30 | 0,74 ±0,22 | 0,32 ±0,11 | 2,54 ±0,45 | 5,90 ±2,17 | 9,50 ±2,55 | 48,2 ± 8,4 | 32 |
| medido | 0,74 ± 0,22 | - | - | - | - | - | - |
| El Tobazo (1996-2008) | | | | | | | |
| 0-5 | 1,19 ±1,10 | 0,32 ±0,11 | 4,25 ±1,52 | 0 | 5,76 ±1,52 | 30,5 ± 6,3 | 27 |
| 0-15 | 1,19 ±1,10 | 0,32 ±0,11 | 4,25 ±1,52 | 3,17 ±0,20 | 8,94 ±1,55 | 52,7 ± 6,7 | 33 |
| 0-30 | 1,19 ±1,10 | 0,32 ±0,11 | 4,25 ±1,52 | 6,20 ±0,44 | 11,97 ±1,72 | 80,8 ± 7,7 | 36 |
| medido | 1,19 ± 1,10 | - | - | - | - | - | - |
| 0-5 | 1,01 ±0,87 | - | 3,40 ±1,37 | - | 4,68 ±1,55 | - | - |
| ANOVA (F) | 2,61 | - | 3,52 | - | 5,61 | - | - |
| Sig. (p) | 0,115 | - | 0,134 | - | 0,077 | - | - |
| 0-15 | 1,01 ±0,87 | - | 3,40 ±1,37 | 2,91 ±0,49 | 7,59 ±1,88 | - | - |
| ANOVA (F) | 2,61 | - | 3,52 | 2,14 | 6,30 | - | - |
| Sig. (p) | 0,115 | - | 0,134 | 0,217 | 0,066 | - | - |
| 0-30 | 1,01 ±0,87 | - | 3,40 ±1,37 | 6,05 ±1,41 | 10,73 ±2,37 | - | - |
| ANOVA (F) | 2,61 | - | 3,52 | 0,05 | 1,92 | - | - |
| Sig. (p) | 0,115 | - | 0,134 | 0,828 | 0,238 | - | - |

En la Tabla 5.54 se muestran los resultados obtenidos en las parcelas ecológicas con desbrozado mecánico. En este manejo, los mayores inputs se registraron en la finca con mayor contenido en CO en el suelo y mayor antigüedad en el manejo (El Tobazo), indicando un mayor desarrollo de la cubierta que también fue detectado en las medidas de biomasa aérea (Apartado 5.1). En los 30 cm estudiados, el aporte realizado por la cubierta representó el 35-45% del input total, superando el 61% en los primeros 15 cm de El Tobazo. En general, más del 70% del carbono aportado en la cubierta ecológica con desbrozado se realizó en profundidad, indicando una mayor actividad radical en comparación con la generación de biomasa aérea. Esta fue la principal diferencia con la cubierta química en la que la raíz de la cubierta solo fue responsable del 43%. En las fincas ecológicas con cubierta desbrozada se observó una gran variabilidad en las entradas de carbono modeladas para cada profundidad, aunque éstas no fueron estadísticamente significativas debido a las oscilaciones dentro de un mismo suelo.

En la Tabla 5.55 se observan los inputs de carbono modelados en las cubiertas de veza (desbrozada y enterrada) y la ecológica con enterrado muestreadas en Deifontes. Tal y como ocurre en las simulaciones realizadas anteriormente, el input de carbono modelado en cada caso estuvo condicionado por el porcentaje en arcilla (Figura 5.44) y el contenido final en CO. En Deifontes este hecho adquirió mayor importancia debido a los bajos valores de arcilla registrados (los menores en este trabajo). El input para los primeros 5 cm de la cubierta desbrozada fue aproximadamente el doble que el registrado en las enterradas debido fundamentalmente al menor porcentaje en arcilla (23% frente a 29 y 26%), ya que el contenido en CO no presentó diferencias significativas. De hecho, el input total modelado en la siguiente capa (15 cm), que incluye los aportes por las raíces del olivo, fue prácticamente igual al total obtenido de 0-5 cm.

En Matallana se simuló también la implantación de una cubierta vegetal viva en la que se añadían los restos de la poda triturados. En esta parcela, la biomasa medida en superficie mediante el aro metálico fue de $16,29 \pm 2,88 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 5.2). Sin embargo, debido a la baja velocidad de descomposición de los restos de poda por su alto contenido en lignina (Mariscal et al., 2000), cabe esperar que el aporte real al suelo cada año sea mucho menor. Para calcular qué cantidad de restos se añadieron al suelo anualmente, se utilizó el valor de poda registrado por García-Ortiz et al. (2004). Este autor midió una producción de 46,07 kg

de materia fresca por árbol (ramas y hojas) en la poda bianual de un olivar adulto de Jaén con una densidad de plantación de 70 árboles ha⁻¹. En Matallana, el cálculo se realizó para una densidad de plantación de 80 árboles ha⁻¹, una superficie cubierta del 30% y una concentración media de carbono orgánico en el material vegetal del 46,5% (Tabla 5.3). De acuerdo con estos valores, el aporte de carbono por los restos de poda sería aproximadamente de 1,94 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Tabla 5.55. Inputs de carbono medidos en superficie para las cubiertas vegetales de la finca Deifontes, y totales simulados por el modelo RothC para las capas de 0-5, 0-15 y 0-30 cm.

| Deifontes (2003-2008) | | | | | | | |
|-------------------------------------|---|------------|-------------------------|------------|------------|---------------------------|-------------|
| Prof. (cm) | Entradas de C al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | Total | CO (Mg ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
| | En superficie (aérea) | | En profundidad (raíces) | | | | |
| | Cubierta | Olivo | Cubierta | Olivo | | | |
| CUBIERTA ENTERRADA ECOLÓGICA | | | | | | | |
| 0-5 | 0,96 ±0,65 | 0,32 ±0,11 | 0,57 ±0,50 | 0 | 1,85 ±0,5 | 13,1 ± 1,3 | 29 |
| 0-15 | 0,96 ±0,65 | 0,32 ±0,11 | 0,57 ±0,50 | 0,99 ±0,85 | 2,94 ±0,82 | 31,3 ± 2,2 | 30 |
| 0-30 | 0,96 ±0,65 | 0,32 ±0,11 | 0,57 ±0,50 | 4,04 ±1,59 | 5,89 ±1,09 | 55,0 ± 2,7 | 29 |
| medido | 0,96 ± 0,65 | - | - | - | - | - | - |
| CUBIERTA VEZA ENTERRADA | | | | | | | |
| 0-5 | 1,69 ±1,00 | 0,32 ±0,11 | 0,51 ±0,43 | 0 | 2,52 ±1,00 | 14,8 ± 2,5 | 26 |
| 0-15 | 1,69 ±1,00 | 0,32 ±0,11 | 0,51 ±0,43 | 2,48 ±1,32 | 5,00 ±2,29 | 36,8 ± 5,9 | 26 |
| 0-30 | 1,69 ±1,00 | 0,32 ±0,11 | 0,51 ±0,43 | 4,71 ±2,48 | 7,23 ±3,35 | 58,3 ± 8,5 | 26 |
| medido | 1,69 ± 1,00 | - | - | - | - | - | - |
| CUBIERTA VEZA DESBROZADA | | | | | | | |
| 0-5 | 1,74 ±1,14 | 0,32 ±0,11 | 2,23 ±2,02 | 0 | 4,29 ±2,95 | 19,3 ± 7,5 | 23 |
| 0-15 | 1,74 ±1,14 | 0,32 ±0,11 | 2,23 ±2,02 | 0,65 ±0,60 | 4,68 ±3,55 | 36,0 ± 9,2 | 25 |
| 0-30 | 1,74 ±1,14 | 0,32 ±0,11 | 2,23 ±2,02 | 1,49 ±1,29 | 5,67 ±4,11 | 53,9 ± 12,2 | 25 |
| medido | 1,74 ± 1,14 | - | - | - | - | - | - |

En la Tabla 5.56 se observan los resultados obtenidos de la simulación de este escenario a partir del input de carbono para poda calculado. Según estos valores, la gestión conjunta de la cubierta vegetal y la adición de restos de poda representó un aporte de 4,27 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, el 75% del total en los primeros 15 cm del perfil y casi el 60% en los 30 cm estudiados. Del input total modelado por la cubierta, 2,33 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ provenían de la vegetación viva. Este valor fue similar a los más bajos registrados en las cubiertas químicas (Tabla 5.53)

y enterradas (Tabla 5.55) e inferior al de las cubiertas desbrozadas (Tabla 5.54), señalando el bajo desarrollo de la vegetación adventicia. También Pastor (2004) indicó que las cubiertas de restos de poda en olivar poseen un cierto efecto herbicida al reducir la germinación.

Tabla 5.56. Inputs de carbono medidos y simulados por el modelo RothC en la cubierta química con restos de poda de la finca Matallana, para las capas de 0-5, 0-15 y 0-30 cm. El carbono procedente de la poda fue calculado a partir de García-Ortiz (2004).

| CUBIERTA QUÍMICA CON RESTOS DE PODA - Matallana 1996-2008 | | | | | | | |
|---|---|-------------|-------------|----------------|------------|------------------------------|----------------|
| Prof. (cm) | Entradas de C al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | | | Total | CO (Mg ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
| | Poda (sup) | Olivo (sup) | Raíz olivo | Total cubierta | | | |
| 0-5 | 1,94 | 0,32 ±0,11 | 0 | 2,33 ±0,20 | 4,59 ±0,17 | 26,9 ± 0,8 | 50 |
| 0-15 | 1,94 | 0,32 ±0,11 | 1,11 ± 0,11 | 2,33 ±0,20 | 5,70 ±0,11 | 41,6 ± 2,2 | 52 |
| 0-30 | 1,94 | 0,32 ±0,11 | 2,81 ± 0,18 | 2,33 ±0,20 | 7,40 ±0,17 | 60,6 ± 0,8 | 52 |

Tabla 5.57. Inputs de carbono medidos y simulados por el modelo RothC en la cubierta química con restos de poda y residuos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara, para los 30 cm estudiados en la finca El Empalme (Nieto et al., 2010).

| CUBIERTA QUÍMICA CON RESTOS DE PODA Y RESIDUOS DE LIMPIEZA | | | | |
|--|--|---------------|------------------------------|----------------|
| Suelo | Entrada total de C al suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | | CO (Mg ha ⁻¹) | Arcilla (%) |
| | Modelado | Medido | | |
| CLcr (10 años) | 25,3 | 23,92 ± 14,27 | 158,0 ± 11,6 | 32 |
| VRcc (6 años) | 23,6 | 23,92 ± 14,27 | 113,6 ± 17,8 | 35 |

En la finca El Empalme, además de la adición de restos de poda sobre la cubierta química se depositaron anualmente residuos orgánicos procedentes de la limpieza de la aceituna en la almazara (Tabla 5.57). En este caso, la alta adición de carbono modificó considerablemente las propiedades del suelo en los centímetros más superficiales (Apartado 5.2.8), por lo que no se obtuvieron resultados fiables en la simulación de esta capa. Además, la distribución tan heterogénea de los residuos dificultó la media exacta de los aportes superficiales, por lo que los resultados obtenidos en las primeras capas no fueron precisos. Sin embargo, al realizar la simulación para el perfil completo (30 cm) se ajustaron los valores estimados a los reales.

En la Tabla 5.58 se resumen todos los manejos de suelo estudiados en este trabajo. En todos los casos, la implantación de cubierta vegetal incrementó las entradas de carbono al suelo con respecto al olivar labrado. El mayor input total modelado se registró en la cubierta desbrozada ecológica, con un valor medio en los primeros 30 cm de $10,73 \pm 2,37 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ aunque sin diferencias significativas con el resto de manejos. Estos altos valores vinieron condicionados principalmente por dos hechos. En primer lugar, esta diferencia pudo deberse al mayor tiempo transcurrido desde su implantación (8 y 12 años), que favoreció un mayor desarrollo de la cubierta y en especial del sistema radical frente a otros manejos. En segundo lugar, en aquellas fincas o manejos en los que la cubierta llevaba implantada el mismo tiempo o incluso más (por ejemplo la cubierta química de Castillo), las variaciones se debieron a los mayores inputs simulados en los primeros 5 cm de la cubierta vegetal desbrozada (medias de $4,68 \pm 1,55$ y $4,29 \pm 2,95 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la ecológica y de veza, respectivamente) frente al resto de cubiertas ($3,40 \pm 0,98$, $1,85 \pm 0,50$ y $2,52 \pm 1,00 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en la química, ecológica enterrada y de veza enterrada, respectivamente). Estos resultados coinciden con los señalados por Snapp y Borden (2005), quienes también hallaron una mayor producción en cubiertas vegetales de gramíneas y leguminosas desbrozadas mecánicamente frente a las tratadas con herbicida.

En este trabajo, sólo se observaron diferencias significativas entre el input total al suelo y el tipo de manejo de la cubierta (desbrozado mecánico, químico o mediante enterrado) en los primeros 5 cm. Los efectos del desbroce frente al enterrado fueron visibles en esta capa debido al aporte asociado a las raíces de la cubierta, que superó los $2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en las desbrozadas ($3,40 \pm 1,37$ y $2,23 \pm 2,02 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en espontánea desbrozada ecológica y veza desbrozada, respectivamente) y fue significativamente inferior en las parcelas enterradas (Figura 5.47). Esto se debe a un mayor desarrollo radical cuando no es dañado por la labor, como también han señalado otros autores (Snapp y Borden, 2005). En la cubierta química, los aportes por la raíz de la cubierta fueron intermedios entre los otros dos manejos (desbrozado mecánico y enterrado). En la producción de biomasa aérea ocurrió lo contrario, con valores significativamente más bajos en la cubierta desbrozada ecológica (EDE) frente a la química (EQ) (Tabla 5.2). Estos efectos desaparecieron a partir de los 5 cm de profundidad.

Tabla 5.58. Inputs de carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) simulados por el modelo RothC en todos los sistemas de cubierta estudiados en este trabajo.

| Tipo de cubierta | En superficie (aérea) | | En profundidad (raíces) | | | Total | | |
|---|-----------------------|-----------------|-------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|
| | Cubierta | Olivo | Cubierta (0-5) | Olivo (0-15) | Olivo (0-30) | (0-5) | (0-15) | (0-30) |
| Espontánea química ($n=9$) | 1,69 \pm 0,90 | 0,32 \pm 0,11 | 1,63 \pm 1,17 | 2,21 \pm 1,04 | 4,53 \pm 1,68 | 3,40 \pm 0,98 | 5,61 \pm 1,72 | 7,93 \pm 2,31 |
| Espontánea desbrozada ecológica ($n=6$) | 1,01 \pm 0,87 | 0,32 \pm 0,11 | 3,40 \pm 1,37 | 2,91 \pm 0,49 | 6,05 \pm 1,41 | 4,68 \pm 1,55 | 7,59 \pm 1,88 | 10,73 \pm 2,37 |
| Espontánea enterrada ecológica ($n=3$) | 0,96 \pm 0,65 | 0,32 \pm 0,11 | 0,57 \pm 0,50 | 0,99 \pm 0,85 | 4,04 \pm 1,59 | 1,85 \pm 0,50 | 2,94 \pm 0,82 | 5,89 \pm 1,09 |
| Veza enterrada ($n=3$) | 1,69 \pm 1,00 | 0,32 \pm 0,11 | 0,51 \pm 0,43 | 2,48 \pm 1,32 | 4,71 \pm 2,48 | 2,52 \pm 1,00 | 5,00 \pm 2,29 | 7,23 \pm 3,35 |
| Veza desbrozada ($n=3$) | 1,74 \pm 1,14 | 0,32 \pm 0,11 | 2,23 \pm 2,02 | 0,65 \pm 0,60 | 1,49 \pm 1,29 | 4,29 \pm 2,95 | 4,68 \pm 3,55 | 5,67 \pm 4,11 |
| Espontánea química con restos de poda ($n=3$) | * | 0,32 \pm 0,11 | * | 1,11 \pm 0,11 | 2,81 \pm 0,18 | 4,59 \pm 0,17 | 5,70 \pm 0,11 | 7,40 \pm 0,17 |
| H | 21,47 | | 11,19 | 14,89 | 10,01 | 12,15 | 9,59 | 8,40 |
| Sig. (p) | 0,001 | | 0,025 | 0,011 | 0,075 | 0,033 | 0,087 | 0,136 |

Test no paramétrico de Kruskal-Wallis

* En la cubierta EQ+P no se pudo diferenciar entre aporte aéreo y radical de la vegetación viva, aunque el aporte total (poda + cubierta viva) fue de $4,27 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.

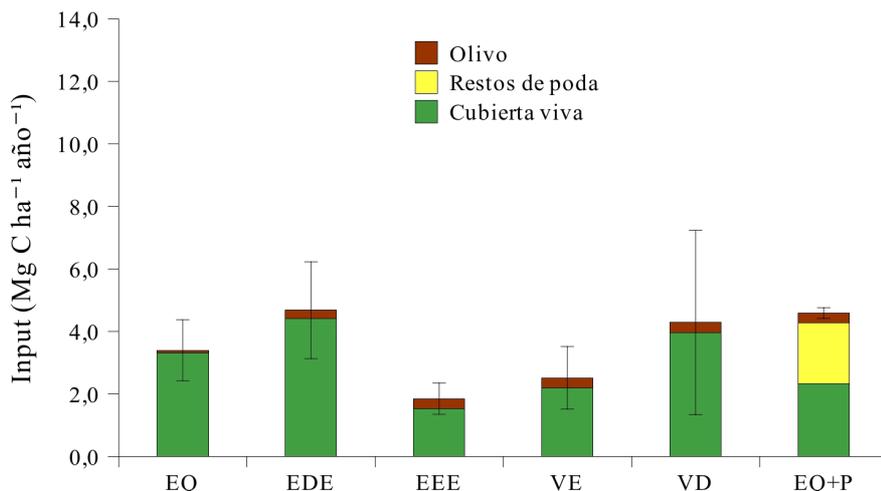


Figura 5.47. Entrada de carbono al suelo asociada a cada manejo con cubierta en la capa de 0-5 cm.

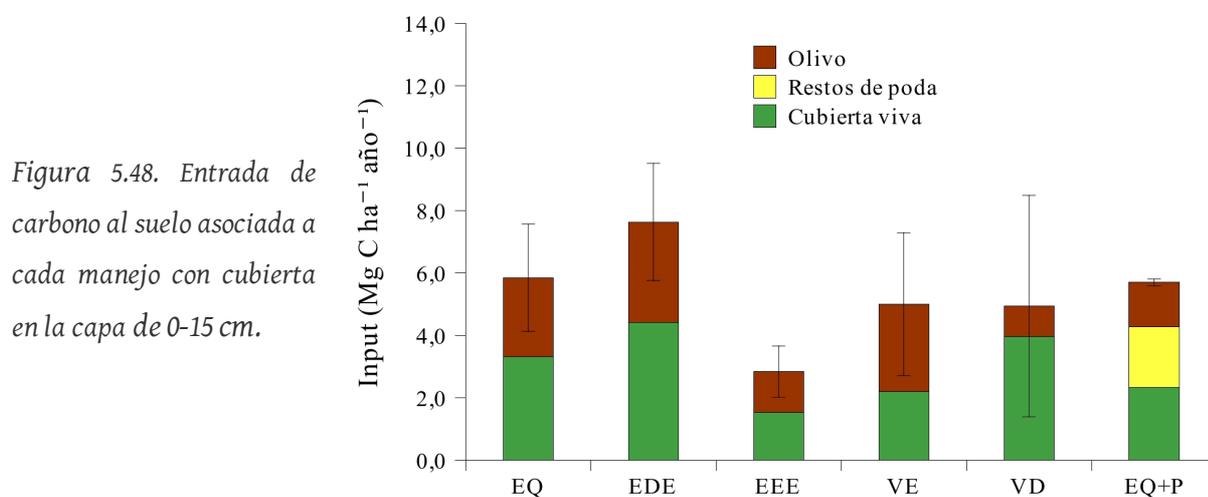


Figura 5.48. Entrada de carbono al suelo asociada a cada manejo con cubierta en la capa de 0-15 cm.

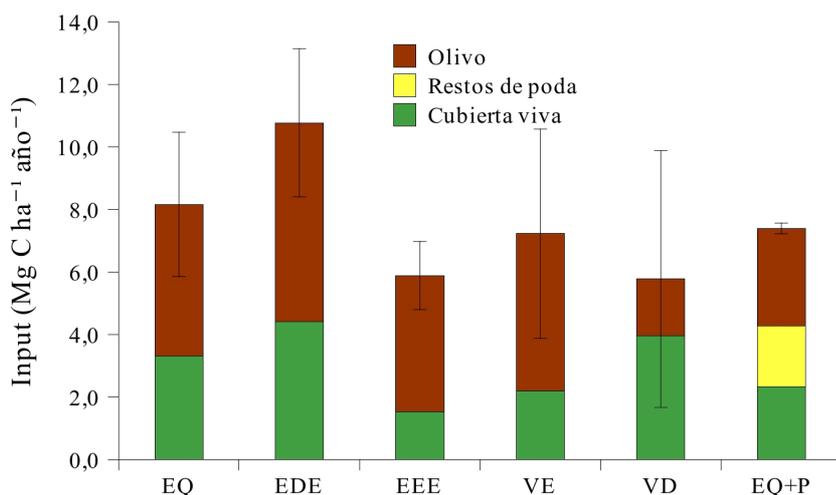


Figura 5.49. Entrada de carbono al suelo asociada a cada manejo con cubierta en la capa de 0-30 cm.

EQ: cubierta espontánea química; EDE: cubierta espontánea desbrozada ecológica; EEE: cubierta espontánea enterrada ecológica; VE: cubierta de veza enterrada; VD: cubierta de veza desbrozada; EQ+P: cubierta espontánea química con restos de poda.

En general, el aporte de carbono por la vegetación adventicia representó entre el 44 y el 85% del total en los primeros 15 cm estudiados, con los valores más bajos en las enterradas (Figura 5.48). El peso del input de carbono por la cubierta disminuyó al considerar los 30 cm del perfil, donde la influencia del olivo tomó el papel predominante (más del 50%) excepto en la cubierta con restos de poda, donde el olivo fue responsable del 42% del aporte total de carbono en esta capa.

En cuanto a las variaciones en el input de carbono por las raíces de las cubiertas ecológicas o sembradas, Jackson et al. (1996) encontraron una menor densidad de raíces en cultivos frente a otros biomas (hasta una décima parte respecto a un pastizal del área templada). Por el contrario, Moreno et al. (2005) señaló una menor densidad de raíces en la vegetación nativa desarrollada en una dehesa frente a un ensayo con avena sembrada entre los árboles. En este trabajo no se observó la relación existente entre el sistema radical de la cubierta espontánea o sembrada, ya que el efecto de la labor o el desbrozado afectó a las posibles diferencias entre ellas.

El carbono procedente de las raíces del olivo fue mucho mayor en los suelos con cubierta que en los suelos labrados, lo que indicó un mayor desarrollo del sistema radical probablemente debido a la ausencia de pases de labor y a la mejora de las propiedades del suelo (Pastor, 1991; Galvez et al., 2004). Este aporte superó los 2 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en la capa de 0-15 cm, excepto en las parcelas de Deifontes con manejo espontáneo enterrado y veza desbrozada, que registraron valores significativamente más bajos aunque con altas desviaciones (Tabla 5.55). La variación en el aporte de carbono por las raíces del olivo en esta capa fueron muy variables y no estuvieron relacionadas con el manejo ni con la textura del suelo, principales factores que pudieron afectar a este parámetro (Pastor, 1991; Aguilar, 1995a). En el estudio del perfil completo, la producción de carbono por las raíces del olivo también fue muy variable, con valores generalmente menores de 5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ excepto en la cubierta desbrozada ecológica, donde alcanzó 6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹, aunque sin diferencias significativas.

En la región semiárida mediterránea, el desarrollo de la vegetación adventicia depende principalmente de la precipitación anual (López et al., 2005; Castro et al., 2008). Este hecho determina la cantidad de biomasa generada por la cubierta y por tanto la cantidad de carbono que entra en el suelo. En este trabajo, los valores de input en cada manejo

presentaron altas desviaciones típicas, como era de esperar dadas las diferencias en las condiciones edáficas y climáticas de Andalucía. No existe mucha información sobre la producción total de carbono en cultivos arbóreos con cubierta vegetal ya que resulta muy difícil de cuantificar. Los trabajos existentes en la bibliografía suelen calcular los aportes en cultivos o áreas naturales a partir de modelos como RothC (Falloon et al., 1998; Romanyà et al., 2000; Zimmermann et al., 2007; Álvaro-Fuentes et al., 2009; Gottschalk et al., 2010), ya que incluyen en el cómputo los inputs procedentes de restos de plantas en superficie y en profundidad, micorrizas de hongos muertas, raíces muertas, exudados de raíces, productos microbianos, y carbono orgánico fijado por organismos autótrofos del suelo (Jenkinson et al., 1999).

A pesar de que no existen valores de input de carbono en la bibliografía para olivar con cubierta vegetal, sí se han realizado simulaciones para cultivos de grano, que pueden asemejarse a una cubierta vegetal sembrada en el centro de la calle. Así, en un cultivo de cebada en el área mediterránea con y sin riego, Álvaro-Fuentes et al. (2009) midieron una entrada de carbono de 3,29 y 2,52 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ respectivamente bajo no laboreo, y valores ligeramente superiores en laboreo (3,56 y 2,83 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Romanyà et al. (2000) indicaron un input modelado de 2,17 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ también para un cereal mediterráneo manejado de forma convencional.

En otros ámbitos geográficos, otros autores han registrado amplios intervalos en el input total de carbono al suelo. En la parcela experimental de Rothamsted (Reino Unido), la entrada de carbono en un cultivo de cereal donde se eliminaban los residuos de cosecha osciló entre 1,3 y 3,0 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Jenkinson et al., 1992). En el estudio realizado por Falloon et al. (2006) para conocer los cambios en el contenido en CO del suelo en el Reino Unido, se señalaron los siguientes rangos de input de carbono para Gran Bretaña y Norte de Irlanda, respectivamente: 4,18 ± 2,16 y 5,61 ± 1,87 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ para pastos permanentes y 3,67 ± 1,71 y 5,86 ± 2,02 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en áreas cultivadas. En sistemas de sabana con árboles en Kenia, Jenkinson et al. (1999) estimaron un input entre 3,73 y 4,24 Mg C ha⁻¹ año⁻¹.

Los valores registrados en la bibliografía para cultivos de cereal son similares a los obtenidos en la cubierta vegetal de este trabajo, con un valor medio que osciló entre 1,53 y 4,36 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Figura 5.47). Sin embargo, en el olivar se registró un input total significativamente más alto que para otros usos o cultivos. Este hecho se debe a varios

motivos. En primer lugar, en las cubiertas implantadas no se extrae biomasa en la cosecha, sino que generalmente todo el carbono fijado por la planta es añadido al suelo. Además, en el olivo se produce un importante aporte de carbono procedente tanto de la biomasa aérea como de la radical que influye en el input total al suelo (Tabla 5.58).

El aporte conjunto de las cubiertas vegetales y los residuos de cultivo realizado en la finca de El Empalme fue el manejo que presentó los mayores inputs de carbono de todos los estudiados. En este manejo y en el que se añadieron restos de poda triturados (Matallana) se registró una alta desviación típica. Esto fue debido, como se ha indicado anteriormente, a la dificultad que supone su reparto homogéneo en la superficie del suelo. Además, los restos aportados presentan una gran diversidad estructural (restos de gramíneas y leguminosas, raíces, hojas y madera de olivo, huesos y otros restos de la aceituna, tierra, etc), por lo que la velocidad de descomposición es muy variable. Estos motivos hacen que sea muy difícil calcular el input medio a partir de las medidas de biomasa aérea realizadas en campo.

Como puede observarse en la Figura 5.47, 5.48 y 5.49, el aporte de la vegetación viva en la cubierta con restos de poda fue de $2,33 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, menor que la registrada en las cubiertas desbrozadas y ligeramente superior a las enterradas, aunque sin diferencias significativas en ningún caso. Estos resultados confirman el efecto de los restos vegetales en la superficie del suelo sobre la germinación de plantas adventicias (Pastor, 2004) y el mayor desarrollo radical de la cubierta cuando no es dañado por la labor (Snapp y Borden, 2005).

Otros trabajos que han estudiado el aporte de restos de cultivos al suelo han medido rangos igualmente amplios. Sainju et al. (2006) midieron un aporte de carbono total que osciló entre $6,8$ y $18,4 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ en un cultivo de soja y algodón en el que se manejaban cubiertas vegetales y además se trituraban los restos anuales del cultivo tras la cosecha. Nyakatawa et al. (2001) añadieron una gran cantidad de restos de cosecha (del orden de 75 - $90 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ de biomasa seca) en un cultivo también de algodón con cubierta. Un valor de referencia por la similitud en el manejo, aunque no en el mismo cultivo y con diferente clima, es el presentado por Kaonga y Coleman (2008) en un cultivo arbóreo con cubierta vegetal en Zambia donde se añadían restos de cultivos de maíz en el espacio entre árboles. Estos autores registraron un input total modelado que osciló entre $2,2$ y $6,1 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Los valores registrados en este trabajo para la cubierta con restos de poda de Matallana también fueron muy altos, aunque inferiores a los registrados por estos autores debido

probablemente a las diferencias del cultivo y clima (densidad de plantación, biomasa aérea...). En El Empalme, los valores fueron más altos debido al elevado aporte procedente de la limpieza de la aceituna en la almazara.

5.4.5 Balances de carbono

En las Tablas 5.59 y 5.60 se observan los flujos de CO₂ (fijación y emisión) asociados a los cambios de manejo simulados en el apartado anterior, y el balance total calculado a partir de estos flujos para el primer año de implantación de cubierta vegetal, respectivamente.

Como puede observarse en la Tabla 5.59, el CO₂ emitido como resultado de la respiración heterotrófica se incrementó significativamente ($p < 0,05$) en los manejos con cubierta con respecto al suelo labrado debido al aumento de las entradas de carbono. La contribución de los restos vegetales a la respiración del suelo varió según el manejo, siendo del 27% en el olivar labrado (es decir, el 27% del carbono que anualmente entra al suelo fue liberado en forma de CO₂) y entre el 10 y el 20% en los manejos con cubiertas. La relación entre el input de carbono y la respiración del suelo ha sido señalada por otros autores (Bhogal et al., 2009; Gavrichkova et al., 2010) ya que al aumentar la materia orgánica se produce una mejora de las condiciones para el desarrollo de microorganismos y, por tanto la emisión de los productos resultantes de la mineralización.

Tabla 5.59. Flujo anual de carbono en el suelo ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) y emisión por la quema de los restos de poda, para el laboreo convencional ($t=0$) y tras el primer año de implantación de cubierta ($t=1$). El signo (-) implica emisión.

| Finca y manejo | Flujo de CO_2 ($\text{Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) | | |
|---|--|-----------------------|-------------------------|
| | Entrada de carbono | Respiración del suelo | Quema de restos de poda |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA QUÍMICA | | | |
| Castillo | | | |
| $L_{t=0}$ | 1,70 ± 0,14 | -0,46 ± 0,04 | -3,74 |
| $EQ_{t=1}$ | 34,47 ± 4,11 | -5,25 ± 0,45 | -3,74 |
| Matallana | | | |
| $L_{t=0}$ | 4,49 ± 0,38 | -1,22 ± 0,10 | -2,20 |
| $EQ_{t=1}$ | 20,21 ± 3,35 | -3,63 ± 0,51 | -2,20 |
| La Torre | | | |
| $L_{t=0}$ | 3,89 ± 0,57 | -1,06 ± 0,16 | -1,92 |
| $EQ_{t=1}$ | 32,60 ± 8,88 | -6,00 ± 0,88 | -1,92 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA QUÍMICA CON RESTOS DE PODA | | | |
| Matallana | | | |
| $L_{t=0}$ | 4,49 ± 0,38 | -1,22 ± 0,10 | -2,20 |
| $EQ+P_{t=1}$ | 27,17 ± 0,63 | -4,26 ± 0,14 | 0,00 |
| Empalme CLcr | | | |
| $L_{t=0}$ | 3,73 ± 0,13 | -1,02 ± 0,04 | -2,25 |
| $EQ+P_{t=1}$ | 12,80 | -1,44 | 0,00 |
| Empalme VRcc | | | |
| $L_{t=0}$ | 3,77 ± 0,04 | -1,03 ± 0,01 | -2,25 |
| $EQ+P_{t=1}$ | 13,54 | -1,48 | 0,00 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA DESBROZADA ECOLÓGICA | | | |
| El Tobazo | | | |
| $L_{t=0}$ | 3,69 ± 0,52 | -1,01 ± 0,14 | -1,37 |
| $EDE_{t=1}$ | 43,89 ± 6,24 | -6,78 ± 0,97 | -1,37 |
| La Torre | | | |
| $L_{t=0}$ | 3,89 ± 0,57 | -1,06 ± 0,16 | -1,92 |
| $EDE_{t=1}$ | 34,87 ± 9,42 | -5,76 ± 1,32 | -1,92 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA ENTERRADA ECOLÓGICA | | | |
| Deifontes | | | |
| $L_{t=0}$ | 5,76 ± 1,09 | -1,57 ± 0,30 | -2,86 |
| $EEE_{t=1}$ | 21,63 ± 4,01 | -4,02 ± 0,68 | -2,86 |
| CUBIERTA DE VEZA ENTERRADA | | | |
| Deifontes | | | |
| $L_{t=0}$ | 5,76 ± 1,09 | -1,57 ± 0,30 | -2,86 |
| $Ve\ ent_{t=1}$ | 26,52 ± 12,31 | -4,75 ± 1,95 | -2,86 |
| CUBIERTA DE VEZA DESBROZADA | | | |
| Deifontes | | | |
| $L_{t=0}$ | 5,76 ± 1,09 | -1,57 ± 0,30 | -2,86 |
| $Ve\z desb_{t=1}$ | 20,80 ± 15,08 | -4,15 ± 0,69 | -2,86 |

Como hemos dicho antes, los valores de CO₂ estimados por el modelo hacen referencia exclusivamente a la respiración heterotrófica del suelo (no incluye la realizada por las raíces). En olivar no se han encontrado valores relativos a la respiración heterotrófica, aunque sí se han realizado medidas del flujo total de CO₂. Sólo Sofo et al. (2005) estimaron el CO₂ liberado a la atmósfera como resultado de la mineralización de los restos de cosecha añadidos al suelo en 3,09 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, siendo próximo a los rangos obtenidos en cubiertas en este trabajo. En relación a la emisión total de CO₂ por el suelo, Almagro et al. (2010) registraron un valor medio de 4,27 ± 0,30 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (aproximadamente 15,63 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹) en un olivar de secano de la provincia de Murcia. Testi et al. (2008) midieron una respiración del suelo de 0,06 mg CO₂ m⁻² s⁻¹, que equivale aproximadamente a 18,92 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, en un olivar intensivo (408 árboles ha⁻¹) con suelo desnudo. En una dehesa (herbáceas y árboles) del área central de la Península Ibérica, Casals et al. (2009) midieron un flujo de CO₂ total de 7,05 y 7,33 g CO₂ m⁻² día⁻¹ (aproximadamente 25,73 y 26,76 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹). Los resultados obtenidos en este trabajo coinciden con los estimados por Sofo et al. (2005), e indican el bajo peso de la respiración heterotrófica en los suelos con bajo contenido en CO y escasos aportes de restos orgánicos (labrado), y por lo tanto la mayor influencia de las raíces del olivo en las emisiones de CO₂ en estos sistemas.

En otros cultivos, Paustian et al. (2000) registraron valores de respiración heterotrófica del suelo que oscilaban entre 1,58 y 2,46 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (aproximadamente 5,80 y 9,03 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹) para un cultivo de cebada y un pasto de rotación en Colorado, respectivamente. En Alemania, Anthoni et al. (2004) registraron rangos más altos (2,63 – 2,81 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). Los resultados obtenidos en las cubiertas de este trabajo son próximos al mínimo registrado en la bibliografía para el cultivo de cebada. Las diferencias pueden ser debidas a las características climáticas, que afectan a las tasas de fijación de carbono. Vleeshouwers and Verhagen (2002) señalaron que los rangos más altos de fijación relacionados con el aporte de residuos orgánicos se registraban en la zona sur de Europa (incluyendo España), donde las altas temperaturas coinciden con periodos de menor humedad. En estas zonas, a pesar de que se existen bajos contenidos en carbono orgánico, la descomposición de la materia orgánica es menor.

La otra gran fuente de emisión que se tuvo en cuenta en el flujo de carbono realizado fue la quema de los restos de cosecha (Tabla 5.59), que se realizó por igual en todos los manejos

excepto en la cubierta química con restos de poda. La eliminación de estos residuos, que ocasionalmente pueden ser empleados como combustible, supuso una emisión que osciló entre 1,92 y 3,74 Mg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, dependiendo de la densidad de plantación en cada finca. Lal (2004) señaló que la quema de biomasa es una actividad agrícola que acentúa las emisiones de CO₂ causadas por la descomposición de la materia orgánica. Además, este proceso emite numerosos gases de efecto invernadero de forma inmediata. Frente a la quema, este autor propone como práctica de manejo recomendada la devolución de estos residuos al suelo como enmienda superficial.

El aumento en la emisión de CO₂ en los manejos con cubiertas estuvo relacionado con una retirada previa de carbono atmosférico que fue fijado en la biomasa mediante la fotosíntesis. Su adición al suelo dio lugar a un incremento en la concentración de CO que osciló entre 1,50 y 7,34 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Tabla 5.60), y a una fijación total de carbono por el suelo entre 2,68 y 10,57 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. Las diferencias registradas dependieron principalmente de la cantidad de biomasa aportada en cada caso. Los valores más altos se registraron en la cubierta ecológica desbrozada (8,27 ± 1,57 Mg C ha⁻¹ año⁻¹), donde los inputs fueron máximos, y los más bajos en la cubierta ecológica enterrada y de veza desbrozada (<5 Mg C ha⁻¹ año⁻¹). El valor medio de la cubierta con restos de poda disminuyó debido a los bajos aportes por poda utilizados en la modelización en la finca de El Empalme. No obstante, el carbono fijado al utilizar este manejo puede alcanzar 6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. De hecho, aproximadamente el 23% del carbono añadido como resto de poda quedó retenido por el suelo, mientras que en el resto de manejos, el porcentaje fue inferior.

Comparativamente, la variación y el balance de CO en el suelo en la cubierta espontánea química con restos de poda fue inferior a la media obtenida con sólo cubierta química. Esto era de esperar dada la lenta incorporación del carbono de los restos de poda al suelo, especialmente teniendo en cuenta que la modelización se ha realizado para el primer año, y a la disminución en la germinación de plantas adventicias por efecto de los residuos acumulados en superficie (Pastor, 2004).

El empleo de varios métodos para estimar la tasa de fijación o secuestro de carbono por el suelo registrados en la bibliografía hace que la comparación entre ellos sea particularmente difícil. En algunos trabajos (por ejemplo, West y Post, 2002; West y Six, 2006; Álvaro-Fuentes et al., 2009), el ratio de fijación de CO se calcula dividiendo la variación en CO del suelo entre

el número de años durante el cual se ha realizado la simulación. Sin embargo, de acuerdo con Feller y Bernoux (2008), este valor ha sido definido en este trabajo como variación de carbono en el suelo (Tabla 5.60).

Tabla 5.60. Carbono orgánico (CO) medido en el suelo para el laboreo convencional ($t=0$) y tras el primer año de implantación de cubierta ($t=1$), y CO fijado expresado como la diferencia entre la concentración de CO del suelo y como el balance entre las entradas y salidas.

| Finca y manejo | CO suelo (Mg C ha ⁻¹) | Variación CO suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | Balance CO |
|---|--------------------------------------|--|--------------------|
| CUBIERTA ESPONTÁNEA QUÍMICA | | | |
| Castillo | | | |
| L _{t=0} | 14,7 ± 1,6 | | |
| EQ _{t=1} | 20,1 ± 1,4 | 5,35 ± 0,54 | 7,63 ± 0,99 |
| Matallana | | | |
| L _{t=0} | 32,2 ± 2,8 | | |
| EQ _{t=1} | 34,4 ± 2,9 | 2,18 ± 0,48 | 3,63 ± 0,75 |
| La Torre | | | |
| L _{t=0} | 21,9 ± 3,5 | | |
| EQ _{t=1} | 26,4 ± 2,3 | 4,53 ± 1,26 | 6,48 ± 2,38 |
| Media | | 4,02 ± 1,65 | 5,91 ± 2,06 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA QUÍMICA CON RESTOS DE PODA | | | |
| Matallana | | | |
| L _{t=0} | 32,2 ± 2,8 | | |
| EQ+P _{t=1} | 35,8 ± 2,8 | 3,59 ± 0,02 | 5,95 ± 0,06 |
| Empalme CLcr | | | |
| L _{t=0} | 26,4 ± 0,9 | | |
| EQ+P _{t=1} | 28,3 | 1,88 | 2,97 |
| Empalme VRcc | | | |
| L _{t=0} | 27,1 ± 0,3 | | |
| EQ+P _{t=1} | 29,4 | 2,33 | 3,15 |
| Media | | 2,60 ± 0,89 | 4,03 ± 1,67 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA DESBROZADA ECOLÓGICA | | | |
| El Tobazo | | | |
| L _{t=0} | 31,4 ± 4,3 | | |
| EDE _{t=1} | 37,7 ± 5,3 | 6,33 ± 0,99 | 9,38 ± 1,33 |
| La Torre | | | |
| L _{t=0} | 21,9 ± 3,5 | | |
| EDE _{t=1} | 26,4 ± 2,0 | 4,52 ± 1,75 | 7,16 ± 2,31 |
| Media | | 5,43 ± 1,28 | 8,27 ± 1,57 |
| CUBIERTA ESPONTÁNEA ENTERRADA ECOLÓGICA | | | |
| Deifontes | | | |
| L _{t=0} | 44,8 ± 8,0 | | |
| EEE _{t=1} | 47,2 ± 8,6 | 2,39 ± 0,83 | 3,66 ± 0,85 |

Tabla 5.60. Carbono orgánico (CO) medido en el suelo para el laboreo convencional ($t=0$) y tras el primer año de implantación de cubierta ($t=1$), y CO fijado expresado como la diferencia entre la concentración de CO del suelo y como el balance entre las entradas y salidas (continuación).

| Finca y manejo | CO suelo (Mg C ha ⁻¹) | Variación CO suelo (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹) | Balance CO |
|------------------------------------|--------------------------------------|--|--------------------|
| CUBIERTA DE VEZA ENTERRADA | | | |
| Deifontes | | | |
| L _{t=0} | 44,8 ± 8,0 | 3,14 ± 2,13 | 4,79 ± 2,61 |
| Veza ent _{t=1} | 48,0 ± 10,1 | | |
| CUBIERTA DE VEZA DESBROZADA | | | |
| Deifontes | | | |
| L _{t=0} | 44,8 ± 8,0 | 2,49 ± 0,84 | 3,70 ± 3,38 |
| Veza desb _{t=1} | 47,3 ± 8,8 | | |

La tasa total de fijación de carbono por el suelo, definida en la bibliografía como *soil carbon sequestration*, no ha sido evaluada debido a la falta de datos de emisión de otros gases de efecto invernadero y de tasas de respiración por raíces, necesarios para el cálculo de este parámetro. De hecho, la adición de residuos vegetales como los restos de cultivo contribuyen a la emisión de otros gases de efecto invernadero que deben ser computados a la hora de realizar el balance global (Porta et al., 2003; Dawson y Smith, 2007; Mondini et al., 2007).

En cultivos arbóreos manejados con cubierta vegetal, como es el caso del olivo, el flujo total de CO₂ queda regulado por los intercambios realizados por el árbol y por la vegetación de la cubierta, lo que hace aún más complejo el contraste con otros trabajos. Testi et al. (2008) indicaron que este tipo de cultivos merecen estudios específicos de intercambio gaseoso, ya que no pueden ser fácilmente incluidos en otros biomas. Es importante señalar que sólo en el manejo ecológico la vegetación adventicia cubrió el 100% de la superficie total. En el resto, la zona cubierta osciló entre el 24 y el 50%, por lo que los valores de fijación de carbono estimados en este trabajo hacen referencia a la superficie de cubierta implantada en el olivar. Aún así, Villalobos et al. (2006) señalaron un alto potencial de captura de carbono por el olivo, especialmente en condiciones óptimas de agua, e indicaron que la eficacia de este cultivo para fijar carbono es mayor que para otro tipo de cultivos en Europa.

En general, los resultados obtenidos en este trabajo muestran como el empleo de manejos del suelo que favorecen la entrada de residuos vegetales incrementan la concentración de CO y su fijación por el suelo en cantidades muy elevadas. Los altos valores registrados se deben, en

primer lugar, a que han sido estimados para el primer año tras el cambio de manejo. Como puede observarse en las Figuras 5.50 y 5.51, el incremento de CO disminuye con el tiempo en todos los manejos conforme el suelo se aproxima a un nuevo estado de equilibrio (Ingram y Fernandes, 2001). Por otro lado, otros autores (Vleeshouwers and Verhagen, 2002; Smith et al., 2005a) ya han señalado que en España, las tasas de mineralización son menores que en otros lugares de Europa debido a las características climáticas propias de esta zona.

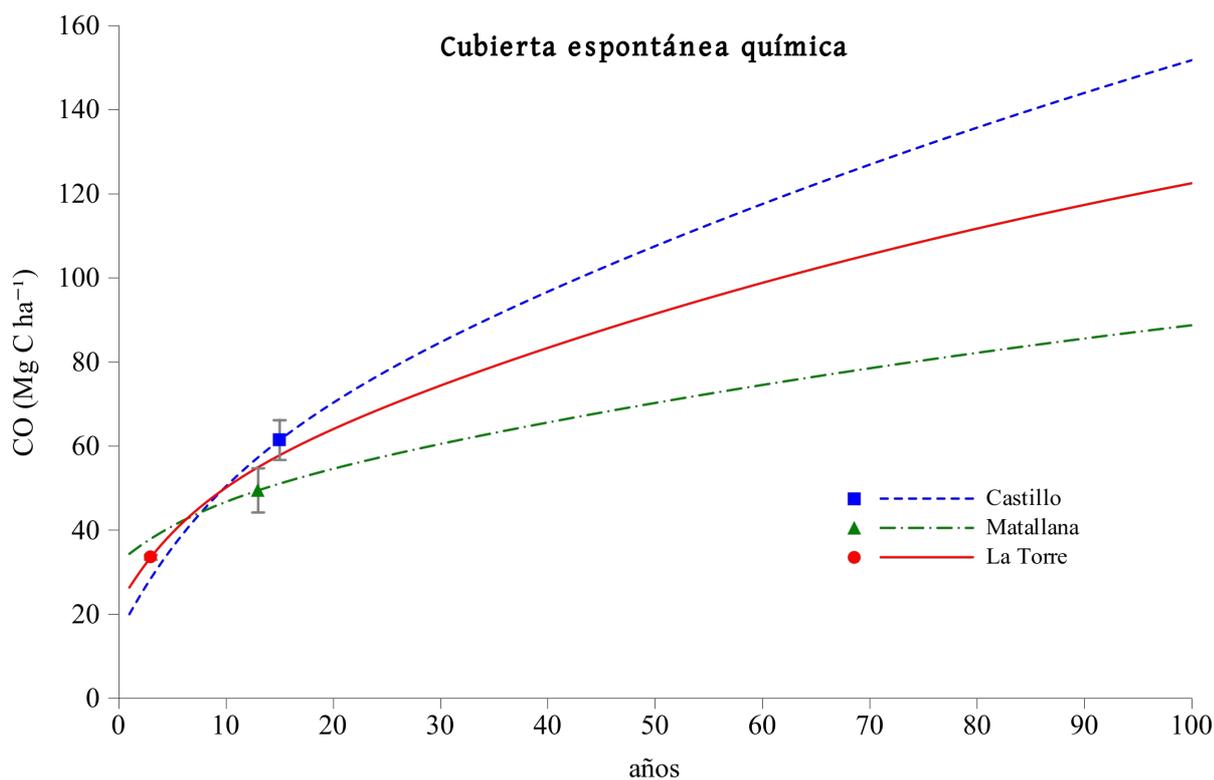


Figura 5.50. Evolución del contenido en carbono orgánico del suelo durante los 100 primeros años de implantación de una cubierta espontánea química.

Como hemos visto anteriormente, las características climáticas y edafológicas de una determinada zona determinan la productividad de la cubierta y por tanto la cantidad de carbono que puede entrar en el suelo. En la Figura 5.50 se puede observar cómo la finca que más se aproxima al estado de equilibrio en un periodo de tiempo menor es la que presentó un input total de carbono más bajo (Tabla 5.53). Por otro lado, Castillo, que partió de condiciones más degradadas, necesita aún más tiempo para alcanzar el estado estacionario. En las parcelas ecológicas se obtuvieron resultados similares a las químicas (Figura 5.51), registrándose una mayor capacidad de fijación de carbono por el suelo en la finca con mayor input.

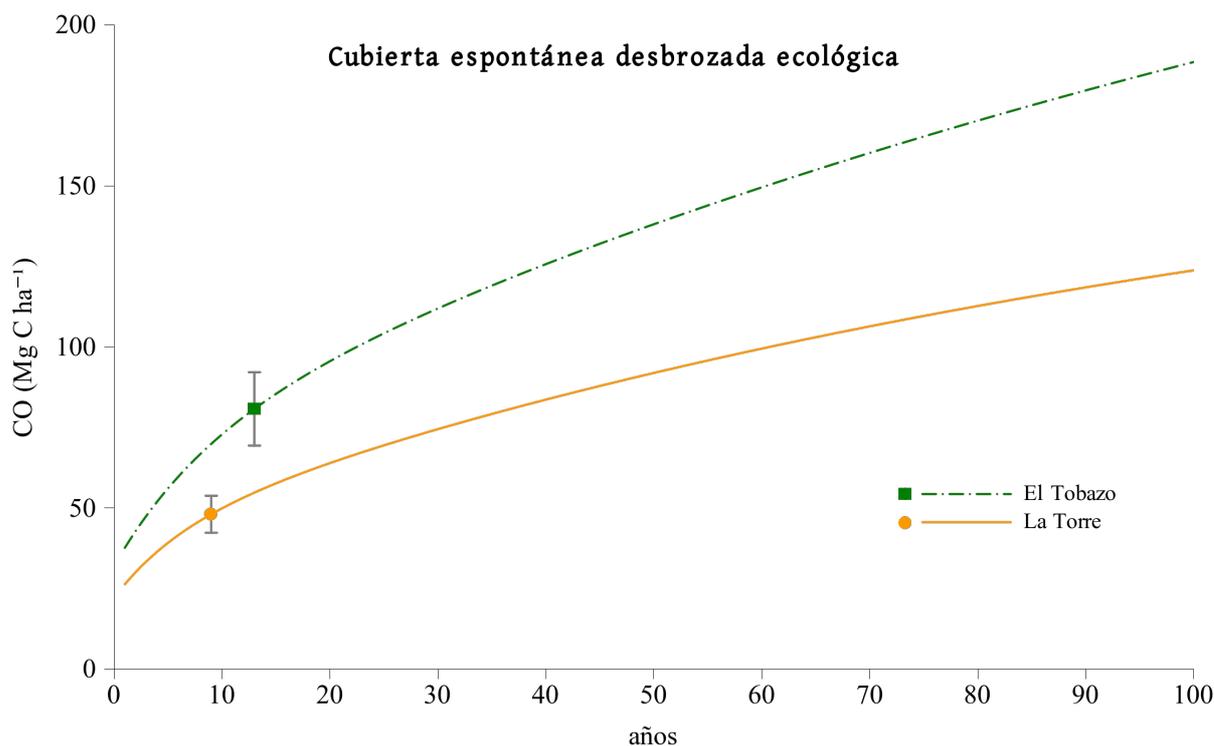


Figura 5.51. Evolución del contenido en carbono orgánico del suelo durante los 100 primeros años de implantación de una cubierta ecológica con desbrozado mecánico.

De acuerdo con los datos recogidos por la Consejería de Agricultura y Pesca (2003), para poder cumplir con los requisitos de la condicionalidad sobre el uso de cubiertas vegetales en pendientes mayores del 10%, su utilización debería incrementarse en al menos un 37%. Para conocer cuánto CO_2 puede quedar fijado por el suelo en el caso de cumplir estos mínimos, se realizó una selección de los olivares en pendientes mayores del 10% situadas en zonas similares a las estudiadas en este trabajo. La selección se realizó a partir del mapa de Subregiones Fitoclimáticas en Andalucía (subregión mediterránea cálida menos seco y subárida) y de las Áreas Geográficas para la elaboración de Estadísticas Climáticas de la Consejería de Medio Ambiente. En total se seleccionó un área de 700.000 hectáreas que cumplía con estos requisitos (Figura 5.52). Sobre esta superficie, se calculó la fijación de CO_2 asociada a la implantación de tres tipos de cubierta vegetal: espontánea química, espontánea química con restos de poda (ambas aplicadas sobre un 40% de la superficie total del olivar), y espontánea desbrozada ecológica (que cubre el 100% del terreno). De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, el cambio de manejo del suelo mínimo para cumplir los requisitos de la condicionalidad supone una fijación de carbono durante el primer año de 2,25, 1,53 y 7,86 Tg CO_2 para la cubierta química, con restos de poda y ecológica, respectivamente. Este valor es alto

en relación a las emisiones totales de CO₂ estimadas en Andalucía en el año 2008 (58 Tg CO₂; MARM 2009b), lo que indica la idoneidad de estos sistemas para la retirada de CO₂ atmosférico y su almacén en el suelo.

Este resultado proporciona una aproximación del potencial de fijación de carbono por los suelos de olivar mediterráneos tras sustituir el sistema convencional de laboreo a cubierta vegetal y así contribuir a compensar las emisiones de CO₂ a la atmósfera.

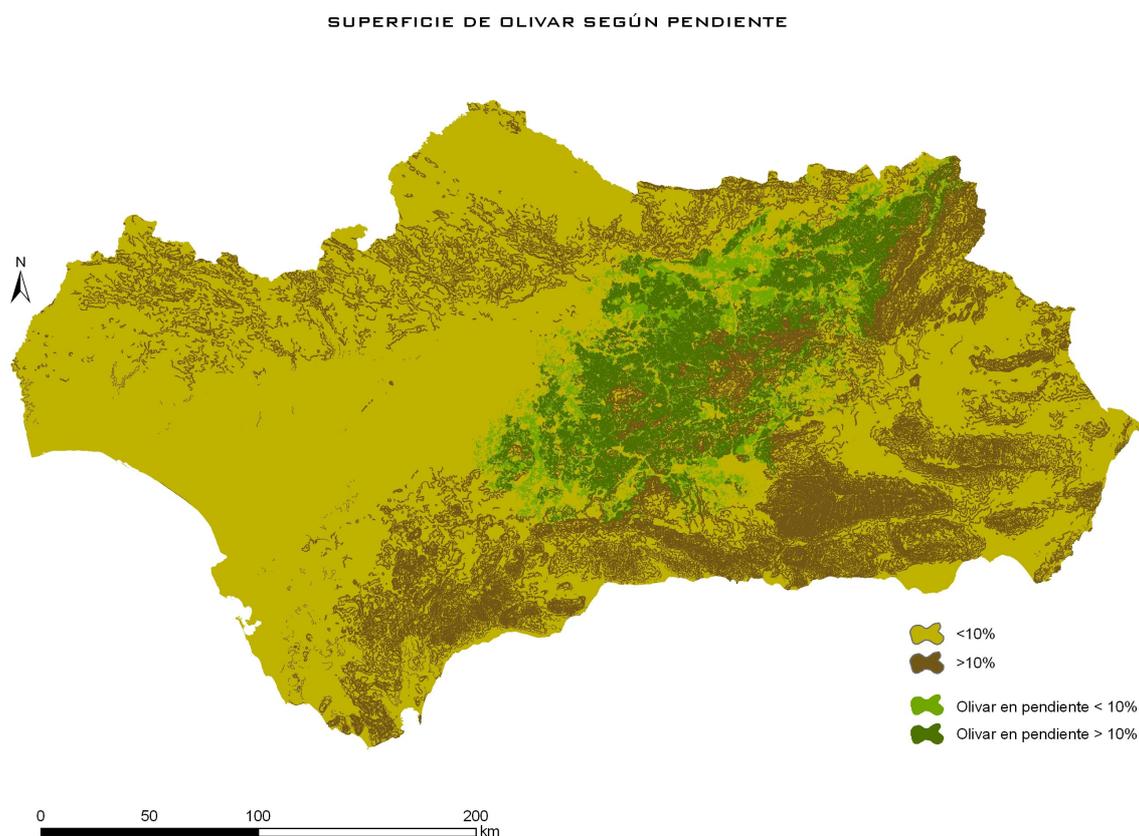


Figura 5.52. Mapa de pendientes y distribución del olivar con características fitoclimáticas similares a las zonas de estudio.

CONCLUSIONES

A decorative laurel wreath with green leaves and small purple berries, positioned horizontally below the word 'CONCLUSIONES'.

6. CONCLUSIONES

A partir de los resultados obtenidos en este trabajo se obtuvieron las siguientes conclusiones:

1. El cambio en el uso del suelo de área natural a cultivo de olivar modifica negativamente las propiedades del suelo, incluso cuando la comparación se realiza con manchas de vegetación nativa situadas en zonas de baja productividad y/o muy degradadas.
2. El cambio en el manejo del suelo de laboreo convencional y no laboreo con suelo desnudo a cubierta vegetal viva o inerte mejora significativamente la calidad del suelo.
3. El contenido en carbono orgánico es el parámetro que más se modifica con el cambio de uso y manejo del suelo. Este elemento presenta importantes correlaciones con el resto de propiedades estudiadas, por lo que su aumento implica incrementos en el contenido en nitrógeno, potasio, capacidad de intercambio catiónico y capacidad de retención de agua, así como una disminución en la densidad aparente.
4. La variación en el contenido en carbono orgánico y en las propiedades asociadas al mismo está directamente relacionada con los aportes de biomasa que se producen en cada uso y manejo, registrándose las mayores concentraciones de carbono orgánico en la vegetación nativa y en la cubierta química con restos de poda y residuos de la limpieza de la aceituna en la almazara.
5. La adición de restos vegetales en superficie provoca un efecto mulching que protege el suelo de la degradación, mientras que su enterrado de forma puntual da lugar a mayores concentraciones de carbono en los primeros 30 cm.
6. Junto con la cantidad de biomasa aportada, el contenido en carbono orgánico se ve afectado por las características climáticas, edáficas (principalmente el porcentaje de arcilla) y la intensidad de los procesos erosivos.

7. Los valores de carbono orgánico simulados por RothC para el olivar labrado tras el cambio de uso del suelo son superiores a los medidos en campo, especialmente en las zonas donde la erosión ha sido más intensa. Esta pérdida de suelo afecta al carbono orgánico retenido en la fracción mineral (IOM), por lo que sería necesario incluir en el modelo un parámetro que contemplara estas pérdidas.
8. El manejo que presenta mayor capacidad de fijación de carbono en el primer año es la cubierta ecológica desbrozada, debido a los altos inputs simulados. Por unidad de entrada de carbono, la cubierta con restos de poda es la que menos CO₂ emite a la atmósfera en la respiración heterotrófica del suelo, indicando una mayor eficacia en la fijación de carbono.
9. El cumplimiento de la normativa sobre la utilización de cubiertas vegetales en cultivos de olivar con pendientes superiores al 10% contribuye de forma significativa a la retirada de CO₂ atmosférico.

EXTENDED ABSTRACT



7. EXTENDED ABSTRACT

SOIL PROPERTIES IN OLIVE GROVES UNDER DIFFERENT SOIL MANAGEMENT SYSTEMS. SIMULATION OF SOIL ORGANIC CARBON STOCKS USING THE ROTH C MODEL

A thesis submitted to the University of Granada by Olga M^a Nieto Cobo in partial fulfilment of the requirements for the degree of Doctor of Environmental Sciences with European Mention (Granada, 2011)

In this work we have studied the changes in soil properties of olive groves after changing the soil management system and assessing the ability of the soil for carbon sequestration. The study area is located in Andalusia, in the south of the Iberian Peninsula, one of the main producers of olive oil worldwide. In this region the olive grove is a continuous monoculture included in the mesomediterranean thermotype and dry sub-humid ombrotype.

Most of the areas under olive cultivation in Andalusia are occupied by unirrigated adult trees characterized by a low density (approximately 100 trees ha⁻¹). Conventional olive production is the most widely used and is based on limiting the size of the crown by pruning (to ensure productivity) and weed control by herbicide or continuous tillage. The continued use of these practices over a long period of time has caused serious environmental problems, especially related to soil erosion and desertification, over-exploitation of water resources, water pollution and the reduction of biodiversity. Conventional management also increases mineralization processes in the soil, accelerating the loss of nutrients and CO₂ emissions to the atmosphere.

The use of cover crops and lack of tillage enhance soil properties. Among the improvements observed by other authors are increases in the organic carbon content of the soil due to a higher input of plant debris, decreased mineralization and a greater control of erosion, among others. These improvements result in increased soil quality. At present, European agricultural subsidies (controlled by the Common Agricultural Policy) are linked to the fulfilment of some requirements and good agricultural conditions related to the

environment and the health of the population, which includes the use of live or inert cover crops between the olive trees.

In recent years, soil has been identified as a major carbon sink in the context of its global cycle, agricultural activities being of special importance. Soil carbon sequestration involves the removal of atmospheric CO₂ by plants and its storage as organic matter, thus helping to reduce its concentration in the atmosphere. The amount of carbon that can be stored in a soil depends on many factors, but is highly affected by land use and soil management.

Simulation models allow us to make predictions about variation in the organic carbon content of the soil in response to changes in land use, management and climate, as well as changes in CO₂ exchange between the soil and the atmosphere. Although the simulation of future events cannot be compared to measured data to verify its validity, the availability of long-term datasets can produce meaningful results.

The aim of this work has been to evaluate the effects of different soil management systems on soil properties in Andalusian olive groves and to estimate the potential soil carbon sequestration in each of them.

To this end, eight fields were sampled in the provinces of Granada (*Castillo de Tajarja, El Tercio and Deifontes*), Córdoba (*Matallana*), Jaén (*El Tobazo, Salido Bajo and El Empalme*) and Malaga (*La Torre*). Geologically, El Tobazo, Salido Bajo and El Empalme are included within the Betic Cordilleras, Matallana in the Guadalquivir Basin and the rest in the Cenozoic Basins. The predominant climate type is continental Mediterranean with cold winters. The soil management systems in these olive groves were:

- conventional tillage: 3–4 annual passes with a disk harrow and/or cultivator in the spring, followed by a tine harrow in the summer;
- a cover crop + chemical control: weeds were left to grow each year to be eliminated in March with herbicides such as glyphosate;
- an organic cover crop + harrowing: weeds were eliminated with passes of a disk harrow which buried the plant residues;
- an organic cover crop + mechanical mowing: weeds were controlled with various passes of a chain mower at the end of spring, usually when the plants had completed or

almost completed their vegetative cycle;

- vetch cover + harrowing: seeds were sown to facilitate the soil cover. The vegetation was eliminated with passes of a disk harrow, which buried the plant residues;
- vetch cover + mechanical mowing: this was similar to the previous treatment except for the elimination of vegetation by a chain mower;
- cover crop + chemical control + pruning debris: this was the same as the second method but shredded olive-pruning debris was strewn on the ground;
- non-tillage: weeds were eliminated by applying pre-emergence herbicides in the autumn; in the spring, glyphosate was applied locally.

The soil properties in each of the groves under these management systems were compared between themselves and with patches of native vegetation. Soil samples were taken in triplicate at the following depths: 0-2, 2-5, 5-10, 10-15 and 15-30 cm. In the cover crop aboveground biomass was sampled with a metal ring of known dimensions.

The RothC model was used to calculate the carbon inputs associated with each soil management and land use. Once the inputs were known, the change in land use from native vegetation to tilled olive grove (both in equilibrium) and the change in olive-grove soil management from tillage to cover crop was simulated. The simulations were performed at three depths: 0-5, 0-15 and 0-30 cm, to calculate the amount of carbon input that came from aboveground and belowground (root production).

The carbon flux in olive groves was studied in two ways. Firstly, carbon storage was calculated as the difference between the soil organic carbon content measured in cover crop and tillage. Secondly, the carbon balance was calculated as the difference between the modelled carbon inputs to the soil and the outputs as CO₂ generated during the decomposition of organic matter by micro-organisms (heterotrophic respiration) and by biomass burning, for each operation. Carbon sequestration was not assessed due to a lack of data for other greenhouse-gas emissions and root-respiration rates, which are both needed to calculate this parameter. The simulation was carried out for the first year of implementation of the cover crop.

Aboveground biomass

The measurements taken from aboveground biomass vegetation in cover crops suggest a strong dependence on water availability, showing as they do their highest values at locations with the greatest water reserves in the soil (Section 5.1). In addition, the high standard deviations registered in the aboveground biomass seem to indicate annual changes in productivity, probably linked to precipitation. In general, the management of the cover crop modified the aboveground biomass, resulting in higher values for chemical and buried-covers systems (3.14 ± 1.95 and 2.99 ± 1.44 Mg dry matter $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$ respectively) compared to mowing (2.25 ± 1.63 Mg dry matter $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$). These differences were not significant in fields with a higher soil water content (Salido Bajo and Deifontes).

Soil properties

The study of the physical and chemical properties of the soil showed the importance of land use and soil management to soil quality. A change in use from native vegetation to tillage reduced the organic carbon content significantly (Section 5.3.1), with decreases of more than 60% in all locations (90% in Castillo). In this work, the low levels registered in tilled fields were associated with three parallel and complementary phenomena.

Firstly, a low replacement of crop residues and nutrients contributed to low soil fertility and affected the formation of new plant biomass. This fact was related to the continued harvesting and the removal of crop and pruning residues (usually burned), as well as low plant density, which affected the percentage of soil covered (almost 50% of the surface was bare and unprotected throughout the year). Moreover, the plough passed between the trees and the use of herbicides under the canopy decreased the germination of weeds. These activities limited the return of elements to the soil, making a negative balance between inputs and outputs.

Secondly, tillage favoured the mineralization of organic matter due to the modification of physical and chemical conditions that affect it (moisture, temperature, aeration, nutrient availability, physical accessibility to organic matter by micro-organisms and enzymes and so on). Ploughing brought about a physical alteration in the top layers of the soil which altered its basic structure, thus, resulting in higher carbon losses.

Thirdly, the breaking-up of soil aggregates by tilling may increase carbon losses by erosion. In our study, although there were no measurements of erosion, gullies and ridges could be seen in tilled soils. In some fields tree roots were above the soil surface, causing as a result of significant erosion processes. These features were especially visible in Castillo, where the soils were practically decapitated.

After changing the soil management system from tillage to cover crop, however, the carbon content increased in the 30 cm studied, with especially significant variations in the first 5 or 10 cm. In general, the organic covers (both mown and buried) accumulated more carbon than the chemical cover (range of 30-80 Mg C ha⁻¹ compared to 25-59 Mg C ha⁻¹ respectively). The system that showed the highest values was that of cover with prunings at El Empalme, which increased the initial value between 4- and 5-fold. After this, the largest increase compared to the tilled soils (>100%) was registered in the mown organic cover, the other methods being lower (53, 30, 23 and 20% for the chemical system, buried vetch, buried organic and mown-vetch covers respectively).

When we separated the groves in which it would be possible to compare the effect of burying the vegetable debris or leaving it on the surface (organic cover crops + harrowing or mowing) we observed that with the same aboveground inputs, the increases were only higher in plots without buried debris in the first 2 cm of the soil. In this layer the organic carbon content was triple that of the tilled soil and double the buried cover. At this depth the highest values were recorded in soils with buried residues due to the redistribution of carbon inputs in the layer affected by ploughing (15-20 cm). The values were similar in the deepest zone. The final net balance shows that protection against the decomposition of organic matter caused by the burial of debris is greater than the losses associated with the higher mineralization caused by ploughing. Nevertheless, these conclusions are related to specific characteristics of each soil, such as a short cover management time (5 years), variations in clay content with depth or the presence of impermeable layers which limited drainage. Thus we consider that further experiments are necessary to contrast these results and find out whether the burial of plant debris increases or decreases the organic carbon stock in the soil.

Besides soil use and management, the organic carbon content was modified by other variables such as clay content, annual precipitation and aboveground biomass input (Section 5.3.2). The effect of temperature was not detected due to the small differences observed between locations.

Changes in land use and soil management system modified significantly other soil properties (Section 5.2.9 and 5.3.3) that showed high correlations with organic carbon content. An analysis of principal components revealed the distribution of the different soil properties and the variables that affect it (soil use and management and depth) in each field. The soil organic carbon was closely related to the nitrogen and potassium content, cation exchange capacity and soil water capacity. All of these were closely related in turn to the native vegetation and cover crops with high biomass addition, as well as the shallowest depth. The opposite position in the diagram was occupied by bulk density, pH and CaCO_3 concentration, which were close to the lowest depth and tillage and non-tillage with bare soil.

Organic-carbon stratification was reduced from 7.8 ± 2.2 in the native vegetation to 1.6 ± 0.7 in the tilled grove, indicating a loss of soil quality. This value increased again with the introduction of cover crops, especially in systems that strewed debris on the soil surface. The nitrogen and potassium contents decreased by 74% and 82% respectively in all the fields studied after changing the use to olive grove, with significant improvements after promoting the incorporation of plant debris. The C/N ratio was higher than 10 in native vegetation and in the cover crops, indicating a predominance of humification processes. In the tilled olive grove and the soil under the canopy this ratio was less than 10, indicating a predominance of mineralization processes. Bulk density correlated negatively with organic carbon, with lower values in the systems involving the addition of high amounts of plant debris. Cation-exchange capacity was determined by up to 70% by the combined effects of clay and organic carbon content, with higher values in plots with vegetation than in conventionally tilled olive groves. Water content was also modified by clay and organic carbon (74%), with significantly higher values in native vegetation and cover crops with pruning debris.

The RothC model

We used the RothC model on the basis of the fact that in the olive grove there is vegetation growing actively throughout the year. The carbon input modelled for the native vegetation was $4.04 \pm 1.45 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, and in conventional tillage and non-tillage with bare soil was 1.20 ± 0.49 and $1.34 \pm 0.34 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ respectively (Section 5.4.1 and 5.4.2). The modelled inputs were sensitive to the climatic conditions of each area and to the clay content (especially when the concentrations were less than 23%) because these determined the mineralization rate of organic matter.

In non-tillage, the average carbon input to the soil from aboveground accounted for 27% of the total in the first 30 cm ($0.32 \pm 0.11 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), whilst the remaining 73% came from the roots of the olive trees ($0.84 \pm 0.17 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). In the first 15 cm, the effect of the tree roots was also very important, accounting for 45-48% of the total input in the soil profile ($0.38 \pm 0.08 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). This effect was due in part to the removal of fixed carbon by harvesting and pruning, which limited the replacement of this element.

The Mediterranean olive grove, where the soil generally remains bare, is characterized by considerable erosion problems, although the extent varies according to environmental conditions. In general, no significant differences were detected in the total organic carbon soil and modelled carbon input between the tilled and non-tilled with bare-soil olive groves. Nevertheless, two different trends were found depending on the intensity of erosion processes and the efficiency of weed control. Based on the results of this work we determined that the process of soil carbon loss in tilled olive groves had more influence on the final carbon content than any possible contribution to biomass caused by poor control of weeds. This means higher concentrations of organic carbon in non-tilled soils compared to conventional tillage.

After a change in soil use, simulated organic carbon in the tilled soils was significantly higher than that measured in the field (Section 4.5.3). This indicates the existence of erosion processes that modified the total carbon content, including those associated with the mineral fraction (IOM). At the end of the simulation, the differences between modelled and measured carbon ranged from 8.90 to 30.52 $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. This variation shows that the RothC model as it is does not adjust properly to changes in land use in Mediterranean olive groves due to the significant

effect of erosion. To obtain better results it would be advisable to include a parameter in the model to take these soil losses into account.

The use of cover crops generated an increase in carbon input to the soil profile (30 cm), with higher values than those obtained in tillage and in native vegetation. The differences from the natural area were due to a shorter time with carbon addition in the cover crop, a situation far from steady-state or very degraded starting conditions. The highest inputs occurred in the cover with pruning debris at El Empalme ($24.45 \pm 1.20 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$) because residues from olive-fruit cleaning in the oil mill were added. The highest values were obtained in the organic cover with mown weeds and in the chemical system (10.73 ± 2.37 and $7.73 \pm 2.31 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ respectively). Organic covers with harrow passes and buried and mown vetch only were simulated in one field (Deifontes), with the following carbon inputs: 5.89 ± 1.09 , 7.23 ± 3.35 and $5.67 \pm 4.11 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ respectively.

In general, the carbon contribution from weeds accounted for between 44-85% of the total in the first 15 cm studied, with the lowest values in buried cover crops. The weight of carbon input by the cover declined when the whole 30 cm of the profile studied was taken into account. Here, the tree played the dominant part (more than 50%) except in the cover with pruning debris, where the tree was responsible for 42% of total input.

The relationship between total input to the soil and cover management (mown mechanical, chemical or burial) was significant only in the shallowest 5 cm. The effects of mowing compared to burial were evident in this layer due to the contribution of weed roots, which exceeded $2 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in the mown grove (3.40 ± 1.37 and $2.23 \pm 2.02 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in organic and mown vetch respectively) but was significantly lower in burial plots. This indicates the further development of the roots of the vegetation when not affected by ploughing. In the cover controlled by herbicide, the contributions by the roots were intermediate between the other two managements (mechanically mown and burial of residues).

Our results also indicate a higher root development in mechanically mown weeds than in chemically controlled weeds. In the latter, the belowground contribution represented approximately 43% of total. Nevertheless, in the organic cover with mechanical mowing over 70% of the carbon input came from belowground, indicating an increase in root activity compared with the production of aboveground biomass.

In the covers with pruning debris, the input from the live weeds was $2.33 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, less than that found on mown covers but slightly higher than that with buried debris, although the differences were not significant. These results seem to confirm the herbicidal effect of shredded pruning debris left on the soil surface.

The CO_2 emitted as result of heterotrophic respiration (Section 5.4.5) increased significantly in cover crops compared to conventional tillage due to the higher carbon inputs (Section 5.4.5). The contribution of litter to soil respiration varied according to the management system in question, reaching 27% in tilled soil (ie, 27% of the annual carbon input to soil was released as CO_2) and between 10 and 20% in cover crops. The burning of pruning debris was the other source of CO_2 released into the carbon flux, which supposed an emission of between 1.92 and $3.74 \text{ Mg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, depending on the tree density of each grove.

The addition of plant residues to the soil resulted in an increase in carbon concentration during the first year ranging from 1.50 to $7.34 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, and a total carbon fixation by the soil of between 2.68 and $10.57 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. The highest values were recorded with the mown organic cover ($8.27 \pm 1.57 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$), where the inputs were highest, and the lowest with buried organic cover and mown vetch (less than $5 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$). The average fixation value registered in the cover with pruning debris decreased due to low inputs calculated for the simulation in one location (Matallana). Nevertheless, the carbon fixed in this management can reach $6 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. In fact, approximately 23% of the carbon added as plant residue was retained by the soil, whilst in other cover crops the percentage was lower.

In general, the results obtained in this work show how the use of soil management systems that increase the input of plant residues to the soil increases the organic carbon content and its fixation in the soil in very high quantities. The high values obtained in this work are due mainly to their being estimated for the first year after the management change. These results are consistent with those obtained by other authors, who have pointed out that in Spain, mineralization rates are lower than in other places in Europe due to the climate of this area.

According to the Consejería de Agricultura y Pesca (Council for Agriculture and Fisheries) (2003), in order to fulfil the requirements for the use of cover crops in olive groves with slopes greater than 10%, their use should increase by at least 37% in Andalusia. To find out

how much CO₂ can be retained by the soil to achieve these minima we made a selection of crops on slopes greater than 10% in similar areas to those studied in this work.

Finally we selected an area of 700,000 hectares. On this surface, we calculated CO₂ storage in relation to the implantation of three types of cover crop: chemically controlled, cover with shredded pruning debris (both applied to 40% of the total area of olive groves) and mechanically mown organic (which affects 100% of the soil surface). Our results show that the soil management changes needed to achieve the requirements included in the Common Agricultural Policy produce carbon sequestration during the first year of 2.25 Tg CO₂ for the chemically controlled management system, 1.53 Tg CO₂ for the shredded-pruning debris cover and 7.86 Tg CO₂ for the organically managed system. This value is high compared to the total CO₂ emissions estimated in Andalusia in 2008 (58 Tg CO₂), indicating the suitability of these systems for the removal of atmospheric CO₂ and its storage in the soil.

CONCLUSIONS



8. CONCLUSIONS

From the results obtained in this dissertation project the following conclusions may be drawn:

1. A change in land use from natural area to olive grove modifies the soil properties adversely, even when compared with patches of native vegetation located in low-productivity areas or highly degraded soil.
2. A change in soil management from conventional tillage and non-tillage with bare soil to cover crops, whether living or inert, improves soil quality significantly.
3. Organic carbon is the most important parameter in the change of soil use and management. This element has strong correlations with other soil properties, so its increase means a higher nitrogen and potassium content, cation-exchange capacity and soil water content, and lower bulk density.
4. Changes in soil organic carbon and related soil properties were directly linked with the biomass inputs to the soil in each use and management system, with the highest organic carbon concentrations in native vegetation and cover crops with pruning debris and the residues from olive-fruit cleaning at the oil mill.
5. The addition of plant residues to the soil surface has a mulching effect that protects it from degradation, whilst the occasional burial of these residues results in higher carbon concentrations in the upper 30 cm of the soil.
6. Together with the amount of biomass added, the organic carbon content is affected by climatic conditions, soil characteristics (especially clay content) and the intensity of erosion processes.
7. Soil organic carbon, as modelled by RothC for a tilled olive grove after land-use change, is higher than that measured in the field, especially in areas where erosion seems to be higher. Soil loss affects the organic carbon retained by the mineral fraction (inert organic matter), so it seems advisable to devise a new parameter in the model to include these losses.

8. The soil management system that presents the highest capacity for carbon sequestration during the first year is that of organic cover with the use of a mechanical mower, due to the high carbon input to the soil. Per unit of carbon input, the cover crop with shredded pruning debris emits less CO₂ into the atmosphere by heterotrophic respiration than the other methods, thus providing a more efficient route to accumulating carbon in the soil.
9. The use of cover crops in olive groves cultivated on slopes greater than 10% significantly reduces loss of CO₂ into the atmosphere.

BIBLIOGRAFÍA

A decorative laurel wreath with green leaves and small purple berries, positioned horizontally below the title.

9. BIBLIOGRAFÍA

A

- Aguilar, J., Fernández, J., de Haro, S., Fernández, E., Sánchez Garrido, J.A. 1990. Parameters affecting olive grove yield. A study of the province of Jaén, Spain. Proceedings of 14th International Congress of Soil Science. Japan.
- Aguilar, J., Fernández, J., Fernández, E., De Haro, S., Marañés, A., Rodríguez, T. 1995a. El olivar jiennense. Serv. Publi. Interc. Científico. Universidad de Jaén.
- Aguilar, J., Fernández, J., Fernández, E., Rodríguez, T. 1995b. Jerarquización de parámetros edáficos en la evaluación de la productividad del olivo. Anales de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo 1, 101-110.
- Almagro, M., López, J., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J., Martínez-Mena, M. 2010. Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: A comparison of two models. Soil Biology and Biochemistry 42 (9), 1549-1557.
- Álvarez, S., Soriano, M.A., Landa, B.B., Gómez, J.A. 2007. Soil properties in organic olive groves compared with that in natural areas in a mountainous landscape in southern Spain. Soil Use and Management 23, 404-416.
- Álvaro-Fuentes, J., López, M.V., Arrúe, J.L., Moret, D., Paustian, K. 2009. Tillage and cropping effects on soil organic carbon in Mediterranean semiarid agroecosystems: Testing the Century model. Agriculture, Ecosystems and Environment 134, 211-217.
- Angers, D.A., Bolinder, M.A., Carter, M.R., Gregorich, E.G., Drury, C.F., Liang, B.C., Voroney, R.P., Simard, R.R., Donald, R.G., Beyaert, R.P., Martel, J. 1997. Impact of tillage practices on organic carbon and nitrogen storage in cool, humid soils of eastern Canada. Soil and Tillage Research 41, 191-201.
- Anthoni, P.M., Freibauer, A., Kolle, O., Schulze, E.D. 2004. Winter wheat carbon exchange in Thuringia, Germany. Agricultural and Forest Meteorology 121, 55-67.
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemerrier, B., Schvartz, C. 2006. Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. Soil Use and Management 22, 48-51.

B

- Bacelar, E.A., Mountinho-Pereira, J.M., Gonçalves, B.C., Ferreira, H.F., Correia, C.M. 2007. Changes in growth, gas exchange, xylem hydraulic properties and water use efficiency of three olive cultivars under contrasting water availability regimes. *Environmental and Experimental Botany* 60, 183-192.
- Balesdent, J., Chenu, C., Balabane, M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53, 215-230.
- Barahona, E. 1984. Determinaciones analíticas en suelos. Normalización de métodos IV. Determinación de carbonatos totales y caliza activa. Grupo de trabajo de normalización de Métodos Analíticos. En *Actas del Congreso Normalización de la Ciencia del Suelo. Madrid I*, pp. 53-67.
- Batjes, N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47, 151-163.
- Bauer, A. y Black, A.L. 1981. Soil carbon, nitrogen, and bulk density comparisons in two cropland tillage systems after 25 years and in virgin grassland. *Soil Science Society of America Journal* 45, 1166-1170.
- Beaufoy, G. 2001. EU policies for olive farming. Unsustainable on all counts. BirdLife International – WWF.
- Benitez, E., Nogales, R., Campos, M., Ruano, F. 2006. Biochemical variability of olive-orchard soils under different management systems. *Applied Soil Ecology* 32, 221-231.
- Bescansa, P., Imaz, M.J., Virto, I., Enrique, A., Hoogmoed, W.B. 2006. Soil water retention as affected by tillage and residue management in semiarid Spain. *Soil and Tillage Research* 87, 19-27.
- Betts, R.A., Falloon, P., Goldewijk, K.K., Ramankutty, N. 2007. Biogeophysical effects of land use on climate: Model simulations of radiative forcing and large-scale temperature change. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 216-233.
- Bhogal, A., Nicholson, F.A., Chambers, B.J. 2009. Organic carbon additions: effects on soil bio-physical and physico-chemical properties. *European Journal of Soil Science* 60, 276-286.
- Bhonsle, N.S., Pal, S.K., Sekhon, G.S. 1992. Relationship of K forms and release characteristics with clay mineralogy. *Geoderma* 54, 285-293.

-
- Bigorre, F., Tessier, D., Pedro, G. 2000. Contribution des argiles et des matières organiques à la rétention de l'eau dans les sols. Signification et rôle fondamental de la capacité d'échange en cations. *Surface Geosciences* 330, 245-250.
 - Blake, G.R. y Hartge, K.H. 1986. Bulk density. En A. Klute, ed. *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*, 2ª ed. SSSA Monograph 9, ASA, Madison, pp. 363-375.
 - Bonde, T.A., Christensen, B.T., Cem, C.C. 1992. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ¹³C abundance in particle size fractions of forested and cultivated oxisols. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 275-277.
 - Boix-Fayos, C., Vente, J. de, Albaladejo, J. y Martínez-Mena, M. 2009. Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 (1-2), 75-85.
 - Bremner, J.M. 1965. Nitrogen availability indexes. En C.A. Black, D.D. Evans, T.E. Esminger, F.E. Clark, eds. *Methods of soil analysis. Part. 2. Chemical and Microbiological Properties*. American Society of Agronomy, Madison, pp. 1324-1345.
 - Brouwer, C. y Heibloem, M. 1986. *Irrigation water management: Irrigation water needs*. Training manual no.3. FAO, Roma.
 - Brussaard, L. y Van Faassen, H.G. 1994. Effects of compaction on soil biota and soil biological processes. En B.D. Soane y C. Van Ouwerkerk, eds. *Soil compaction in crop production*. Elsevier, New York, pp. 215-235.
 - Burel, F. y Baudry, J. 2002. *Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Mundi-Prensa. Madrid, 347 pp.

C

- Canadell, J., Djema, A., López, B., Lloret, F., Sabaté, S., Siscart, D., Gracia, C.A. 1999. Structure and dynamics of the root system. En F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia, J. Bellot, eds. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forest. Part. 2. Stand structure and dynamics*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 47-59.
- Caravaca, F., Lax, A., Albaladejo, J. 1999. Organic matter, nutrient contents and cation exchange capacity in fine fractions from semiarid calcareous soils. *Geoderma* 93, 161-176.

- Casals, P., Gimeno, C., Carrara, A., Lopez-Sangil, L., Sanz, M. 2009. Soil CO₂ efflux and extractable organic carbon fractions under simulated precipitation events in a Mediterranean Dehesa. *Soil Biology and Biochemistry* 41, 1915-1922.
- Cassel, D.K. y Nielsen, D.R. 1986. Fields capacity and available water capacity. En A. Klute, ed. *Methods of soil analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. 2ª ed. SSSA Monograph 9, ASA, Madison, pp. 901-926.
- Castro, J. 1993. Control de la erosión en cultivos leñosos con cubiertas vegetales vivas. Tesis doctoral. Universidad de Córdoba.
- Castro, J., Fernández-Ondoño, E., Rodríguez, C., Lallena, A.M., Sierra, M. y Aguilar, J. 2008. Effects of different olive-grove management systems on the organic carbon and nitrogen content of the soil in Jaén (Spain). *Soil and Tillage Research* 98, 56-67.
- Celik, I. 2005. Land-use effects on organic matter and physical properties of soil in a southern Mediterranean highland of Turkey. *Soil and Tillage Research* 83, 270-277.
- Chertov, O.G. 1990. SPECOM - a single tree model of pine stand/raw humus soil ecosystem. *Ecological Modelling* 50, 107-132.
- Chivenge, P.P., Murwira, H.K., Giller, K.E., Mapfumo, P., Six, J. 2007. Long-term impact of reduced tillage and residue management on soil carbon stabilization: Implications for conservation agriculture on contrasting soils. *Soil and Tillage Research* 94, 328-337.
- Civantos, L. 2004. La olivicultura en el mundo y en España. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. *El cultivo del olivo*, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 17-35.
- Coleman, K. y Jenkinson, D.S. 1996. RothC-26.3 - a model for the turnover of carbon in soil. En D.S. Powlson, P. Smith, J.U. Smith, eds. *Evaluation of soil organic matter models using existing, long-term datasets*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 237-246.
- Consejería de Agricultura y Pesca 2003. *El olivar andaluz*. Junta de Andalucía.
- Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) 1997. Protocolo de Kyoto.

D

- Davidson, E.A. y Janssens, I.A. 2006. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature* 440, 165-173.

- 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, 165-190 .
- D'Haene, K., Vandenbruwane, J., De Neve, S., Gabriels, D., Salomez, J., Hofman, G. 2008. The effect of reduced tillage on nitrogen dynamics in silt loam soils. *European Journal of Agronomy* 28, 449-460.

E

- Elliott, E.T. 1986. Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal* 50, 627-633.
- European Environment Agency (EEA) 2009. Annual European Community greenhouse gas inventory 1990–2007 and inventory report 2009. Technical report No 04/2009. Copenhagen.

F

- Falloon, P. y Smith, P. 2002. Simulating SOC changes in long-term experiments with RothC and CENTURY: model evaluation for a regional scale application. *Soil Use and Management* 18, 101-111.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K., Marshall, S. 1998. Estimating the size of inert organic matter pool from total soil organic carbon content for use the Rothamsted Carbon Model. *Soil Biology and Biochemistry* 30, 1207-1211.
- Falloon, P., Smith, P., Bradley, R.I., Milne, R., Tomlinson, R., Viner, D., Livermore, M., Brownnet, T. 2006. RothCUK – a dynamic modelling system for estimating changes in soil C from mineral soils at 1-km resolution in the UK. *Soil Use and Management* 22, 274-288.
- FAO 2006. Base referencial mundial del recurso suelo. IUSS – ISRIC – FAO, Roma, 117 p.
- Feller, C. y Bernoux, M. 2008. Historical advances in the study of global terrestrial soil organic carbon sequestration. *Waste Management* 28 (4), 734-740.
- Fernández, J.E. y Moreno, F. 1999. Water use by the olive tree. *Journal of Crop Production* 2 (2), 101-162.
- Fernández-Ugalde, O., Virto, I., Bescansa, P., Imaz, M.J., Enrique, A., Karlen, D.L. 2009. No-tillage improvement of soil physical quality in calcareous, degradation-prone, semiarid soils. *Soil and Tillage Research* 106, 29-35.

- Foraster, L. 2010. Las cubiertas vegetales en el rediseño del olivar para una transición agroecológica. X Maestría en Agroecología. Universidad Internacional de Andalucía.
- Francia, J.R., Durán, V.H., Martínez, A. 2006. Environmental impact from mountainous olive orchards under different soil-management systems (SE Spain). *Science of the Total Environment* 358, 46-60.
- Franko, U., Oelschlägel, B., Schenk, S. 1995. Simulation of temperature, water and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling* 81, 213-222.
- Franzluebbers, A.J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research* 66, 95-106.
- Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122, 1-23.
- Fuentes Yagüe, J.L. 1983. El suelo y los fertilizantes. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 181 p.

G

- Galvez, M., Parra, M.A., Navarro, C. 2004. Relating tree vigour to the soil and landscape characteristics of an olive orchard in a marly area of southern Spain. *Scientia Horticulturae* 101 (3), 291-303.
- García-Ortiz, A., Humanes, J., Pastor, M., Morales, J., Fernández, A. 2004. Poda. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. *El cultivo del olivo*, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 373-417.
- García-Ruiz, J.M. 2010. The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena* 81(1), 1-11.
- Gavrichkova, O., Moscatelli, M.C., Kuzyakov, Y., Grego, S., Valentini, R. 2010. Influence of defoliation on CO₂ efflux from soil and microbial activity in a Mediterranean grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 136, 87-96.
- Gay, S.H., Osterburg B., Baldock D., Zdanowicz, A. 2005. Recent evolution of the EU Common Agricultural Policy (CAP): state of play and environmental potential, MEACAP WP6 D4b, disponible en la página web del IEEP: http://www.ieep.eu/publications/pdfs/meacap/WP6/WP6D4B_CAP.pdf

- Ghosh, B.N. y Singh, R.D. 2001. Potassium release characteristics of some soils of Uttar Pradesh hills varying in altitude and their relationship with forms of soil K and clay mineralogy. *Geoderma* 104, 135-144.
- Giménez, M. y Bratos, J. 1985. Análisis de suelos. Ed. ERT. España.
- Goma-Tchimbakala, J. y Bernhard-Reversat, F. 2006. Comparison of litter dynamics in three plantations of an indigenous timber-tree species (*Terminalia superba*) and a natural tropical forest in Mayombe, Congo. *Forest Ecology and Management* 229, 304-313.
- Gómez, J.A., Giráldez, J.V., Pastor, M., Fereres, E. 1999. Effects of tillage method on soil physical properties, infiltration and yield in an olive orchard. *Soil and Tillage Research* 52, 167-175.
- Gómez, J.A., Giráldez, J.V., Vanwalleghem, T. 2008. Comments on “Is soil erosion in olive groves as bad as often claimed?” by L. Fleskens and L. Stroosnijder. *Geoderma* 147 93-95.
- Gómez, J.A., Guzmán, M.G., Giráldez, J.V., Fereres, E. 2009a. The influence of cover crops and tillage on water and sediment yield, and on nutrient, and organic matter losses in an olive orchard on a sandy loam soil. *Soil and Tillage Research* 106, 137-144.
- Gómez, J.A., Sobrinho, T.A., Giráldez, J.V., Fereres, E. 2009b. Soil management effects on runoff, erosion and soil properties in an olive grove of Southern Spain. *Soil and Tillage Research* 102, 5-13.
- Gottschalk, P., Bellarby, J., Chenu, C., Foereid, B., Smith, P., Wattenbach, M., Zingore, S., Smith, J. 2010. Simulation of soil organic carbon response at forest cultivation sequences using ¹³C measurements. *Organic Geochemistry* 41, 41-54.
- Gracia, C.A., Tello, E., Sabaté, S., Bellot, J. 1999. GOTILWA: An integrated model of water dynamics and forest growth. En F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia, J. Bellot, eds. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forest. Part. 3. Light harvesting and gas exchange*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 163-179.
- Guo, L. B. y Gifford, R.M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360.
- Guzmán, G.I. y Alonso, A.M. 2008. A comparison of energy use in conventional and organic olive oil production in Spain. *Agricultural Systems* 98, 167-176.

H

- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H. 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. *Fertilizer Research* 27, 245-259.
- Hassink, J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77-87.
- Haynes, R.J. y Naidu, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, 123-137.
- Hernández, A.J., Lacasta, C., Pastor, J. 2005. Effects of different management practices on soil conservation and soil water in a rainfed olive grove. *Agricultural Water Management* 77, 232-248.
- Hernanz, J.L., López, R., Navarrete, L., 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, 129-141.
- Hernanz, J.L., Sánchez-Girón, V., Navarrete, L. 2009. Soil carbon sequestration and stratification in a cereal/leguminous crop rotation with three tillage systems in semiarid conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 133 (1-2), 114-122.
- Hudson, B.D. 1994. Soil organic-matter and available water capacity. *Journal of Soil and Water Conservation* 49 (2), 189-194 .
- Hutchinson, J.J., Campbell, C.A., Desjardins, R.L. 2007. Some perspectives on carbon sequestration in agriculture. *Agricultural and Forest Meteorology* 142, 288-302.

I

- Ibáñez, J.J., Lledó, J.M., Sánchez, J.R., Rodà, F. 1999. Stand structure, aboveground biomass and production. En F. Rodà, J. Retana, C.A. Gracia, J. Bellot, eds. *Ecology of Mediterranean evergreen oak forest. Part. 2. Stand structure and dynamics*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 31-45.
- Ingram, J.S.I. y Fernandes, E.C.M. 2001. Managing carbon sequestration in soils: concepts and terminology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, 111-117.

- Intergovernment panel on climate change (IPCC) 2000. Special report on land use, land-use change and forestry. Cambridge University Press, Cambridge.
- Intergovernment panel on climate change (IPCC) 2001. Climate change 2001: the scientific basis. Cambridge University Press, Cambridge.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1973. Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 907 – Villacarrillo. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1976. Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 885 – Santisteban del Puerto. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1986. Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 1023 – Antequera. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1988a. Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 1025 – Loja. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1988b. Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 966 – Montilla. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1992a Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 968 – Alcaudete. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1992b Mapa geológico de España 1:50.000. Hoja 991 – Iznalloz. Junta de Andalucía.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME) 1998. Atlas hidrogeológico de Andalucía. Junta de Andalucía.

J

- Jackson R.B., Canadell, J., Ehleringer, J.R., Mooney, H.A., Sala, O.E., Schulze, E.D. 1996 A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* 108, 389-411.
- Jarecki, M.K. y Lal, R. 2003. Crop management for soil carbon sequestration. *Critical Reviews in Plant Sciences* 22 (5), 471-502.
- Jarecki, M.K. y Lal, R. 2005. Soil organic carbon sequestration rates in two long-term no-till experiments in Ohio. *Soil Science* 170 (4), 280-291.
- Jarecki, M.K., Lal, R., James, R. 2005. Crop management effects on soil carbon sequestration on selected farmers' fields in northeastern Ohio. *Soil and Tillage Research* 81, 265-276.

- Jenkinson, D.S. y Ayanaba, A. 1977. Decomposition of carbon-14 labeled plant material under tropical conditions. *Soil Science of Society American Journal* 41, 912-915.
- Jenkinson, D.S. y Rayner, H. 1977. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. *Soil Science* 123 (5), 298-305.
- Jenkinson, D.S., Hart, P.B.S., Rayner, J.H., Parry, L.C., 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments. *INTECOL Bull.* 15, 1-8.
- Jenkinson, D.S., Adams, D.E., Wild, A. 1991. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature* 351, 304-306.
- Jenkinson, D.S., Harkness, D.D., Vance, E.D., Adams, D.E., Harrison, A.F. 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 24 (4), 295-308.
- Jenkinson, D.S., Meredith, J., Kinyamario, J.I., Warren, G.P., Wong, M.T.F., Harkness, D.D., Bol, R., Coleman, K. 1999. Estimating net primary production from measurements made on soil organic matter. *Ecology* 80 (8), 2762-2773.
- Johnson, J.M.F., Franzluebbers, A.J., Weyers, S.L., Reicosky, D.C. 2007. Agricultural opportunities to mitigate greenhouse gas emissions. *Environmental Pollution* 150, 107-124.
- Jobbágy, E.G. y Jackson, R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Applications* 10 (2), 423- 436.

K

- Kaonga, M.L. y Coleman, K. 2008. Modelling soil organic carbon turnover in improved fallows in eastern Zambia using the RothC-26.3 model. *Forest Ecology and Management* 256, 1160-1166.
- Karlen, D.L., Wollenhaupt, N.C., Erbach, D.C, Berry, E.C, Swan, J.B., Eash, N.S., Jordahl, J.L. 1994. Crop residue effects on soil quality following 10years of no-till corn. *Soil and Tillage Research* 31, 149-167.
- Kimble, J.M, Lal, R., Follett, R.F., eds. 2002. *Agricultural practices and policies for carbon sequestration in soil.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

- Kooistra, M.J. y Tovey, N.K. 1994. Effects of compaction on soil microstructure. En B.D. Soane y C. Van Ouwerkerk, eds. Soil compaction in crop production. Elsevier, New York, pp. 91-111.
- Kurz, I., O'Reilly, C., Tunney, H. 2006. Impact of cattle on soil physical properties and nutrient concentrations in overland flow from pasture in Ireland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113 (1-4), 378-390.

L

- Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂ enrichment. *Soil and Tillage Research* 43, 81-107.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, 1-22 .
- Lal, R. 2008a. Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B.* 363, 815-830.
- Lal, R. 2008b. Soils and sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 28, 57-64.
- Lampurlanés, J., Angas, P., Cantero-Martinez, C. 2002. Tillage effects on water storage during fallow, and on barley root growth and yield in two contrasting soils of the semi-arid Segarra region in Spain. *Soil and Tillage Research* 65, 207-220.
- Leifeld, J., Zimmermann, M., Fuhrer, J. 2008. Simulating decomposition of labile soil organic carbon: Effects of pH. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 2948-2951.
- Leinweber, P., Reuter, G., Brozio, K. 1993. Cation exchange capacities of organo- mineral particle-size fractions in soils from long-term experiments. *European Journal of Soil Science* 44, 111-119.
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., 1992a. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research* 97, 9759-9776.
- Li, C., Frolking, S., Frolking, T.A., 1992b. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events, 2. Model applications. *Journal of Geophysical Research* 97, 9777-9783.
- Liguori, G., Gugliuzza, G., Inglese, P. 2009. Evaluating carbon fluxes in orange orchards in relation to planting density. *Journal of Agricultural Science* 147, 637-645 .

- Loch, R.J. y Coughlan, K.J. 1984. Effects of zero tillage and stubble retention on some properties of a cracking clay. *Australian Journal of Soil Research* 22, 91-98.
- Logsdon, S.D. y Karlen, D.L. 2004. Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil and Tillage Research* 78, 143-149.
- López, M.V., Arrúe, J.L., Álvaro-Fuentes, J., Moret, D. 2005. Dynamics of surface barley residues during fallow as affected by tillage and decomposition in semiarid Aragon (NE Spain). *European Journal of Agronomy* 23, 26-36.
- López-Fando, C., Dorado, J., Pardo, M. 2007. Effects of zone-tillage in rotation with no-tillage on soil properties and crop yields in a semi-arid soil from central Spain. *Soil and Tillage Research* 95, 266-276.
- Loussert, R. y Brousse, G. 1980. *El olivo*. Mundi-Prensa, 533 p.

M

- Mariscal, M.J., Orgaz, F., Villalobos, F.J. 2000. Radiation-use efficiency and dry matter partitioning of a young olive (*Olea europaea*) orchard. *Tree Physiology* 20, 65-72.
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants*. 2nd ed. Academic Press, San Diego.
- Martín-Rueda, I., Muñoz-Guerra, L.M., Yunta, F., Esteban, E., Tenorio, J.L., Lucena, J.J. 2007. Tillage and crop rotation effects on barley yield and soil nutrients on a Calcicortidic Haploxeralf. *Soil and Tillage Research* 92, 1-9.
- Martínez-Mena, M., López, J., Almagro, M., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J. 2008. Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil and Tillage Research* 99, 119-129.
- Milgroom, J., Soriano, M.A., Garrido, J.M., Gómez, J.A., Fereres, E. 2007. The influence of the shift from conventional to organic olive farming on soil management and erosion risk in southern Spain. *Renewable Agriculture and Food Systems* 22, 1-10.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 1994. *Métodos oficiales de análisis*. Vol. III: Suelos y aguas. MAPA. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2008. *Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos (ESYRCE)*. Subdirección General de Estadística. MARM. Madrid.

- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2009a. Anuario de Estadística Agroalimentaria 2008. Subdirección General de Estadística. MARM. Madrid.
- Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino 2009b. Emisiones de GEI por comunidades autónomas a partir del inventario español Serie 1990-2008. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. MARM. Madrid.
- Molina, J.A.E. 1996. Description of the model NCSOIL. En D.S. Powlson, P. Smith, J.U. Smith, eds. Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets. NATO ASI Series I, Vol. 38, Springer-Verlag, Heidelberg, pp. 269-274.
- Mondini, C., Cayuela, M.L., Sinicco, T., Cordaro, F., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A. 2007. Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1366-1374.
- Moreno, B., Garcia-Rodriguez, S., Canizares, R., Castro, J., Benítez, E. 2009. Rainfed olive farming in south-eastern Spain: Long-term effect of soil management on biological indicators of soil quality. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131, 333-339.
- Moreno, G., Obrador, J.J., Cubera, E., Dupraz, C. 2005. Fine root distribution in dehesas of central-western Spain. *Plant and Soil* 277, 153-162.

N

- Navarro, C. y Parra, M.A. 2004. Plantación. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. *El cultivo del olivo*, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 189-238.
- Nieto, O.M., Castro, J., Fernández, E., Smith, P. 2010. Simulation of soil organic carbon stocks in a Mediterranean olive grove under different soil-management systems using the RothC model. *Soil Use and Management* 26, 118-125.
- Nyakatawa, E.Z., Reddy, K.C., Sistani, K.R. 2001. Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. *Soil and Tillage Research* 58, 69-79.

O

- Oliva, M., Caritat, A., Molinas, M. 1992. Variación estacional del desfronde en dos parcelas de alcornocal. *SCIENTIA gemndensis* 18, 121-130.

- Oorts, K., Vanlauwe, B., Merckx, R. 2003. Cation exchange capacities of soil organic matter fractions in a Ferric Lixisol with different organic matter inputs. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 100, 161-171.
- OPET Network – European Commission 1999. Potencial y aprovechamiento energético de la biomasa del olivar en Andalucía. SODEAN S.A., Sevilla, 23 p.
- Ordóñez, R., Ramos, F.J., González, P., Pastor, M., Giráldez, J.V. 2001. Influencia de la aplicación continuada de restos de poda de olivo sobre las propiedades físico-químicas de un suelo de olivar. En J.J. López y M. Quemada, eds. *Temas de Investigación en la Zona no Saturada*, Vol. 5, Univ. Pública Navarra, Spain, pp169-173.
- Ordóñez-Fernández, R., Rodríguez-Lizana, A., Espejo-Pérez, A.J., González-Fernández, P., Saavedra, M.M. 2007. Soil and available phosphorus losses in ecological olive groves. *European Journal of Agronomy* 27, 144-153.
- Orgaz, F. y Fereres, E. 2004. Riego. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. *El cultivo del olivo*, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 231-285.
- Oyonarte, C., Aranda, V., Durante, P. 2008. Soil surface properties in Mediterranean mountain ecosystems: Effects of environmental factors and implications of management. *Forest Ecology and Management* 254 (2), 156-165.

P

- Pajarón Sotomayor, M. 2002. Aproximación al proceso de la producción ecológica del olivar en España. Foro VII Premio BIOL. Bari, Italia.
- Parra, M.A., Fernández-Escobar, R., Navarro, C., Arquero, O. 2003. Los suelos y la fertilización del olivar cultivado en zonas calcáreas. Ediciones Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca. Junta de Andalucía. 256 p.
- Parton, W.J. y Rasmussen, P.E. 1994. Long-term effects of crop management in wheat-fallow: II. CENTURY model simulations. *Soil Science Society of America Journal* 58, 530-536.
- Pastor, M. 1991. Estudio de diversos métodos de manejo del suelo alternativos al laboreo en el cultivo del olivo. No-laboreo y laboreo reducido. Instituto de Estudios Giennenses. Diputación de Jaén.

-
- Pastor, M. 2004. Sistemas de manejo del suelo. En D. Barranco, R. Fernández-Escobar, L. Rallo, eds. El cultivo del olivo, 5ª ed. Mundi-Prensa y Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, pp. 231-285.
 - Pastor, M. y Guerrero, A. 1990. Influence of non-tillage on olive grove production. *Acta Horticulturae* 286, 238-286.
 - Paustian, K., Andrén, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M., Woomer, P.L. 1997. Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13, 230-244.
 - Paustian, K., Six, J., Elliott, E.T., Hunt, H.W. 2000. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry* 48, 147-163.
 - Percival, H.J., Parfitt, R.T., Scott, A.N. 2000. Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands: is clay content important? *Soil Science Society of America Journal* 64, 1623-1630.
 - Pérez-Bejarano, A., Mataix-Solera, J., Zornoza, R., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J., Cano-Amat, S. 2010. Influence of plant species on physical, chemical and biological soil properties in a Mediterranean forest soil. *European Journal of Forest Research* 129 (1), 15-24.
 - Pikul, J.L. y Zuzel, J.F. 1994. Soil crusting and water infiltration affected by long-term tillage and residue management. *Soil Science Society of America Journal* 58, 1524-1530.
 - Pita, M.F. 2003. El clima de Andalucía. En A. López Ontiveros (coord.). *Geografía de Andalucía*, Barcelona, Ariel, pp 137-174.
 - Pons, A. y Quézel, P. 1985. The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. En C. Gómez Campo, ed. *Plant Conservation in the Mediterranean area*, Ed. W. Junk Publishers. Borecht, pp 25-43.
 - Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C., eds. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ª ed. Mundi-Prensa, Madrid, 929 p.

R

- Ramos, M.E., Benítez, E., García, P.A., Robles, A.B. 2010. Cover crops under different managements vs. frequent tillage in almond orchards in semiarid conditions: effects on soil quality. *Applied Soil Ecology* 44, 6-14.

- Rawls, W.J., Pachepsky, Y.A., Ritchie, J.C., Sobecki, T.M., Bloodworth, H. 2003. Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma* 116, 61-76.
- Rhoton, F.E., Bruce, R.R., Buehring, N.W., Elkins, G.B., Langdale, C.W., Tyler, D.D. 1993. Chemical and physical characteristics of four soil types under conventional and no-tillage systems. *Soil and Tillage Research* 28, 51-61.
- Rhoton, F.E., Shipitalo, M.J., Lindbo, D.L. 2002. Runoff and soil loss from Midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil and Tillage Research* 66, 1-11.
- Richards, L.A. y Weaver, L.R. 1944. Moisture retention by some irrigated soil as related to soil moisture tension. *Journal of Agricultural Research* 69, 215-235.
- Robert, M., Nortcliff, S., Yli-Halla, M., Pallière, C., Baritz, R., Leifeld, J., Bannick, C.G., Chenu, C. 2004. Functions, Roles and Changes in SOM. En L. Van-Camp, B. Bujarrabal, A.R. Gentile, R.J.A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, S.K. Selvaradjou, eds. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. Volumen III. Organic Matter and Biodiversity. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. EUR 21319 EN/3, 872 p.
- Rodríguez-Lizana, A., Espejo-Pérez, A.J., González-Fernández, P., Ordóñez-Fernández, R. 2008. Pruning residues as an alternative to traditional tillage to reduce erosion and pollutant dispersion in olive groves. *Water, Air, and Soil Pollution* 193, 165-173.
- Rodríguez-Murillo, J.C. 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biology and Fertility of Soils* 33, 53-61.
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, P., Coleman, K., Smith, P. 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Science* 51, 627-641.
- Rosich, D., Castelló, A., Vallejo, V.R. 1989. Estudio del ciclo de la materia orgánica en un encinar continental de la depresión central catalana. *Options Méditerranéennes - Série Séminaires* 3, 173-177 .
- Rovira, P. y Vallejo, V.R. 2007. Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 202-215.

S

- Saavedra, M.M. y Pastor, M. 2002. Sistemas de cultivo en olivar. Manejo de malas hierbas y herbicidas. Editorial Agrícola Española, S.A. Madrid, 439 p.
- Sainju, U.M., Singh, B.P., Whitehead, W.F., 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, 1507-1517.
- Sánchez-Salazar, F. 1989. El olivo y su expansión en el reino de Jaén durante el siglo XVIII. *Boletín del Instituto de Estudios Giennenses* 138, 83-98.
- Santantonio, D. y Santantonio, E. 1987. Effect of thinning on production and mortality of fine roots in a *Pinus radiata* plantation on a fertile site in New Zealand. *Canadian Journal of Forest Research* 17, 919-928.
- Sanz de Galdeano, C., Galindo-Zaldívar, J., Alfaro, P., Ruano, P. 2007. El relieve de la Cordillera Bética. *Enseñanza de las Ciencias de la Tierra* Vol.15 (2), 185-195.
- Schomberg, H.H. y Steiner, J.L. 1999. Nutrient dynamics of crop residues decomposing on a fallow no-till soil surface. *Soil Science Society of America Journal* 63, 607-613.
- Scott, N.A. y Cole, C.V. 1996. Soil textural control on decomposition and soil organic matter dynamics. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1102-1109.
- Shukla, M.K., Lal, R., Ebinger, M. 2006. Determining soil quality indicators by factor analysis. *Soil and Tillage Research* 87, 194-204.
- Six, J., Elliott, E.T., Paustian, K. 2000. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099-2103.
- Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155-176.
- Smith, P. 2008. Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 81, 169-178.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Frolking, S., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A.S., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M. & Whitmore, A.P. 1997. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven longterm experiments. *Geoderma* 81, 153-225.

- Smith, P., Powlson, D.S., Smith, J.U., Falloon, P., Coleman, K. 2000. Meeting Europe's climate change commitments: quantitative estimates of the potential for carbon mitigation by agriculture. *Global Change Biology* 6, 525-539.
- Smith, J.U., Smith, P., Wattenbach, M., Zaehle, S., Hiederer, R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Rounsevell, M., Reginster, I., Ewert, F. 2005a. Projected changes in mineral soil carbon of European croplands and grasslands, 1990–2080. *Global Change Biology* 11, 2141-2152.
- Smith, P., Andrén, O., Karlsson, T., Perälä, P., Regina, K., Rounsevell, M., Wesemael, B.V. 2005b. Carbon sequestration potential in European croplands has been overestimated. *Global Change Biology* 11, 2153-2163.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S. 2007. Policy and technological constraints to implementation of greenhouse gas mitigation options in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118, 6-28.
- Snapp, S.S. y Borden, H. 2005. Enhanced nitrogen mineralization in mowed or glyphosate treated cover crops compared to direct incorporation. *Plant and Soil* 270, 101-112.
- Sofo, A., Nuzzo, V., Palese, A.M., Xiloyannis, C., Celano, G., Zukowskyj, P., Dichio, B. 2005. Net CO₂ storage in Mediterranean olive and peach groves. *Scientia Horticulturae* 107, 17-24.
- Sofo, A., Manfreda, S., Dichio, B., Fiorentino, M., Xiloyannis, C. 2007. The olive three: a paradigm for drought tolerance in Mediterranean climates. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions* 4, 2811-2835.
- Soria, L. 2002. Fertilización y riego en el olivar de la provincia de Jaén: comarcas de La Loma y Sierra Morena. Tesis doctoral, Universidad de Jaén, España.
- Soria, L., Fernández, E., Pastor, M., Aguilar, J., Muñoz, J.A. 2005. Impact of olive-orchard cropping systems on some soil physical and chemical properties in Southern Spain. *Advances in GeoEcology* 36, 427-436.
- Stepniewski, W., Glinski, J., Ball, B.C. 1994. Effects of compaction on soil aeration properties. En B.D. Soane y C. Van Ouwerkerk, eds. *Soil compaction in crop production*. Elsevier, New York, pp. 167-169.

T

- Thomas, G.A., Dalal, R.C., Standley, J. 2007. No-till effects on organic matter, pH, cation exchange capacity and nutrient distribution in a Luvisol in semi-arid subtropics. *Soil and Tillage Research* 94, 295-304.
- Tejada, M., Hernández, M.T., García, C. 2009. Soil restoration using composted plant residues: Effects on soil properties. *Soil and Tillage Research* 102, 109-117.
- Testi, L., Orgaz, F., Villalobos, F.J. 2008. Carbon exchange and water use efficiency of a growing, irrigated olive orchard. *Environmental and Experimental Botany* 63, 168-177.
- Tian, G., Kang, B.T., Brussaard, L. 1993. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. *Plant and Soil* 153 (2), 179-187.
- Truog, E. 1948. Lime in relation to availability of plant nutrients. *Soil Science* 65, 1-7.
- Tyurin, I.V. 1951. Analytical procedure for a comparative study of soil humus. *Trudy. Pochr. Inst. Dokuchaeva* 38, 5-9.

U

- United States Department of Agriculture 1972. Soil survey laboratory methods and procedures for collecting soils samples. *Soil Surv. Report 1*. Soil Conservation Service (SCS) USDA, Washington, DC, USA.
- United States Department of Agriculture 2008. Soil quality physical indicators: Selecting dynamic soil properties to assess soil function. *Natural Resources Conservation Service (NRCS) USDA, Washington, DC, USA.*
- United States Department of Agriculture 2009. *Thesaurus and Glossary*. <http://agclass.nal.usda.gov/bib.shtml>

V

- Valle, F., ed 2003. *Series de vegetación de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 131 pp.
- Valle, F., Navarro, F.B., Jiménez, M.N., eds 2004. *Datos botánicos aplicados a la gestión del medio natural andaluz I: Bioclimatología y biogeografía*. *Manuales de Restauración Forestal nº5*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 353 pp.

- Vera, J.A. 2004. Geología de España. SGE-IGME, Madrid, 890 pp.
- Verdú, A.M.C., Fekres, LL., Roda, F. y Terradas, J. 1980. Estructura y funcionalismo de un encinar. *Mediterránea* 4, 51-68.
- Villalobos, F.J., Testi, L., Hidalgo, J., Pastor, M., Orgaz, F. 2006. Modelling potential growth and yield of olive (*Olea europaea* L.) canopies. *European Journal of Agronomy* 24, 296-303.
- Vleeshouwers, L.M., y Verhagen, A. 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. *Global Change Biology*, 8 (6), 519-530.

W

- Wambeke, A. Van 1992. Vegetation, soil organic matter and crops. En *Soils of the tropics: properties and appraisal*. McGraw-Hill, pp. 69-95.
- West, T.O. y Post, W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1930-1946.
- West, T.O. y Six, J. 2006. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. *Climatic Change* 80, 25-41.

Z

- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M.W.I., Smith, P., Fuhrer, J. 2007. Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science* 58, 658-667.